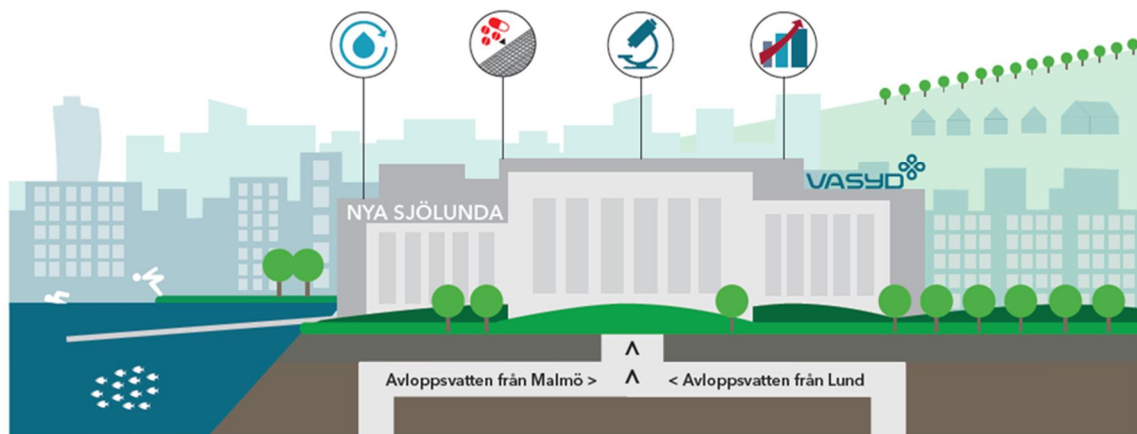


# AVANCERAD RENING VID SJÖLUNDA ARV

Förstudie

200818 Reviderad  
slutrapport



Författare: Maria Jonstrup  
Lennart Höglind  
Michael Cimbritz  
Ola Svahn  
Erland Björklund

## Innehållsförteckning

1	Inledning .....	5
1.1	Bakgrund .....	5
1.2	Syfte.....	5
2	Sjölunda ARV.....	7
2.1	Nuvarande Sjölunda .....	7
2.2	Framtida Sjölunda .....	8
3	Målsättningar och behov.....	10
3.1	VA SYDs strategiska mål .....	10
3.2	Återanvändning av renat avloppsvatten .....	11
3.3	Förutsättningar recipient .....	11
4	Analysmetoder.....	13
4.1	Provpunkter.....	13
4.2	Analys av mikroföroreningar .....	14
4.3	YES-test och Ames test.....	16
4.4	Analys av bromid och krom.....	17
5	Analysresultat .....	18
5.1	Analys av mikroföroreningar .....	18
5.2	YES-test och Ames test.....	30
5.3	Analys av bromid och krom.....	32
6	Recipientutredning .....	35
6.1	Spridningsmodell.....	35
6.2	Smittrisk.....	35
6.3	Antibiotikaresistens.....	37
7	Riskbedömning .....	39
8	Tekniker för avancerad rening.....	43
8.1	Rening från vad?.....	43
8.2	Tekniker och mognadsgrad .....	44
8.3	Teknikjämförelse .....	51
8.4	Bedömning av investerings- och driftskostnader.....	54
8.5	Dimensionering .....	57
9	Slutsatser .....	58
10	Referenser .....	60

## **Bilagor**

- Bilaga 1. Analysresultat Ames test
- Bilaga 2. Analysresultat YES-test
- Bilaga 3. Analysresultat omprov YES- och Ames test
- Bilaga 4. Inkommande och utgående läkemedelshalter Sjölunda ARV
- Bilaga 5. Uppmätta halter i Lommabukten
- Bilaga 6. Beräknade riskkvoter
- Bilaga 7. Riskbedömning uppmätta halter i Lommabukten

## 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 m<sup>3</sup> 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. Det finns även planer på att lägga ner Källby ARV i Lund och överföra avloppsvattnet till Sjölunda ARV och i samband med det erbjuda ytterligare 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 avancerad rening är ett delprojekt i det större projektet om utbyggnaden av Sjölundaverket i sin helhet. Förstudien har genomförts som ett samarbete mellan Maria Jonstrup och Lennart Höglind på VA SYD, Michael Cimbritz, Ola Svahn och Erland Björklund. Michael Cimbritz är forskare vid Lunds tekniska högskola och har ansvarat för omvärldsbevakning gällande tekniska lösningar, kostnadsuppskattningar och översiktlig dimensionering. Ola Svahn och Erland Björklund är forskare vid Högskolan i Kristianstad inom analys av läkemedelsrester. De driver det organiska spåranalyslaboratoriet MoLab (Krinova Sciencepark, Högskolan Kristianstad) och har utfört analyser av läkemedel och andra mikroföroreningar. Förstudien har möjliggjorts genom finansiering från Naturvårdsverket. Därtill har DHI anlåtits för modellering av recipientpåverkan och NIRAS för Ames test och YES-testet samt tolkning av resultaten.

Syftet med förstudien var att utreda teknikval för avancerad rening av mikroföroreningar på Sjölunda ARV. För att få en så bred nytta av den avancerade reningen som möjligt gjordes en behovsanalys både avseende utgående läkemedelshalter och bedömda riskkvoter, risk för smittspridning, risk för spridning av antibiotikaresistens samt eventuella krav vid återanvändning av renat avloppsvatten.

Provtagning av läkemedelsrester och ett antal ytterligare mikroföroreningar genomfördes vid sex olika punkter: vid inkommande och utgående provpunkt från Sjölunda ARV samt vid fyra punkter i recipienten på olika avstånd från utsläppspunkten. Provtagningen genomfördes en gång per månad under ett års tid vid reningsverket, samt under vår, sommar och höst i recipienten för att kunna studera säsongvariationer. Dessutom genomfördes intensivprovtagning på inkommande och utgående vatten från Sjölunda ARV varannan timme under ett dygn för att studera variationer över dygnet.

33 av 35 analyserade ämnen, estradiol och etinylestradiol undantaget, kunde kvantifieras i utgående avloppsvatten och femton ämnen visade utsläppsmedelvärden över 100 ng/L. Högst koncentration visade genomgående mikroföroreningen benzotriazol.

23 av de analyserade ämnena reducerades till mindre andel än 80 % i den nuvarande reningsprocessen. 13 av ämnena reducerades mindre än 20 % och sex av dessa ämnen visade negativ reduktion. Av de 16 ämnen som förekom i högst koncentration, >100 ng/L, i det renade utgående avloppsvattnet visade 10 st en reduktion som understeg 40 %. Sammantaget visade resultaten att reningsverket i sin nuvarande utformning endast har begränsad förmåga att hindra mikroföroreningarna från att nå recipienten. Resultaten visade även att framtida avancerad rening är adekvat under dygnets samtliga timmar då belastningen är relativt jämn över dygnet, även om något högre halter observerades mitt på dagen.

21 av de analyserade ämnena detekterades även i recipienten. Halterna i recipienten varierade mellan provtagningstillfällena både tidsmässigt och spatialt. En riskklassning gjordes baserat på kvoten EC/PNEC (halten i recipienten/förväntad nolleffektshalt) för de läkemedel där det fanns PNEC-värden tillgängliga i litteraturen. Klassningen visade att en miljörisk i första hand fanns för halten av citalopram, men också för halten av diklofenak, oxazepam och sertralin i recipienten. Detta gällde vid ett eller flera tillfällen under provtagningsperioden och på en eller flera av provpunkterna.

Avloppsvattnet innehöll östrogenliknande ämnen och ämnen med mutagena egenskaper. Detta konstaterades utifrån resultaten från YES-testet och Ames test. Baserat på att det sker en spädning med 100 gånger av avloppsvattnet i recipienten, så kommer, utifrån EUs riskbedömningsmodell, halten av östrogenliknande ämnen ligga under det föreslagna effektgränsvärdet.

Vid bedömning av eventuell hälsorisk på grund av antibiotikaresistenta bakterier vid utsläpp från Sjölunda ARV konstaterades det att den modellerade maximala halten vid badplats av E.coli understeg det intag som krävs för att skapa en kolonisering av ESBL-bildande bakterier.

Med det renade vattnet följer även smittämnen som eventuellt skulle kunna påverka badplatserna i närområdet. Modelleringar av de intestinala indikatorbakterierna som ingår i badvattendirektivet visade emellertid att Sjölundas utsläpp inte utgör någon risk för att gränsen för tjänligt vatten överskrids.

Än så länge är ozonering och behandling med aktivt kol de tekniker som funnit flest praktiska tillämpningar i stor skala, vilket hänger samman med både renings- och kostnadseffektivitet. Under senare år märks ett allt större intresse för granulerat aktivt kol (GAK).

Då slutsatsen utifrån genomförd status- och kapacitetsbedömning är att större delarna av Sjölunda avloppsreningsverk behöver byggas om eller rivas finns det i nuläget endast ett fåtal processmässiga förutsättningar att ta hänsyn till vid utvärdering av alternativ för avancerad rening och anpassning av avancerad rening till befintlig process. VA SYDs slamstrategi förordar fortsatt spridning på åkermark så länge det är tillåtet. Detta innebär att dosering av pulveriserat aktivt kol (PAK) för avskiljning tillsammans med biologiskt överskottsslam inte är aktuellt så länge slammet ska spridas på åkermark. En helt ny, ännu inte fastställd, processutformning för reduktion av BOD samt kväve och fosfor innebär också att det inte finns någon process att förhålla sig till för utformning av avancerad rening. Samtidigt innebär det en stor möjlighet att på ett tidigt stadium integrera den avancerade reningen med kommande processutformning. Vissa överväganden kan också göras tidigt. Med utgångspunkt i ozonering och aktivt kol som huvudalternativ finns det möjlighet att bestämma om man vill satsa på en teknik som separerar de organiska mikroföroreningarna eller en teknik som bryter ner dem. Genomförda bromidanalyser för utgående avloppsvatten från Sjölunda visar emellertid att bromidhalterna är betydligt högre än de haltgränser som rekommenderas för ozonering. Variationerna bör undersökas genom fler prover, och bromatbildning som funktion av ozondosering bör undersökas, men tillsvidare är en rimlig utgångspunkt att ozonering bör undvikas.

En översiktlig GAK-filterdimensionering baserad på ett framtida flöde motsvarande 305 l/p\*d har tagits fram. En mer precis bedömning förutsätter en närmare analys av flödesvariationer och en uppfattning om uppströms processer och det flöde som kommer att ledas genom den biologiska reningen och den tänkta filteranläggningen.

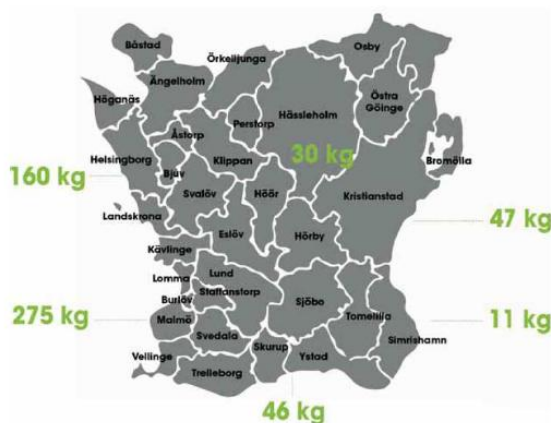
# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Sjölunda avloppsreningsverk (ARV) tar emot avloppsvatten från större delen av Malmö stad samt från närliggande kommuner. På grund av befolkningsökningen i upptagningsområdet kommer VA SYD att behöva bygga ut och effektivisera reningsverket. Källby ARV renar avloppsvatten från Lund stad och ett par kringliggande orter. Även här har belastningen ökat och det har utretts om verket ska byggas ut eller flyttas, vilket lett till ett inriktningsbeslut om att lägga ner Källby ARV och pumpa avloppsvattnet till Sjölunda ARV. Därmed är planen att framöver rena både avloppsvattnet från Malmö och Lund vid Sjölunda ARV. Grannkommuner kommer även erbjudas att ansluta sitt avloppsvatten. Det kan innebära att fler avloppsvattenreningsverk kommer att kunna stängas framöver då det framöver kan bli dyrt för varje kommun att bygga ut och modernisera avloppsreningsverk var för sig. Detta bedöms sammanlagt motsvara över 780 000 anslutna personer år 2045 och utgöra en omfattande del av sydvästra Skåne.

Renat avloppsvatten från Sjölunda ARV leds ut genom två utloppsledningar med utsläppspunkter i Lommabukten. I Lommabukten finns Natura 2000-område enligt habitat- och fågeldirektivet, naturreservat och riksintresse för yrkesfiske. De grunda vattnen i Lommabukten är mycket produktiva och artrika.

Baserat på en nyligen genomförd skånsk studie kallad *LUSKA - Läkemedelsutsläpp från Skånska Avloppsreningsverk* där utsläppen av läkemedel och antibiotika från 8 skånska reningsverk 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 (Läkemedelsverket, 2015) utförts, se Figur 1. För Sjölunda ARV och Källby ARV har utsläppen beräknats till ca 159 kg och 43 kg för respektive verk, men detta utgör sannolikt bara en liten del av den totala kemiska belastningen på grund av det stora antalet läkemedel och andra kemiska ämnen som finns i avloppsvatten.



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

Under 2019-2021 genomförs en förstudie som syftar till att ta fram en utbyggnadsplan för Sjölundaverket och det tas även fram en ansökan om nytt miljötillstånd. Denna förstudie om avancerad rening vid Sjölundaverket för reduktion av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar utgör ett delprojekt i förstudien om verket i sin helhet.

## 1.2 Syfte

Syftet med förstudien var att utreda behov av och teknikval för avancerad rening vid Sjölunda ARV i Malmö. För att få en så bred nytta av den avancerade reningen som möjligt gjordes en behovsanalys

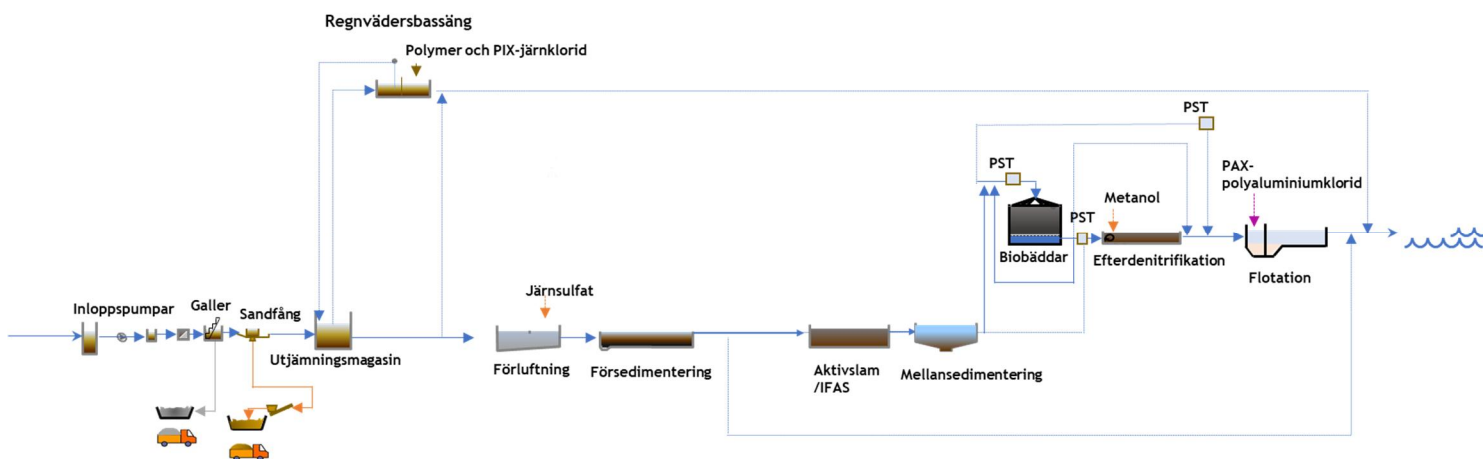
både avseende utgående läkemedelshalter och bedömda riskkvoter, risk för smittspridning, risk för antibiotikaresistens samt eventuella krav vid återanvändning av renat avloppsvatten.

## 2 Sjölunda ARV

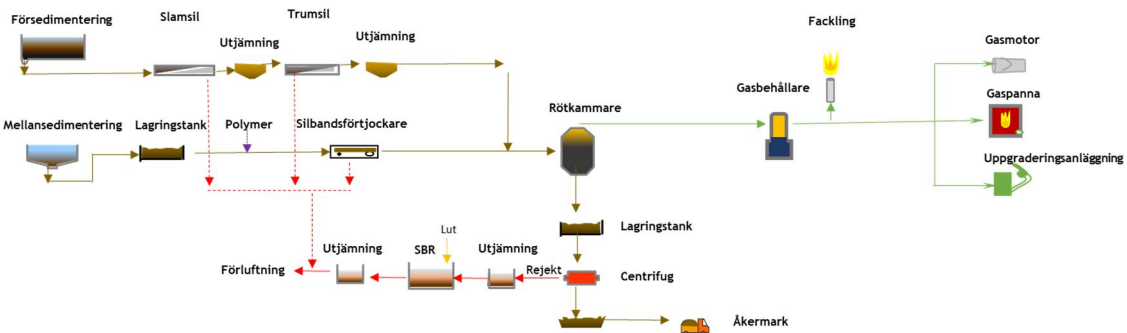
### 2.1 Nuvarande Sjölunda

Upptagningsområdet för Sjölunda ARV består av större delen av Malmö stad. Avloppsvatten från Turbinens, Rosendals, Spillepengens, Södra Sallerups och Hamnens avloppsområden leds till Sjölunda 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 BOD<sub>7</sub>. Anläggningen renar i dag omkring 40 miljoner m<sup>3</sup> avloppsvatten årligen och är därmed ett av Sveriges största reningsverk. Recipienten för Sjölunda ARV är Lommabukten i Öresund.

Reningsverket har tre vattenbehandlingssteg med mekanisk rening, biologisk rening och kemisk efterpolering. Primärslam och biologiskt överskottsslam rötas i mesofila röt-kammare där biogas produceras och merparten av det rötade slammet sprids på åkermark. Nedan återfinns en kort beskrivning av vattnets och slammets väg genom verket med tillhörande förenklade flödesdiagram, se Figur 2 och Figur 3.



**Figur 2.** Förenklade flödesschema över vattnets väg. PIX-järnklorid, PAX-polyaluminiumklorid, PST-pumpstation och IFAS-integrerad fastfilmaktivslamprocess (EnviDan, 2019).



**Figur 3.** Förenklade flödesschema över slammets väg. SBR-satsvis biologisk nitritations-reaktor (EnviDan, 2019).

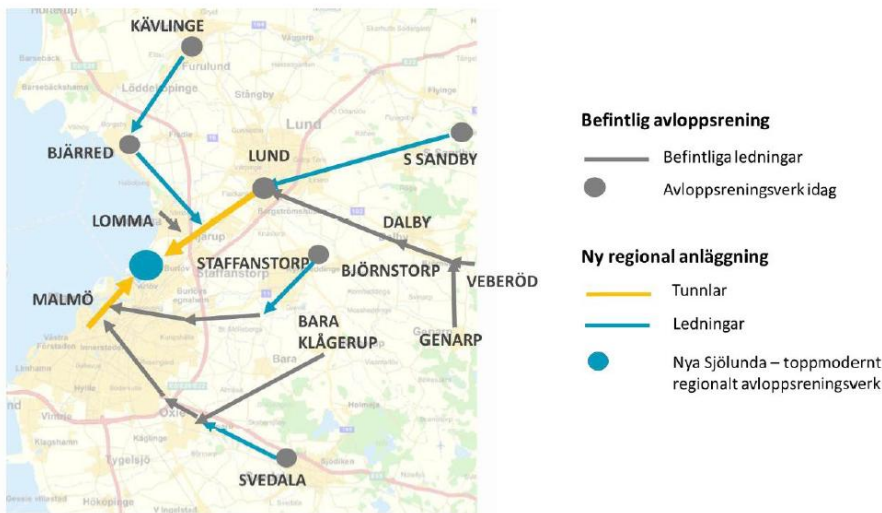
Förstudien om avancerad rening vid Sjölunda ARV genomförs som en del i det större projektet gällande en ombyggnad av Sjölundaverket i sin helhet för modernisering och kapacitetsökning. Parallellt med detta projekt har det genomförts en kapacitetsutredning som visar att processerna på Sjölunda överlag är högt belastade. Det har även genomförts en statusbedömning för de flesta



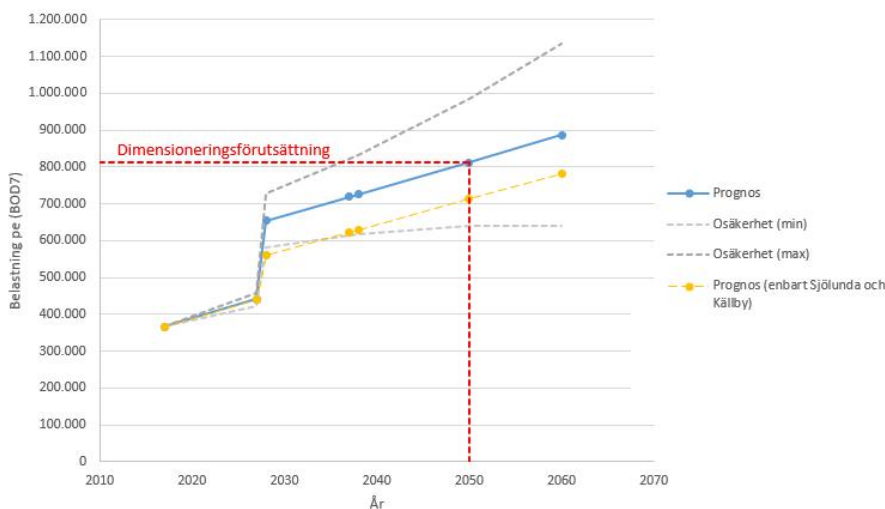
byggnadsverken och maskin- och elinstallationerna. Bedömningen visade att få installationer bör återanvändas i det nya verket, på grund av kapacitet, status eller att de helt enkelt är i vägen för placering av de nya byggnader eller installationer som behövs på Nya Sjölunda. I nuläget är bedömningen att endast behålla grovreningen och delar av slambehandlingen (rötkammare och avvattning).

## 2.2 Framtida Sjölunda

I arbetet med det nya Sjölundaverket planeras det för ett ökat upptagningsområde och utökad belastning. I Figur 4 visas grundscenariot för det framtida upptagningsområdet och i Figur 5 visas framtagna belastningsprognos.



**Figur 4.** Grundscenariot för det nya Sjölandaverkets upptagningsområde. Befintliga anslutningar visas som grå linjer och anslutningar under utredning som blå linjer.



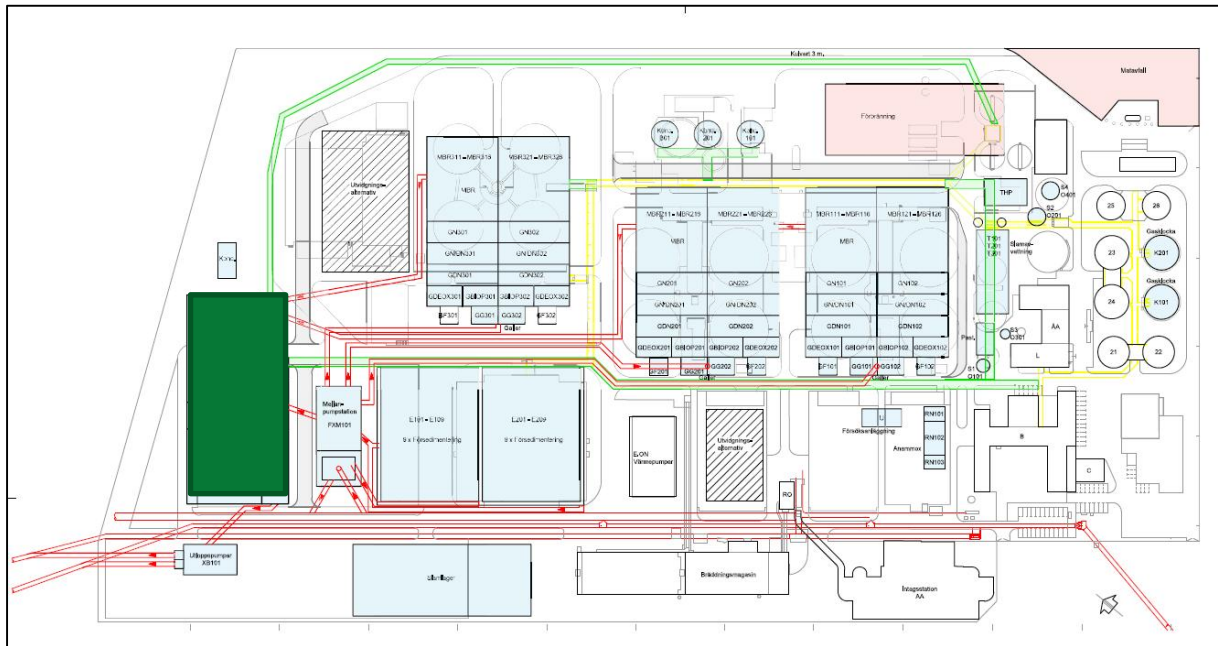
**Figur 5.** Belastningsprognos 2017–2045 för hela det planerade upptagningsområdet visas som blå linje och osäkerhetsintervallet med streckade grå linjer. Gul linje visar prognosen för enbart Sjölandas och Källbys upptagningsområde (EnviDan 2019).

### 2.2.1 Förutsättningar för avancerad rening

Då den nuvarande planen är att bygga om större delarna av avloppsreningsverket finns det i nuläget endast ett fåtal processmässiga förutsättningar att ta hänsyn till vid utvärdering av alternativ för avancerad rening och anpassning av avancerad rening till befintlig process.

I den nyligen genomförda lokaliseringsutredningen togs ett layoutförslag fram för det nya verket i vilket det avsattes en yta för kommande avancerad rening, se Figur 6.

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 PAK för avskiljning tillsammans med slammet förmodligen inte är aktuell, såvida det inte kommer ett förbud inom en snar framtid.



**Figur 6.** Layoutförslag för Sjölunda ARV. Vita byggnader indikerar de byggnader/processteg som i nuläget bedöms behållas i det nya reningsverket. Ljusblå byggnader är förslag till nya anläggningsdelar. Mörkgrön triangel representerar yta avsatt för avancerad rening. Placeringen kan komma att ändras beroende av processval (modifierad efter EnviDan, 219).

## 3 Målsättningar och behov

### 3.1 VA SYDs strategiska mål

2018 togs VA SYDs nya strategiska mål fram som syftar till att bidra till en hållbar samhällsutveckling. Målen innebär att VA SYD ska:

- 
**Vara klimatneutralt och energipositivt år 2030**
- 
**Produktifiera och nyttiggjort restprodukter år 2025**
- 
**Vara en av Europas 10 mest effektiva VA- och avfallsorganisationer år 2025**
- 
**Leda utvecklingen för hög vattenkvalitet till rekreation och dricksvatten år 2025**
- 
**Uppnå nollvision för oplanerade driftstörningar för kund år 2030**
- 
**Inspirera och ha aktiverat alla kunder för en bättre miljö år 2025**

För att bidra till uppfyllandet av de strategiska målen kommer följande hänsyn tas vid utvärderingen av teknikval för avancerad rening:

- 1. Vara klimatneutralt och energipositivt**  
Energianvändning och klimatpåverkan för alternativen kommer att utvärderas.
- 2. Produktifiera och ha nyttiggjort restprodukter**  
Teknikvalets påverkan på förutsättningarna för återanvändning av renat avloppsvatten kommer att utvärderas. Det kommer även prioriteras att teknikvalet inte påverkar förutsättningarna för avsättning av det REVAQ-certifierade avloppsslammet.
- 3. Vara en av Europas mest effektiva VA- och avfallsorganisationer**  
Investerings- och driftskostnader kommer utvärderas. Hänsyn kommer också att tas till de lärdomar som framkommit vid de fullskaleinstallationer som finns runt om i Europa.
- 4. Leda utvecklingen för hög vattenkvalitet till rekreation och dricksvatten**  
Som underlag för teknikvalet kommer en behovsanalys göras för att utvärdera behovet av reduktion av läkemedelsrester och andra mikroförureningar samt risken för spridning av antibiotikaresistens och risken för påverkan på badvattenkvalitet.
- 5. Uppnå nollvision för oplanerade driftstörningar**  
Driftstabiliteten för alternativen kommer att utvärderas.
- 6. Inspirera och ha aktiverat alla kunder för en bättre miljö**  
VA SYD vill vara en förebild genom att visa att vi tar det ansvar vi kan för en minskad miljöpåverkan.

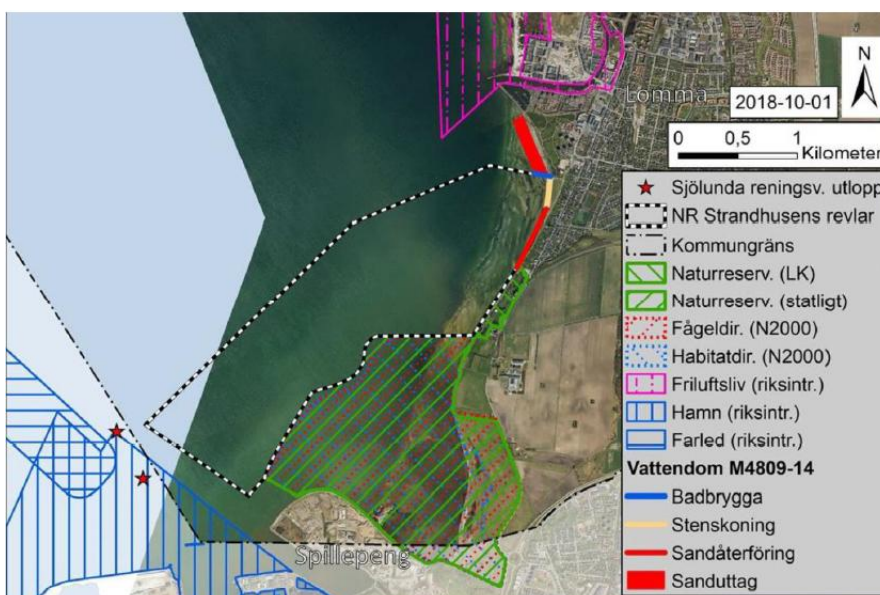
## 3.2 Återanvändning av renat avloppsvatten

I takt med att avancerad rening för läkemedelsrester och andra mikroföreningar installeras på reningsverken ökar även kvalitén på det vatten som lämnar reningsverken och därmed möjligheten att återanvända vattnet i industrin eller till bevattning. VA SYD ser över möjligheten att samverka med närliggande industrier i samband med planeringen för det nya avloppsreningsverket. I detta ingår ett arbete för att kunna tillhandahålla återvunnet avloppsvatten till industrier, kommuner och andra aktörer med hög vattenförbrukning. En kartläggning över behovet och vattenkvalitet har tagits fram och visar att industrier har liknande behov vad gäller vattenkvalitet till de mest vattenintensiva aktiviteterna (Hoyer, 2019). En övervägande andel av vattnet används för aktiviteter som spolning av bilar, gator och ledningar, kylning, bevattning, rekreation och pannvatten. Dessa kräver framför allt ett partikelfritt vatten med låg halt suspenderat material. Vattnet behöver även vara bakteriefritt för att inte utgöra en smittorisk vid eventuell kontakt. Utgående vatten från svenska avloppsreningsverk kräver därmed normalt ett poleringssteg för att kunna tillhandahålla rätt vattenkvalitet. Detta kan innehålla filtermetoder, aktivt kolfilter, mikrofiltrering eller ultrafiltrering för att avlägsna partiklar och suspenderat material, efterföljt av en desinfektion med ozon, UV eller klorering. Detta är delvis tekniker som även diskuteras för avancerad rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar och glappet mellan nuvarande utgående vattenkvalitet från svenska avloppsreningsverk och den kvalitet som krävs för industriell användning och bevattning minskar därmed när avancerad rening installeras på avloppsreningsverken.

Potential finns även att minska användningen av dricksvatten i avloppsreningsverken genom att byta till att använda återvunnet vatten istället för dricksvatten för spolning, backspolning av filter och i polymerberedningen.

## 3.3 Förutsättningar recipient

I Sjölundas recipient Lommabukten finns ett antal områden med naturvärden, vilket behöver belysas i tillståndsansökan för Sjölunda inför utbyggnaden av reningsverket, se Figur 7. Tre av områdesskydden utgörs av Natura 2000-områden och fem av områdesskydden utgörs av naturreservat där vattenkvalitén är viktig för att inte påverka området negativt. Sjölundas utsläppspunkt angränsar till det nya naturreservatet Strandhusens revlar, se Figur 7 .



Figur 7. Översikt skyddad natur i Lommabukten. Sjölundas utsläppspunkter markerade med röda stjärnor.



Inom vattenförekomsten Lommabukten finns det även fem badplatser som omfattas av badvattendirektivet, se Figur 8.



**Figur 8.** Översikt över badplatser som omfattas av EU:s badvattendirektiv. Fem badplatser (gröna prickar) ligger inom recipienten och vattenförekomsten Lommabukten. Sjölundas utsläppspunkter är markerade med röda prickar.

### 3.3.1 Miljö kvalitetsnormer för vattenförekomsten

Vattenförekomsten Lommabukten (SE554040-125750) är en registrerad kustvattenförekomst (VISS<sup>1</sup>). Vattenförekomsten klassas som kust och angränsar till kommunerna Burlöv, Kävlinge, Lomma och Malmö. Påverkanskällor på Lommabukten från landbaserade källor är, enligt VISS, närliggande vattenförekomster. I Lommabukten har utsläpp från jordbruket störst påverkan, följt av utsläpp från Sjölunda avloppsreningsverk, industri och dagvatten.

Det huvudsakliga naturvärdet i Lommabukten, som utgör grunden för ekosystemet är ålgräs. Ålgräs kan utgöra stora sammanhängande ytor, och bilda så kallade ålgräsängar. Dessa utgör barnkammare, livsmiljö och födokälla för bland annat fisk och fågel. Ålgräsängarna är globalt sett en hotad biotop som under de senaste 50 åren kraftigt reducerats (Palmu m.fl., 2018a). Både OSPAR (OsloPariskonventionen) och HELCOM (Helsingforskonventionen) har på sina listor över hotade eller minskande livsmiljöer tagit upp ålgräsängar. Förutom att ålgräsängar fungerar som uppväxtmiljö för flertalet olika fisk- och kräftdjursarter binder ålgräs både näringsämnen och koldioxid samt ger lokalt klarare vatten då dess blad dämpar energin från vågor.

Den kemiska statusen i VISS för vattenförekomsten Lommabuktgen uppnår ej god status på grund av förhöjda halter av kvicksilver och kvicksilverföreningar samt polybromerade difenyleter (PBDE). Antracen, bly och andra blyföreningar, dioxiner och dioxinlika föreningar, fluoranten, PFOS och benzo(a)pyrene klassas som god. Övriga prioriterade ämnen, TBT, naftalen, nickel och kadmium, är ej klassade. Den kemiska statusen förutom överallt överskridande ämnena klassas som god.

<sup>1</sup> VISS (VattenInformationSystem Sverige) är en databas som har utvecklats av vattenmyndigheterna, länsstyrelserna och Havs och vattenmyndigheten.

## 4 Analyismetoder

### 4.1 Provpunkter

För provtagningen valdes sex punkter ut: inkommande och utgående provtagningspunkt vid Sjölunda ARV samt fyra punkter i recipienten som togs ut vid olika avstånd från utsläppspunkten, se Tabell 1. Den närmsta, Recipient 1 ligger ca 200 m från utloppsledningarna och precis på gränsen till det marina naturreservatet i Lommbakten, se Figur 9. Punkt 2 ligger längre in i naturreservatet i anslutning till ett större område med ålgräsängar. De två sista punkterna utgörs av ÖVF 4:8 och ÖVF 4:11 som är referenspunkter för kontroll enligt vattendirektivet (VISS).

Tabell 1. Provtagningsplatser

Provtagningsplats		Provpunkt/Koordinater
Sjölunda inkommande		V <sub>in</sub>
Sjölunda utgående		V <sub>ut</sub>
Recipient 1	Yta	Nordlig: 6 169 388 Östlig: 119 894
	Botten	
Recipient 2	Yta	Nordlig: 6 169 579 Östlig: 120 296
	Botten	
Recipient ÖVF 4:8	Yta	SWEREF99 TM Nordlig: 6 172 954 Östlig: 376570
	Botten	
Recipient ÖVF 4:11	Yta	SWEREF99 TM Nordlig: 6 168 969 Östlig: 376353
	Botten	

Till månadsproverna togs 100 ml prov ut från flödesproportionella dygnsprov från inkommande respektive utgående avloppsvatten vid Sjölunda ARV och förvarades i frys fram till analys.

Till dygnsprovsanalysen (191030) togs 100 ml ut, flödesproportionerligt i 2-timmarsintervall från inkommande respektive utgående avloppsvatten vid Sjölunda ARV. Provtagningen i inkommande vatten startade kl 17.00 och pågick till 17.00 efterföljande dygn. Provtagningen i utgående vatten startade kl 12.00 och pågick till 12.00 efterföljande dygn. Proverna förvarades i frys fram till analys.

Vid recipientprovtagning togs 500 ml prov ut som stickprov från yta (ca 0,5 m djup) och botten vid respektive provpunkt. Vatten samlades in med hjälp av Ruttnerhämtare. Provtagningen genomfördes i april, juni och oktober under tillfällena då strömmen var norrgående, för att säkra att provtagning skedde då avloppsvattnet spreds i provpunkternas riktning. Samtliga använda provkärl var av HDPE-typ.



**Figur 9.** Punkter i Lommabukten i Öresund där vattenprover togs i april, juni och oktober 2019. Provpunkterna ÖVF 4:11 och ÖVF 4:8 är hydrografilokaler i Öresunds vattenvårdsförbunds recipientkontrollprogram. Provpunkterna VASYD 1 och VASYD 2 har framtagits till föreliggande undersökning. Vid varje punkt togs prov ut vid yta respektive botten.

## 4.2 Analys av mikroföroreningar

Analyserna av läkemedelsrester genomfördes av Ola Svahn och Erland Björklund vid MoLab, Högskolan i Kristianstad.

### 4.2.1 Analyserade ämnen

Läkemedel utgör en stor grupp av ämnen och det finns flera hundra godkända aktiva substanser (APIs) på den svenska marknaden. För att kunna analysera och identifiera läkemedel i miljöprover har en rad olika tekniker och metoder utvecklats vid olika laboratorier (Hernandez-Maldonado & Blaney, 2015). Med åren har allt fler ämnen uppmärksammas, och tillfogats metoderna (Noguera-Oviedo & Aga, 2016). Det är inte ovanligt att en metod kan omfatta analys av upp emot 100 substanser (Petrie et al, 2016). Konsekvensen av dessa så kallade multimetoder blir å ena sidan fler resultat som beskriver förekomsten av läkemedel i miljön, å andra sidan leder de många substanserna som ska analyseras till ökad komplexitet, vilket i sin tur kan orsaka större mätosäkerhet och lägre metodkänslighet. Jämförbarheten mellan olika analyser kan också försvåras om man inte mäter samma ämnen i de olika metoderna.

Behoven av samordnade nationella analyser har på senare år blivit allt tydligare. Läkemedelsverket (LMV), gav 2015 ut rapporten *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)*, vilken utgör ett första steg i den riktningen (Läkemedelsverket, 2015). I rapporten rekommenderas en lista innehållande 22 läkemedel vars koncentration man föreslår ska följas årligen. I rapporten rekommenderas också att denna lista översänds till Naturvårdsverket för vidare hantering, samt att mätningar av dessa 22 ämnen bör komplettera de mätningar som Naturvårdsverket redan genomför i miljön. Några av de föreslagna ämnena i rapporten ingår i *Europeiska Kommissionens bevakningslistor, 1 och 2, över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område (EU) 2015/495* (EU, 2015, EU, 2018). EUs bevakningslista, enligt ramdirektivet om vatten, är den europeiska unionens verktyg för att inhämta övervakningsdata av hög kvalitet om potentiella vattenföroreningar. Under projektperioden befinner vi oss i mätperioden för bevakningslista nr. 2

(EU, 2018). På de två bevakningslistorna förekommer en rad olika läkemedel, men också flera bekämpningsmedel, däribland gruppen neonikotinoider. Imidaklopid är ett exempel på en neonikotinoid, som också tas upp i *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten som en gräns för god vattenstatus, HVMFS 2013:19* (Havs- och vattenmyndigheten, 2019). I *HVMFS 2013:19* förekommer också de i undersökningen inkluderade ämnena diklofenak, ciprofloxacin och bisfenol A. Vidare ingår poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS), som är en grupp högfluorerade ämnen avsedda till impregnering av textilier, samt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) som utgör en komponent i brandsläckningsskum. I undersökningen har PFOS och perfluoroktanoat (PFOA) inkluderats, som är två vanligt förekommande PFAS-ämnen i miljön (Richardson & Ternes, 2017).

Bensotriazoler utgör en grupp av ämnen som på senare tid uppmärksammats i miljöanalytiska sammanhang och betraktas som *contaminants of emerging concern* (Richardson & Ternes, 2017). Bensotriazoler används som korrosionshämmare, tillsatsämne i plast och som UV-skydd. Två bensotriazoler inkluderades 2015 på EUs kandidatförteckning över särskilt farliga ämnen (EU, candidate list, 2015). Ett ämne som står med på kandidatförteckningen omfattas av särskilda krav på information, anmälan och tillstånd enligt Reach-förordningen. I undersökningen har den enklaste formen av bensotriazol inkluderats; CAS 95-14-7.

Totalt kom 35 ämnen att ingå i analyserna, se Tabell 2, och har stora likheter med den lista av ämnen som Naturvårdverket föreslår för utvärdering av avancerad rening. Ämnena representerar en rad olika aspekter såsom varierande koncentrationer i utgående avloppsvatten, de har olika kemiska egenskaper samt relevans ur ett miljö- och hälsoperspektiv.

#### 4.2.2 Analysmetod

För att analysera läkemedel i vattenprover, vilka dessutom ofta förekommer i låga till mycket låga koncentrationer, krävs särskild provupparbetnings- och analysteknik. Vid provupparbetningen separeras och koncentreras mikroföroreningarna. Vidare avskiljs analysstörande bakgrundsämnen, som till exempel humus, från provet. Två vanliga provupparbetningstekniker inom miljöanalys är LLE (Liquid Liquid Extraction) och SPE (Solid Phase Extraction). Inom organisk spåranalys av polära till semipolära mikroföroreningar har det närmast blivit standard att använda SPE. När SPE används överförs mikroföroreningarna till en adsorbent som utgörs av en polymer innesluten i en provpatron. Efter extraktionen sköljs proverna ut med ett lämpligt organiskt lösningsmedel. Därefter indunstas proverna och övers till särskilda provvialer i väntan på slutanalys. Analys av proverna sker med kromatografi i kombination med masspektrometri, som benämns HPLC-MS/MS eller GC-MS/MS, beroende på om kromatografen äger rum med vätskekolonn (HPLC) eller gaskolonn (GC). I litteraturen förkortas ofta hela analyskedjan SPE-HPLC-MS/MS (EU 2015, EU, 2018).

#### Provupparbetning

På MoLab har särskilt anpassande tekniker för provupparbetning tagits fram, och unika analysmetoder har utvecklats för optimerad analys av polära till semipolära mikroföroreningar baserade på arbeten publicerade i avhandlingen *Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket* (Svahn, 2016). Den särskilda provupparbetningsteknik som har utvecklats och används vid analys av recipientproverna möjliggör analys i hela vattenprovet, utan filtrering genom ett 0,45 µm filter som annars är brukligt (Svahn & Björklund, 2019). En detalj i den utvecklade tekniken; ett sandfilter som placeras i SPE-kolonnen, och som sedan följer med genom hela analyskedjan, används även vid analys av proverna från reningsverket. På EUs bevakningslista anges att "För att säkerställa jämförbara resultat från olika medlemsstater ska alla ämnen övervakas i hela vattenprovet." (EU, 2015). Även i *HVMFS 2013:19* nämns totala koncentrationer i hela vattenprover för de aktuella (HVMFS, 2013). Metoden som



innefattar analys av flertalet av de ingående mikroföroreningarna i undersökningen, och som bygger på tekniken ovan, publicerades nyligen i sin helhet i arbetet *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* (Svahn & Björklund, 2019).

### Slutanalys UPLC MS/MS

Som tidigare nämnts riskerar så kallade multimetoder som utvecklas för slutanalysen i HPLC-MS/MS att bli föremål för en rad analytiska kompromisser eftersom de måste hantera ett stort antal substanser med stora kemiska olikheter. En stor del av kompromissen hamnar i kromatografidelen (HPLC) när endast *en* metod och kolonn används, nästan uteslutande utförd med hjälp av en sur buffert (Hernandez-Maldonado & Blaney, 2015; Noguera-Oviedo & Aga, 2016). För att reducera inslaget av kompromiss är MoLabs UPLC-MS/MS-metod istället baserad på tre individuella kromatografiska metoder, som var och en har sin kolonn kopplad till; en sur, en basisk och en neutral metod. Under metodutvecklingen utvärderas varje förening med avseende på kromatografiska förhållanden och masspektrometrisk optimering. Strategin utnyttjar bättre den fulla potentialen i ett UHPLC-ESI-MS/MS-system, och blir därmed bättre anpassad för att täcka in föreningarnas kemiska olikheter, vilket minimerar antalet kompromisser och bidrar till mer robusta, mer flexibla och metoder med högre analytisk känslighet.

Varje prov injiceras tre gånger (1 + 1 +10 µl) och den totala analystiden är 6,5 + 6,5 + 8 = 21 min, inklusive tvätt av systemet och ekvibrering av kolonnen mellan individuella injektioner.

Analysmetoden för UPLC MS/MS-delen finns publicerad i arbetet *Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH* (Svahn & Björklund, 2016). Metoderna är validerade enligt standardmetoden, 1694, publicerad 2007 av det Amerikanska Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency, US EPA), *Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/MS/MS* (EPA, 2007).

## 4.3 YES-test och Ames test

Prov på inkommande och utgående avloppsvatten från Sjölunda reningsverk togs vid två tillfällen och skickades till Toxikon AB, numera NIRAS, där provberedningen utfördes. Extraktion gjordes med fastfaskolonn enligt Svensson & Allard (2002). Metoden bygger på en internationellt publicerad metod (Körner m.fl., 1999). Vattnet grovfilterades med Munktell 5-filter (20µm). 500 ml prov tillsattes en fastfaskolonn med 200 mg hydroxylerad polystyren-divinylbensen-kopolymer ENV+ Biotage). De ämnen/komponenter som fastnade i kolonnerna eluerades fram vid tillsatts av aceton (2+2 ml). Till de erhållna acetonextrakten tillsattes 100 µl DMSO vardera varefter aceton evaporerades i en kväveström. Samtliga fyra extrakt frystes in vid -20°C. Proverna skickades frysta till analyslaboratoriet Xenometrix i Schweiz för Yeast Estrogen Screen-test (YES-test) och Ames test.

### 4.3.1 YES-test

Metoden är inte tillräckligt känslig för att kvantifiera de mycket låga halterna av könshormoner. För att bestämma den totala östrogena effekten användes YES, en metod med genmodifierad jäst.

YES-test utfördes på extrakt från inkommande (prov IN1 och IN2) och utgående (prov UT1 och UT2) avloppsvatten. Metodbeskrivning finns i testrapporten i Bilaga 1. I testen används en genmodifierad jästkultur som har den humana receptorn för östrogen inkorporerad i sitt genom. Vid inbindning av östrogenliknande ämnen till receptorn kan en kvantifiering av halten östrogenekvivalenter göras spektrofotometriskt.

### 4.3.2 Ames test

Ames test utfördes för att få ett mått på mutageniteten av inkommande (prov IN1 och IN2) och utgående (prov UT1 och UT2) avloppsvatten. Metodbeskrivning finns i testrapporten i Bilaga 2. I testen används två Salmonellastammar (TA98 och TA100) vilka ger uttryck för mutagenitet i form av "frameshift-mutationer" respektive basparsubstitutioner. Testerna utfördes i närvaro eller frånvaro av metabolisk aktiv vävnad ( $\pm$ S9-fraktion).

Alla provkoncentrationer testades i triplikat och samtidigt utfördes negativa (lösningsmedel) kontroller och positiva kontrollkemikalier. Totalt utvärderades fyra 5000-faldiga koncentrerade testprover (IN1, IN2, UT1, UT2).

## 4.4 Analys av bromid och krom

### 4.4.1 Bromid

Veckoprover av inkommande och utgående avloppsvatten från Sjölunda ARV samlades in vid två olika tillfällen, 190326 samt 190404, för analys av bromidhalter. Proverna skickades till Eurofins för analys.

Då höga bromidhalter detekterades beslutades det även att ta prover på dricksvatten för att undersöka om bromidhalterna var naturligt förekommande. Stickprov samlades in vid två olika tillfällen och skickades för analys till Eurofins.

### 4.4.2 Krom

Analys av krom ingår i reningsverkets ordinarie analys av inkommande och utgående avloppsvatten och tas löpande som veckoprover som skickas för analys till Eurofins.

## 5 Analysresultat

### 5.1 Analys av mikroföroreningar

I Tabell 2 rangordnas de 35 analyserade ämnena efter medelkoncentration (ng/L) i utgående avloppsvattens månadsprover, under perioden 181220-191111 (n=12). Variationen mellan månadsprovernas halter av de analyserade ämnena under provperioden redovisas som den relativa standardavvikelsen av medelkoncentrationen uttryckt i procent; RSD (%), kolumn 4. I samma tabell, kolumn 5, redovisas median-koncentrationen, n=12. Analysdata för varje enskilt ämnes ingående- respektive utgående koncentration vid de olika provtillfällena presenteras i Bilaga 4. Vidare återfinns den maximalt uppmätta koncentrationen i kolumn 6, samt i vilken månad det ägde rum, kolumn 7.

**Tabell 2.** I undersökningen ingick 35 mikroföroreningar. I tabellen har föreningarna rangordnats efter medelkoncentration i utgående avloppsvatten (ng/L), kolumn 3. Kolumn 4; provvariation uttryckt som den relativa standardavvikelsen RSD (%), n=12. Kolumn 5; mediakoncentration i utgående avloppsvatten (ng/L), n=12. Kolumn 6 och 7; maximalt uppmätt koncentration (ng/L) samt vid vilken månad. Kolumn 8; Beräknad årlig massa (g) som belastar Lommabukten. Kolumn 9; reningsverkets reduktionsförmåga av de undersökta mikroföroreningarna (%). Kolumn 10 och 11; analysmetodens kvantifieringsgräns presenterad tillsammans med mätosäkerheten uttryckt som RSD (%).

Ämne	CAS nr.	Medelkonc. (ng/L)	RSD (%)	Median konc.(ng/L)	Max. konc. (ng/L)	Månad max. konc.	Årsutsläpp (kg)	Reduktion (%)	LOQ (ng/L)	RSD (%)
Bensotriazol	95-14-7	3496,7	75,3	2406,0	8814,5	December	140,81	25,6	1	2,5
Metoprolol	37350-58-6	1377,5	23,7	1346,5	2070,3	April	55,47	9,6	0,1	1,6
Tramadol	27203-92-5	996,5	22,0	1033,3	1376,9	April	40,13	4,6	2	2,5
Losartan	114798-26-4	864,4	16,9	865,3	1191,3	November	34,81	9,5	0,1	3,2
Diklofenak	15307-86-5	739,5	23,6	772,7	967,5	Maj	29,78	19,6	1	3
Naproxen	22204-53-1	688,7	50,1	588,6	1478,3	November	27,73	77,2	25	3,9
Furosemid	54-31-9	616,2	65,6	423,7	1419,9	November	24,81	-8,1	10	18
Atenolol	29122-68-7	432,4	18,6	434,5	535,8	Februari	17,41	56,5	0,1	0,5
Oxazepam	604-75-1	344,4	18,4	341,1	468,0	Januari	13,87	-18,7	0,6	1,6
Karbamazepin	298-46-4	332,9	13,2	336,9	405,0	Januari	13,41	-2,4	0,5	0,7
Venlafaxin	93413-69-5	289,0	17,2	291,3	399,7	Mars	11,64	36,0	1	6,3
Ibuprofen	15687-27-1	281,4	126,6	0,0	2141,0	November	11,33	ej beräknad	100	4,3
Erytromycin	114-07-8	148,7	41,0	132,3	289,7	Januari	5,99	-77,7	1	3,6
Sulfametoxazol	723-46-6	137,4	39,5	138,5	241,8	November	5,53	54,1	0,1	2,4
Ciprofloxacin	85721-33-1	106,5	73,9	85,3	242,3	Oktober	4,29	90,5	5	3,3
Azitromycin	83905-01-5	92,9	37,9	95,9	156,3	Mars	3,74	71,6	1	2,7
Flukonazol	86386-73-4	80,1	29,1	80,0	114,1	December	3,23	-17,2	0,6	1,2
Bisfenol A	80-05-7	78,1	43,9	71,9	155,0	Augusti	3,14	92,2	10	3,4
Trimetoprim	738-70-5	71,2	25,1	70,4	110,2	Januari	2,87	38,7	1	1,4
Klaritromycin	81103-11-9	63,0	36,7	64,7	95,1	April	2,54	41,8	1	3,6
Citalopram	59729-33-8	185,2	23,1	174,3	254,3	Oktober	2,23	86,0	1	1,8
Paracetamol	103-90-2	49,7	227,6	18,3	425,6	November	2,18	99,6	1	6
Propranolol	525-66-6	35,2	16,7	37,2	44,3	Januari	1,42	34,9	0,1	3,5
Sertralin	79617-96-2	20,6	62,5	18,8	52,9	November	0,83	86,0	0,5	3,6
Imidaklopid	138261-41-3	18,7	179,9	8,1	124,9	Oktober	0,75	-111,8	0,1	2,5
PFOS	1763-23-1	10,6	34,5	9,6	17,3	Mars	0,43	92,6	3	3,1
Östron (E1)	53-16-7	9,3	36,5	8,6	17,8	Juli	0,37	79,9	0,05	1,2
PFOA	335-67-1	7,5	38,1	6,3	12,5	Mars	0,30	85,3	3	3,4
Ketokonazol	65277-42-1	6,5	48,2	5,5	12,6	November	0,26	96,7	5	10,2
Zolpidem	82626-48-0	3,4	21,0	3,6	4,2	Maj	0,14	22,3	1	2,9
Acetamiprid	135410-20-7	2,9	75,8	2,3	8,5	September	0,12	-11,9	0,1	1
Metotrexat	59-05-2	0,2	25,5	0,0	1,2	April	0,04	97,4	5	5,4
Thiametoxam	153719-23-4,	0,1	48,5	0,0	0,6	Januari	0,02	99,9	0,1	1,3
17-beta-östradiol (E2)	50-28-2	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,1	2,3
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	57-63-6	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,1	3,8

Med hjälp av volymen behandlat avloppsvatten för varje månad (Tabell 3) och resultaten av ämnens koncentrationer under provperiodens månader, beräknades varje enskilt ämnes totala belastning på recipienten, Tabell 2, kolumn 8. Reningsverkets årliga reduktionsförmåga, kolumn 9, kalkylerades som årsmedelvärdet baserat på varje månads inkommande medelmassa (Figur 10) minus utgående medelmassa (Figur 11) dividerat med den inkommande medelmassan, i procent. Slutligen, i kolumn

10 och 111, redovisas analysmetodens kvantifieringsgräns, LOQ (Limit Of Quantification), och mätosäkerhet RSD (%).

**Tabell 3.** Inkommande månadsflöde till Sjölunda ARV under den studerade perioden, samt dygnsflöde för de dygn då provtagning genomfördes.

	Flöde (m <sup>3</sup> /mån)	Flöde provtagnings- dygn (m <sup>3</sup> /d)
dec-18	3 205 740	89 919
jan-19	3 271 890	95 129
feb-19	3 087 920	104 761
mar-19	4 539 380	109 741
apr-19	2 843 260	90 570
maj-19	3 000 830	87 449
jun-19	3 206 610	92 790
jul-19	3 304 810	102 356
aug-19	3 307 360	202 659
sep-19	3 409 330	98 054
okt-19	3 800 450	105 422
nov-19	3 291 320	126 821

Två ämnens medelkoncentration, av totalt 35 undersökta, översteg 1000 ng/L i utgående avloppsvatten. Högst medelkoncentration under provperioden uppvisade bensotriazol (3497 ng/L), följt av metoprolol (1378 ng/L). Bensotriazol (CAS 95-14-7) ingår i frostskyddsmedel, kylmedium, smörjmedel, avfettningsmedel, korrosionsinhibitorer, basoljor, maskindiskmedel och rengöringsmedel (Kemikalieinspektionen, 2019). Bensotriazol har tagits med i undersökningen som ett exempel på en vanligt använd kemikalie i samhället som 1) är mycket vattenlöslig och 2) motstår biologisk nedbrytning och 3) har misstänkt endokrina effekter (Richardson & Ternes, 2017). Metoprolol är en så kallad beta-blockerare som stänger av beta-receptorer i kroppen, och används mot högt blodtryck och kärlkramp. I undersökningen LUSKA där läkemedelsutsläpp från 8 skånska reningsverk undersöktes varierade koncentrationen metoprolol mellan 691-1430 ng/L i utgående avloppsvatten från de olika verken (Svahn & Björklund, 2017a). Tramadol hade tredje högst medelkoncentration (997 ng/L). I LUSKA varierade tramadolhalten mellan 81-208 ng/L (Svahn & Björklund, 2017a). I Sjölunda reningsverks utgående avloppsvatten var tramadolhalten nästan 5 gånger högre jämfört med det högsta värdet i LUSKA. Den antidepressiva medicinen tramadol tillhör gruppen opioider och är narkotikaklassad i Sverige. I avloppsvattnet förekommer rimligen både receptutskrivna och illegal tramadol. Som ämne nummer fyra och fem återfinns losartan och diklofenak med medelkoncentrationen 864 ng/L respektive 739 ng/L. Diklofenak hör till gruppen inflammationsdämpande NSAID-läkemedel (icke steroida antiinflammatoriska läkemedel) och har ett brett användningsområde innefattande migränhuvudvärk, tandvärk, menstruationssmärter samt muskel- och ledvärk vid reumatiska sjukdomar. I LUSKA varierade diklofenak mellan 442-1117 ng/L (Svahn & Björklund, 2017a). Losartan är ett blodtryckssänkande läkemedel, och i LUSKA varierade koncentrationen losartan mellan 83-921 ng/L (Svahn & Björklund, 2017). I den efterföljande gruppen innefattande elva ämnen vars medelkoncentrationer återfinns i intervallet 100-700 ng/L är 3 antibiotika, 3 anti-depressiva, 2 inflammationsdämpare, 1 diuretika, 1 beta-betablockerare och 1

antabus/epileptika. 19 ämnens medelkoncentration understeg 100 ng/L. Två av ämnena, de båda hormonerna 17-alfa-etinylöstradiol (EE2) och 17-beta-östradiol (E2), kunde varken kvantifieras (LOQ) eller detekteras (n.d) i utgående avloppsvatten under försöksperioden.

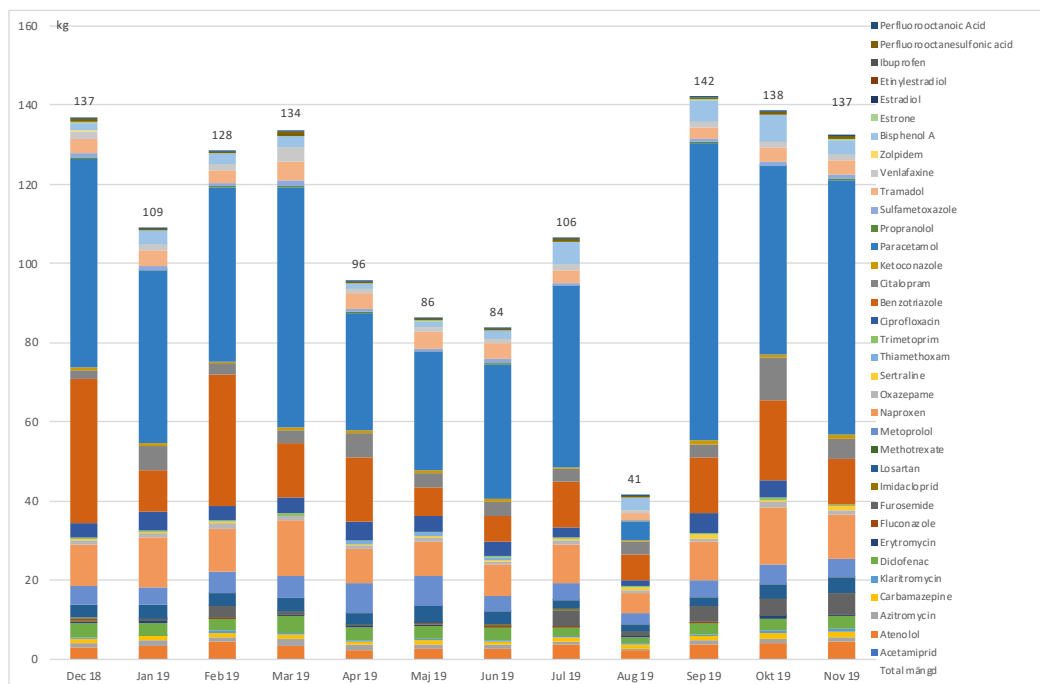
Elva av ämnena visade RSD <25% under försöksperioden, vilket pekar mot en förhållandevis stabil utsläppsprofil under året, vilket också återspeglas i likartade medel- respektive mediankoncentrationer. Tretton ämnen uppvisade RSD mellan 25<50%, och hos nio ämnen var RSD>50%. Tydliga exempel på specifika utsläppstoppar, för ämnen i denna kategori, återfinns hos bensotriazol, ibuprofen och imidaklopid. Mediankoncentrationen ger en bättre bild av dessa ämnens utsläpp. Samtliga antibiotika i undersökningen hade RSD>25 %.

Halvårets höst och vintermånader, från oktober till november noterades för maximala utsläpp hos 23 st av totalt 33 detekterade ämnen i utgående avloppsvatten, Tabell 2, kolumn 6. I november månad hade nio ämnen maximal utsläppshalt, Tabell 2, kolumn 7.

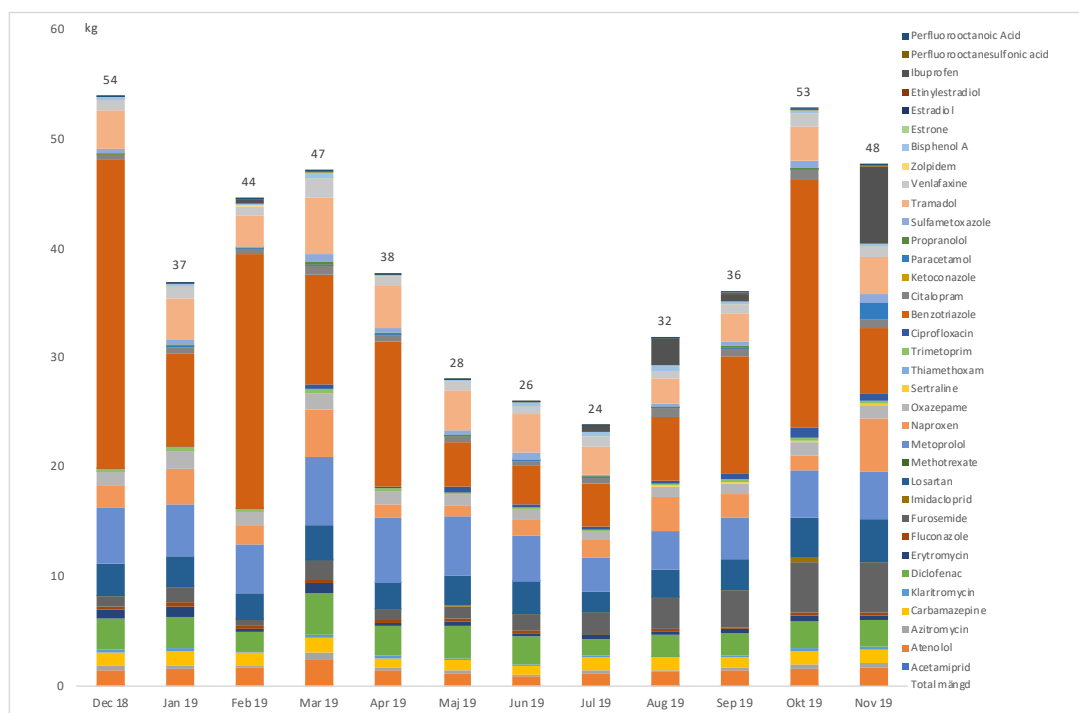
### 5.1.1 Utsläpp av mikroföroreningar till Lommabukten

Sjölunda reningsverks totala volym av renat avloppsvatten uppgick till 40 268 900 m<sup>3</sup> under 2019. Den årliga utsläppta mängden av de analyserade ämnena summeras till 462 kg. Under projektårets månader var Sjölunda reningsverks TOC-medelkoncentration 15 mg/L. Beräkningar baserade på detta medelvärde ger ett totalt utsläpp av TOC under försöksperioden som uppgår till ca 600 000 kg eller 600 ton. De uppmätta halterna av förstudiens analyserade mikroföroreningar utgör därmed ca 0,08 % av den totala halten TOC.

Sett till individuella ämnen passerar årligen 55 kg metoprolol, 40 kg tramadol, 30 kg diklofenak, 14 kg oxazepam och 13 kg karbamazepin ut från reningsverket, för att nämna några exempel. I LUSKA-undersökningen hade det centrala reningsverket i Kristianstad störst utsläppsvolym. Följande utsläppsmängder för de nyss nämnda ämnena noterades i Kristianstad: 5,8 kg metoprolol, 1,7 kg tramadol, 6,1 kg diklofenak, 3,9 kg oxazepam, 3,8 kg karbamazepin, i den utgående volymen 8 200 000 m<sup>3</sup>. Volymen behandlat avloppsvatten i Sjölunda är 4,9 gånger högre, som jämförelsetal. Kvoten utsläppt tramadol; Malmös utsläpp av ämnet dividerat med Kristianstads utsläpp av ämnet, är 23,5. Samma beräkning för metoprolol ger kvoten på 9,5, för diklofenak 4,9, oxazepam 3,6 och karbamazepin 3,4. Det är anmärkningsvärt höga skillnader i kvoten för tramadol, övriga ämnen fördelar sig mer rimligt i avvikelser runt jämförelsetalet 4,9.



**Figur 10.** Inkommande mängder (kg) till Sjölanda ARV av de analyserade ämnena. Siffran på toppen av respektive stapel anger total inkommande mängd per månad.



**Figur 11.** Utgående mängder (kg) från Sjölanda ARV av de analyserade ämnena. Siffran på toppen av respektive stapel anger total utgående mängd per månad.

### 5.1.2 Förekomst av mikroföroreningar i Lommabukten

Fyra recipientprovpunkter ingick i undersökningen, se Figur 9. Vid samtliga provpunkter togs ett yt- och ett bottenprov, vilket gav totalt åtta individuella analysresultat i recipienten, fördelat på tre provtillfällen, se Bilaga 5. Resultaten rangordnas och sorteras genomgående i de tre provtillfällena efter parametern högst halt i provet 1 yta, kolumn 1. Generellt återspeglar sekvensen av ämnen i recipienten rangordningen av ämnen över utsläppshalter som uppmätts i utgående vatten från reningsverket till recipienten, Tabell 2. Vidare kan det konstateras att samtliga provpunkter, vid

samtliga mätillfällen, innehåller mikroföroreningar. Plymen av avloppsvatten sprids över hela provområdet. Det bör också poängteras att Sjölunda inte ensamt belastar Lommabukten. Lommabukten belastas även med föroreningar från Kävlingeån, Höje å och Sege å och från uppströms liggande reningsverk.

Vid det första provtillfället, i april 2019, var koncentrationen bensotriazol 16,6 ng/L, se Bilaga 5. De fem närmast följande ämnena i koncentration var metoprolol, tramadol, karbamazepin, losartan och diklofenak. Maximalt 13 ämnen kunde kvantifieras. Den relativa detektionsfrekvensen varierade mellan 51 – 66 %. Den totala koncentrationen av de kvantifierbara ämnena varierade mellan 26,9 – 51 ng/L i de åtta proverna. Lägst var halterna i punkten *botten 4:8* och högst i *1 botten*. Högst koncentration sett till samtliga åtta provpunkter uppmättes för bensotriazol (17 ng/L) i punkten *1 botten*, vilket också är den punkt som ligger närmast utsläppspunkten. Ämnet karbamazepin föreslås, på grund av sin relativt höga persistens, som en lämplig indikatorsubstans vid undersökningar av recipientpåverkan av avloppsvatten (Björleinius et al., 2018).

Noterbart är ämnet karbamazepin, som återfinns på plats nummer fyra i recipienten, men innehar plats tio i utgående vattens koncentration, vilket tyder på högre persistens hos karbamazepin jämfört med övriga ämnen. Vid en nyligen genomförd screening av läkemedelsförekomst i Östersjön var karbamazepin det ämne som återfanns och kunde kvantifieras i överlägset flest av de undersökta proverna, 37 av 43 st (Björleinius m.fl., 2018). Sulfametoxazol, en antibiotika, klättrar i vår undersökning från plats femton till plats sju, vilket som i fallet med karbamazepin indikerar persistens, men andra diffusa källor kan inte uteslutas, som exempelvis jordbruk (Jordbruksverket, 2017).

Recipientprovtagningen upprepades i juni månad. Maximalt 17 ämnen kunde då kvantifieras. Den relativa detektionsfrekvensen varierade mellan 40 – 66 %. Medelkoncentrationen av de kvantifierbara ämnena varierade mellan 9,7 – 146,3 ng/L. Lägst var medelhalten i provpunkten *botten 4:8* och högst i *1 yta*, se Bilaga 5. Även vid detta mätillfälle visade bensotriazol högst halter, nu i ytvattenprovet *1 yta* med 93,7 ng/L. En halt 5,5 gånger högre jämfört med det första mätillfället. Liknande koncentration av bensotriazol återfanns i provet *yta 4:11*; 81,7 ng/L. De följande 5 ämnena kom i ordningen metoprolol, tramadol, losartan, diklofenak och karbamazepin. Antibiotikan sulfametoxazol innehade åter plats 7 på listan. Metoprolol uppmättes till halten 11,0 ng/L i *1 yta*, vilket är dubbelt så högst som vi det första recipientprovet.

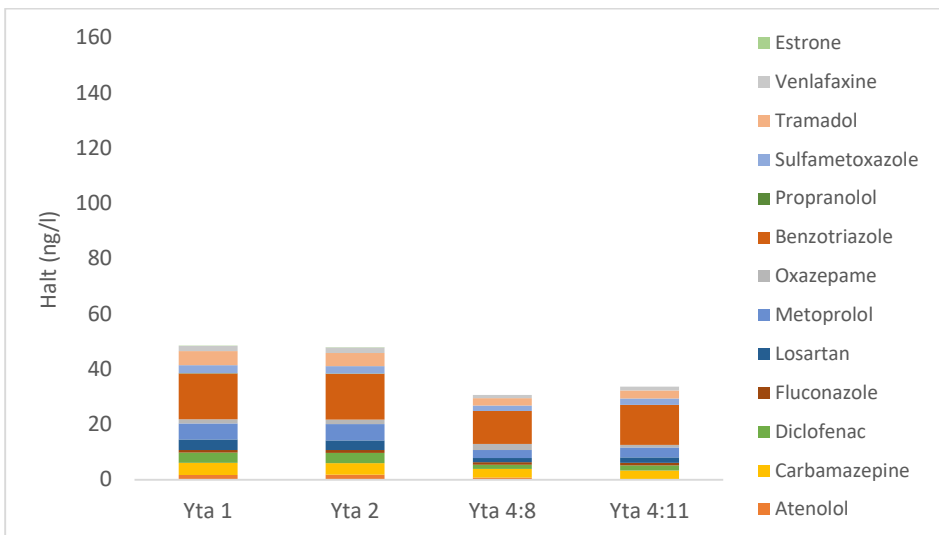
Vid det tredje provtillfället, genomfört i oktober, kunde maximalt 18 ämnen kvantifieras. Den relativa detektionsfrekvensen varierade mellan 29 – 63 %. Medelkoncentrationen av de kvantifierbara ämnena varierade mellan 11,2 – 64,3 ng/L. Lägst var medelhalten i provpunkten *1 botten* och högst i *yta 4:11*, se Bilaga 5. Ånyo var halten bensotriazol högst; 18,1 ng/L, i provet *yta 4:11*. Vid detta mätillfälle uppmättes halten av citalopram till de näst högsta koncentrationerna, följt av metoprolol, karbamazepin, tramadol, losartan och diklofenak.

Medelhalten av samtliga ämnen vid samtliga provpunkter beräknades till: (1) 39,8 ng/L, (2) 54,4 ng/L och (3) 31,3 ng/L. Sammantaget sett var halterna av de uppmätta substanserna lägst vid mätillfälle 3 i oktober och högst vid mätillfälle 2 i juni. Noteras bör att koncentrationen bensotriazol var hög i två av juni-proverna (2) vilket bidrar till ett förhöjt medelvärde.

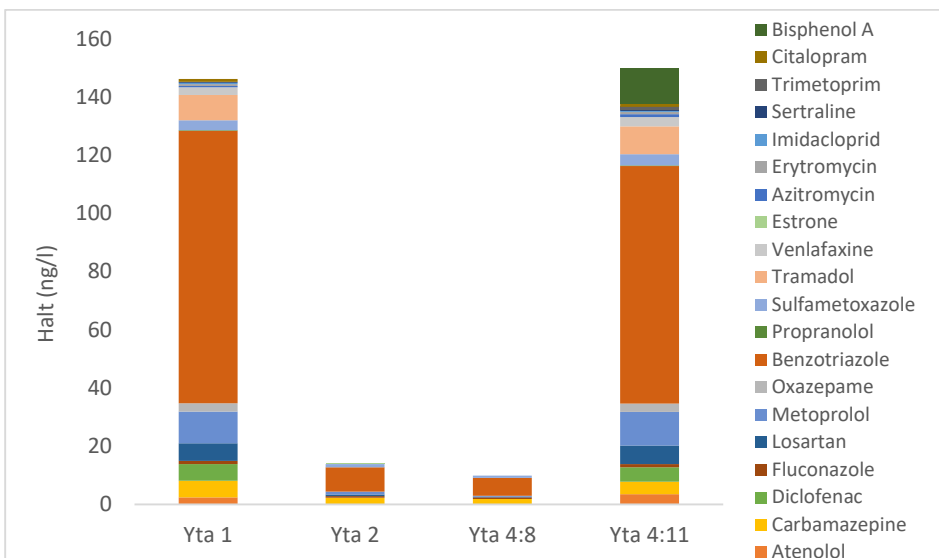
Koncentrationen karbamazepin varierar i det undersökta recipientområdet mellan 1,6-5,7 ng/L. Medelvärdet karbamazepin beräknat på samtliga recipientprover var 3,4 ng/L. Medelkoncentrationen i utgående avloppsvatten av karbamazepin var 333 ng/L, Tabell 2, vilket ger en ungefärlig beräknad uppnådd spädningsgrad i recipienten med faktor 100.

I Figur 12 a-c presenteras de uppmätta halter i Lommabukten vid ytan i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen i april, juni respektive oktober. Staplarna i figuren presenteras efter ökande

avstånd från utsläppspunkten. I Figur 13 a-c presenteras de uppmätta halter i Lommabukten vid botten i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen i april, juni respektive oktober. Halterna av läkemedelsrester i recipienten varierade mellan provtagningstillfällena både spatialt och nivåmässigt, se Figur 12 och Figur 13. Citalopram detekterades t ex på fler punkter och i högre halter i oktober jämfört med i april och juni. Oktober månad är också den månad då halterna av citalopram i utgående avloppsvatten var som högst, Tabell 2. Däremot låg halten av oxazepam och diklofenak på ungefär samma nivå vid de olika tillfällena i de punkter där de detekterades, vilket kan förklaras av relativt låga RSD-värden kopplad till medelkoncentrationen, Tabell 2. Å andra sidan fanns ämnena i samtliga punkter, d v s i ett större område, i april relativt de övriga två provtillfällena (Bilaga 5). Sertralins högsta halt kvantifierades i några punkter i oktober-provtagningen. Sertralin uppvisar hög RSD i utgående avloppsvatten, dvs. relativt stora skillnader i utsläppshalter under försöksperioden. De högsta utsläppshalterna finns under höstmånaderna, Tabell 2, vilket också i viss mån avspeglas i recipientproverna. Man bör också ha i beaktande att de detekterade recipienthalterna befinner sig nära analysmetodens LOQ. Analysmetodens RSD för samtliga fyra ämnen är dock låga, det rör sig om procent i ental.

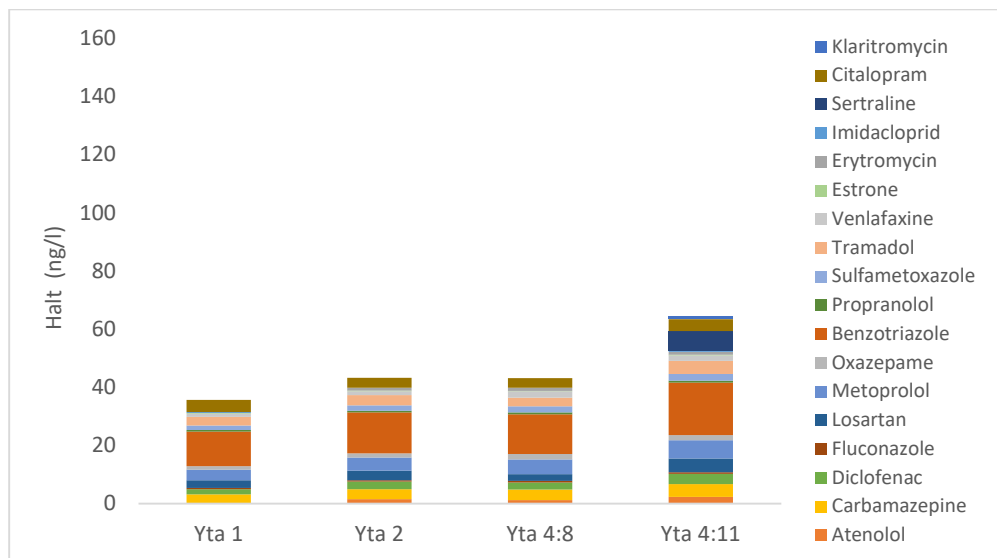


**Figur 12 a)** Uppmätta halter i Lommabukten vid ytan i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen i april.

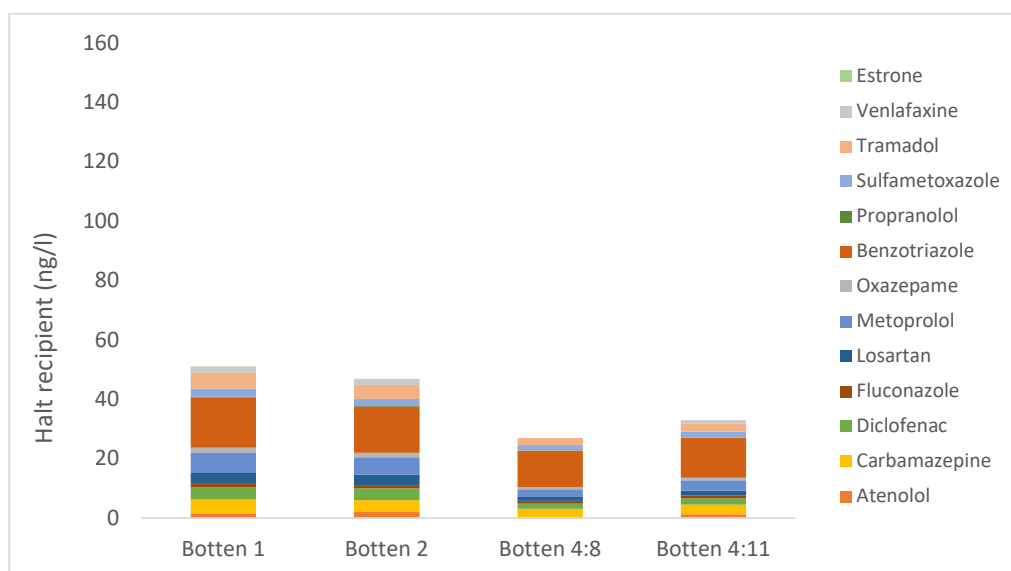


**b)** Uppmätta halter i Lommabukten vid ytan i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen i juni.

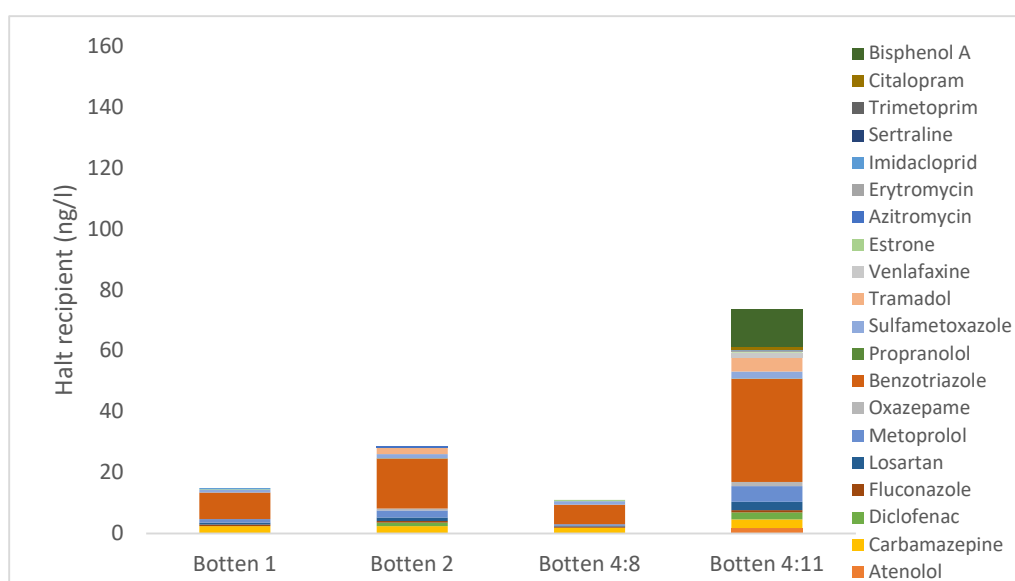




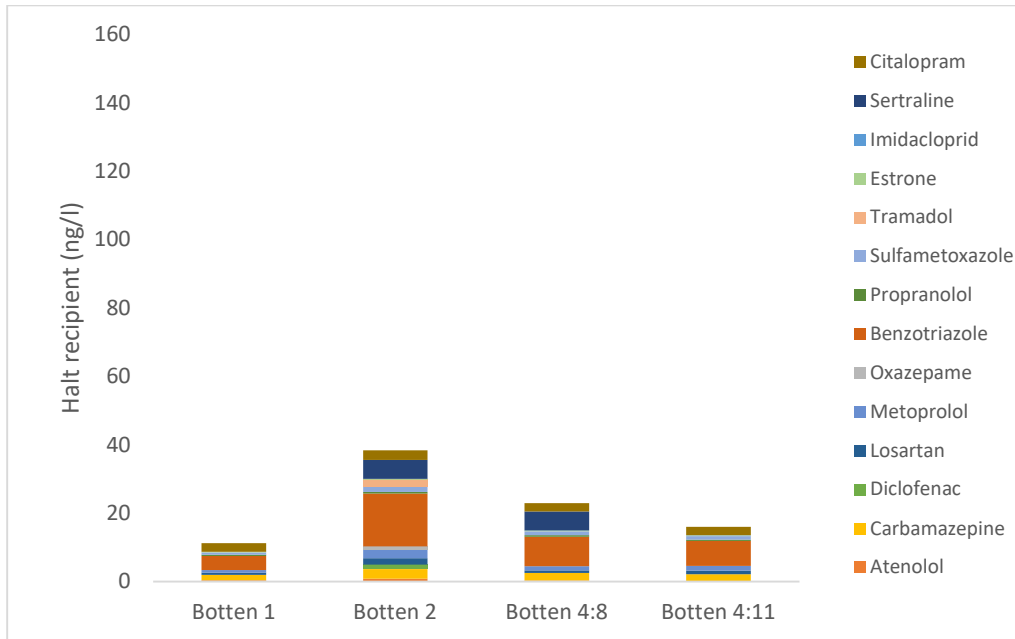
c) Uppmätta halter i Lommabukten vid ytan i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen i oktober.



Figur 13a) Uppmätta halter i Lommabukten vid botten i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen april.



b) Uppmätta halter i Lommabukten vid botten i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen juni.



c) Uppmätta halter i Lommabukten vid botten i de fyra provpunkterna vid recipientprovtagningen oktober.

## Antibiotika – utsläpp och förekomst i Lommabukten

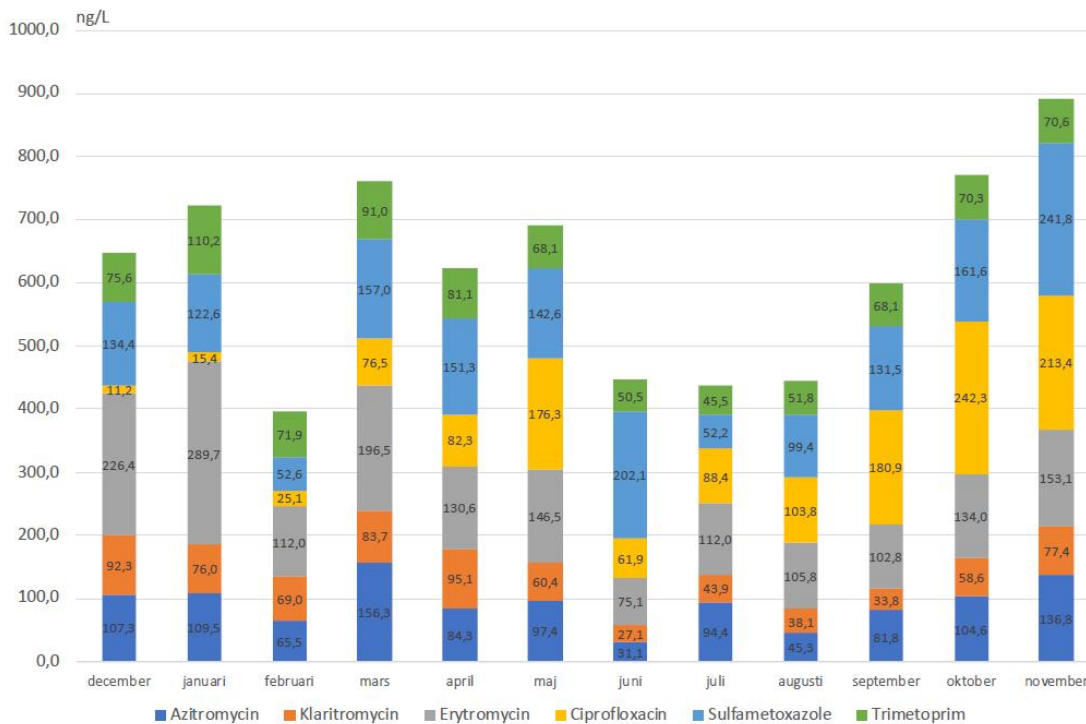
Antibiotika är som grupp betraktad av särskilt intresse på grund av risken för resistensbildning. I denna studie ingick totalt sex antibiotika: azitromycin, klaritromycin, erytromycin, ciprofloxacin, sulfametoxazol och trimetoprim.

Azitromycin, klaritromycin och erytromycin tillhör den grupp av antibiotika som kallas makrolider. De finns upptagna på EUs bevakningslistor 1 och 2 (EU, 2015, EU, 2018). Utifrån uppmätta halter i avloppsreningsverk riskerar makroliderna att selektera för antibiotikaresistens. Gruppen utgör de största molekylerna i undersökningen. De är lika till sin kemiska struktur och deras verkningsmekanism är densamma.

Ciprofloxacin är ett antibiotikum som tillhör gruppen kinoloner och är ett bredspektrum-antibiotika. Ämnet är verksamt mot många olika typer av bakterier. Ciprofloxacin utgör, av de i undersökningen inkluderade analyterna, det ämne som är svårast att analysera. Vid en interkalibreringsövning som, i regi av MoLab vid Högskolan Kristianstad, genomfördes tillsammans med Umeå Universitet, SLU Uppsala, IVL och Aarhus Universitet under våren 2017, framkom det tydligt att det finns förbättringspotential i analysmetoderna för ciprofloxacin hos samtliga laboratorier, speciellt vid låga halter (Svahn & Björklund, 2017b).

Sulfametoxazol och trimetoprim ges som kombinationspreparat. Sulfametoxazol är ett antibiotikum i gruppen sulfonamider och hämmar syntesen av folsyra hos bakterier. Trimetoprim är också en folsyraantagonist.

Den totala antibiotikakoncentrationen för de undersökta substanserna i utgående avloppsvatten varierar mellan ca 400 – 900 ng/L under årets månader. Lägst var de uppmätta halterna i februari, juni, juli och augusti. De högsta halterna av antibiotika uppmättes i november, Figur 14. Under årets höstmånader finns en trend mot ökad antibiotikaanvändning. I Malmö förefaller förskrivningen av erytromycin, sett till utsläppen från Sjölunda reningsverk, vara högre än azitromycin och klaritromycin av de tre undersökta makroliderna, Figur 14. Recipientproverna visade på förekomst av erytromycin och klaritromycin. Erytromycin kunde kvantifieras i ett antal prover, se Bilaga 5.



**Figur 14.** Utgående halter i avloppsvatten under försöksperioden av de sex antibiotika som ingick i undersökningen (ng/L).

Koncentrationen ciprofloxacin varierade mellan 11-242 ng/L i utgående avloppsvatten. Betydligt högre halter noterades i inkommande vatten, se Bilaga 4. Studier, där läkemedel extraherats ur slam, har visat hög förekomst av ciprofloxacin, vilket förklarar en stor del av koncentrationsskillnaden mellan inkommande och utgående avloppsvatten (Svahn & Björklund, 2019c; Golet m.fl., 2002). Ciprofloxacins förmåga att adsorbera kan också förklara att ämnet varken kunde kvantifieras eller detekteras i något av recipientproven, Tabell 3.

Koncentrationerna av kombinationspreparatet sulfametoxazol och trimetoprim varierade mellan 123-202 ng/L respektive 50,5-110 ng/L. Halterna av sulfametoxazol som uppmättes i LUSKA varierade mellan 51-281 ng/L, och för trimetoprim varierade halterna mellan 29-107 ng/L (Svahn & Björklund, 2017a). Recipientsituationen för sulfametoxazol har redovisats ovan. Trimetoprim kunde detekteras i majoriteten av proverna, men också kvantifieras i några få, Tabell 3.

Utsläppet av avloppsvatten från Sjölunda reningsverk belastar recipienten årligen med 3,7 kg azitromycin, 2,5 kg klaritromycin, 5,9 kg erytromycin, 4,2 kg ciprofloxacin, 5,5 kg sulfametoxazol och 2,8 kg trimetoprim, dvs totalt 24,6 kg av de 6 antibiotika som analyserats i undersökningen, Tabell 2.

## Diklofenak – utsläpp och förekomst i Lommabukten

Diklofenak förekommer på EUs bevakningslista nr 1, och visar toxicitet vid sådana halter som återfinns i miljön (EU, 2015). Halterna av diklofenak i utgående avloppsvatten varierade mellan 442-968 ng/L (RSD=24%), Tabell 2. Diklofenak uppvisade ett medelvärde på 680 ng/L i LUSKA-undersökningen (Svahn & Björklund, 2017a). Mellan augusti till april kan en viss reduktionsgrad iakttagas, medan proverna i maj till juli uppvisar liknande koncentrationer. Medelreduktionen under hela året beräknades till 20 %, Tabell 2. Halterna av diklofenak minskar under sommarmånaderna, vilket också halten TOC gör i utgående vatten enligt samma mönster, Figur 15. Mönstret kan inte förklaras med en ökad utspädning till följd av ökad flödesvolym. Flödesvolymen är förhållandevis konstant med undantag för mars månad, se Tabell 3.



**Figur 15.** Halter av diklofenak i in- och utgående avloppsvatten under försöksperioden (ng/L), vänster y-axel, samt TOC-halter vid motsvarande tidpunkter (mg/L), höger y-axel.

Utsläppet av avloppsvatten från Sjölunda ARV belastar, som tidigare nämnts, recipienten årligen med 36 kg diklofenak. Diklofenak förekommer som femte respektive sjätte vanligaste ämne i recipienten vid de båda mättillfällena. I det första recipientprovet varierar förekomsten mellan 1,5-4,1 ng/L, vid det andra tillfället mellan n.d-5,8 ng/L och vid det tredje tillfället mellan <LOQ-3,6 ng/L. Årsmedelvärdet 10 ng/L anges i *Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* som en gräns för god vattenstatus i avsnittet *Bedömningsgrunder för särskilda förorenande ämnen i kustvatten och vatten i övergångszon* (HVMFS 2013:9). Värdena genererar ett årsmedelvärde som är lägre, men i närheten av 10 ng/L. I kapitel 7 fördjupas diskussionen kring riskbedömning.

## Övriga mikroföroreningar – utsläpp och förekomst i Lommabukten

Vid sidan av benzotriazol ingick sex andra mikroföroreningar som inte var läkemedel i undersökningen; bisfenol A, PFOA, PFOS och de tre bekämpningsmedlen acetamiprid, imidaklopid och thiametoxam, vilka tillhör gruppen neonikotinoider.

Utsläppet av avloppsvatten från Sjölunda reningsverk belastar recipienten årligen med 2,7 kg bisfenol A, 400 g PFOS och 370 g PFOA. Av de tre bekämpningsmedlen förekommer imidaklopid i högsta halter, medan acetamiprid och tiametoxams halter är av spårkaraktär. Bekämpningsmedlet imidaklopid återfanns i kvantifierbara halter i både inkommande (3,2 ng/L) och i utgående avloppsvatten (3,9 ng/L). Situationen är inte unik för Malmö. Sadaria m.fl. undersökte imidaklopidens förekomst i inkommande och utgående avloppsvatten i 8 reningsverk i San Fransisco och fann halter mellan 58,1–306,1 ng/L i inkommande avloppsvatten och mellan 83,8–305,2 ng/L i utgående avloppsvatten (Sadaria m.fl., 2016). En undersökning av potentiella orsaker tydde på att lopp- och fästingprodukter för husdjur var den primära källan. De nämner också mänskligt urin som en möjlig källa. Exemplet visar att antropogena ämnen som inte direkt förknippas med avloppsavfall indirekt når reningsverken.

I det första recipientprovet kunde PFOS, PFOA och imidaklopid detekteras, men ej kvantifieras. I det andra recipientprovet detekterades imidaklopid i samtliga prover, och kvantifierades i fem prover. Vid det tredje tillfället kunde imidaklopid kvantifieras i tre prover. Den höga standardavvikelsen (RSD) kopplad till medelkoncentrationen av imidaklopid, Tabell 2, visar på

utsläppstoppar, vilket delvis kan förklara de varierande recipienthalterna. PFOS och PFOA kunde detekteras i samtliga recipientprover, men ej kvantifieras. Bisfenol A detekterades i *botten 4:8* och förekom i kvantifierbara halter i *botten 4:11* vid koncentrationen 12 ng/L vid mättillfälle 2. I *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* anges tillåtet årsmedelvärde till 110 ng/L.

## Reningsverkets förmåga att reducera de analyserade ämnena

Utöver utgående koncentrationer mättes även de inkommande koncentrationerna av ämnena i avloppsvattnet, vilket möjliggjorde en beräkning av reningsverkets reduktionsförmåga av de analyserade ämnena. Inkommande koncentrationer återfinns i Bilaga 4. Reduktionsförmågan, uttryckt i procent beräknades enligt följande:

$$\bullet \text{ Reduktionsförmåga} = ((\text{Inkommande medelkonc.} - \text{Utgående medelkonc.}) / \text{Utgående medelkonc.}) * 100 \%$$

Schweiz lagstiftade 2016, som första land i världen, om avancerad rening. Lagstiftningen innebär att koncentrationen av ett begränsat antal indikatorsubstanser ska reduceras till 80 % vid en jämförelse mellan avloppsreningsverkets in- och utgående vatten (Cimbritz & Mattsson, 2018). Indikatorlistan innehåller 12 substanser, sju av dessa; karbamazepin, citalopram, klaritromycin, diklofenak, metoprolol, venlafaxin och benzotriazol ingår i denna undersöknings analyserade ämnen. Beräkningar av reduktionsförmågan visade på följande reduktion av dessa ämnen: karbamazepin -2,4 %, citalopram 86 %, klaritromycin 42 %, diklofenak 20 %, metoprolol 11 %, sertralin 86 %, venlafaxin 35 % och benzotriazol 26 %. Två av ämnena, citalopram och sertralin, når upp och över de 80 % som stipuleras i Schweiz. Men i åtminstone citaloprams fall kan reduktionen ha en annan orsak än nerbrytning. Citalopram var det näst mest, efter ketokonazol, extraherade ämnet ur avvattnat avloppsslam i arbetet av Svahn & Björklund som refereras ovan i samband med antibiotikan ciprofloxacin (Svahn & Björklund, 2019c). Utöver citalopram, sertralin, ketokonazol och ciprofloxacin visade åtta ämnen reduktionsgrad >80 %, Tabell 2. Metotrexat, tiametoxam förekom endast i spårnivåer, och får betraktas som mindre relevanta. Paracetamol, däremot, som används för smärtlindring, uppvisade höga halter i inkommande vatten men reduceras nästan fullständigt i reningsverket. Endast låga halter av paracetamol återfinns i slam (Svahn & Björklund, 2019c). Hormonet östrogen återfinns också i slam, och i sådana halter (11 µg/kg) som kan betraktas relevanta ur ett reduktionsperspektiv, sett till de låga halter som finns i inkommande vatten (Svahn & Björklund, 2019c). En jämförelse mellan inkommande halter av diklofenak (1190 ng/L) och östrogen (18 ng/L), och slamhalter av diklofenak (24 µg/kg) och östrogen (11 µg/kg) styrker detta (Svahn & Björklund, 2019c). Vidare studier behövs för att utröna vad som sker i reningsverket med de tre högreducerade ämnena bisfenol A, PFOS och PFOA.

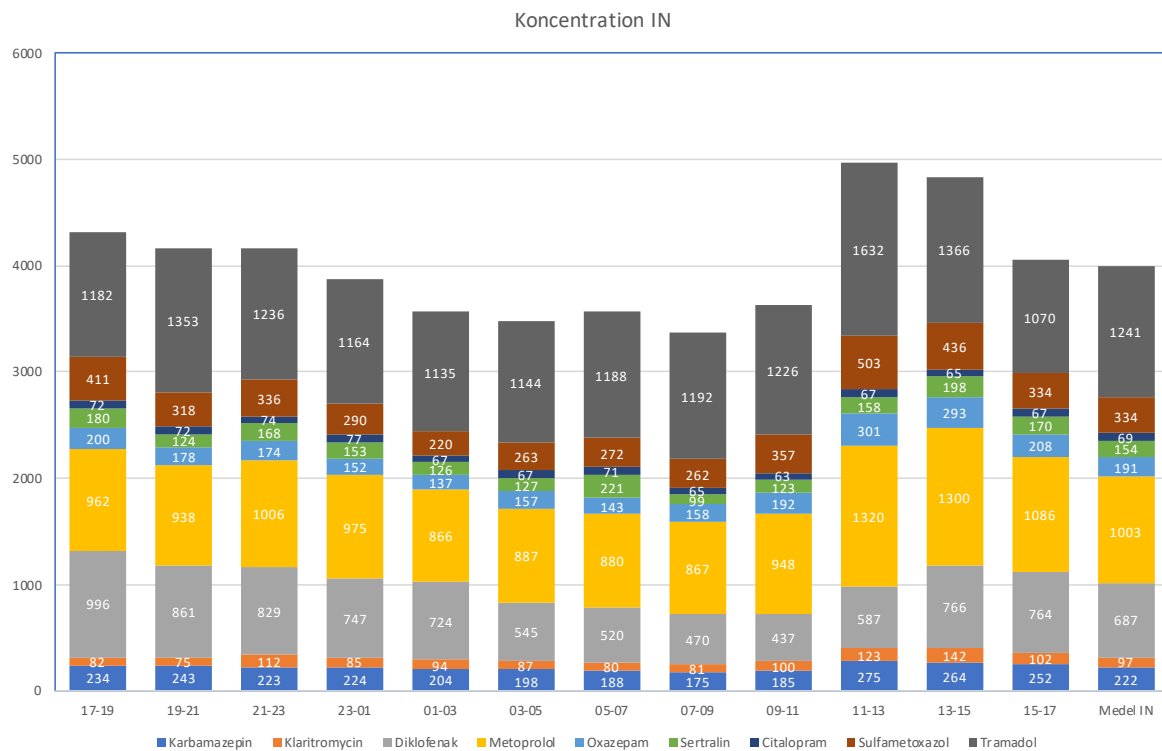
23 ämnen reduceras till mindre andel än 80 %. 13 av ämnena reduceras mindre än 20 %, sex av dessa ämnen visar t o m negativ reduktion. Delvis kan det förklaras med att en portion av ämnet anländer reningsverket partikelbundet, men som under reningsprocessen frisätts till vattenfasen. Vidare kan ämnen, som tidigare konjugerats, genomgå dekonjugering under reningsprocessen varpå molekylerna åter kan detekteras i den kemiska analysen. Ytterligare en förklaring är att den inkommande koncentrationen till reningsverket underskattas på grund av den komplicerade provmatris som ett inkommande avloppsvatten utgör.

Av de 16 ämnen som förekommer i högst koncentration, >100 ng/L, i det renade utgående avloppsvattnet har 10 st en reduktion som understiger 40 %. Sammantaget visar resultaten tydligt att reningsverkets i sin nuvarande utformning endast har begränsad förmåga att hindra läkemedlen från att nå recipienten.

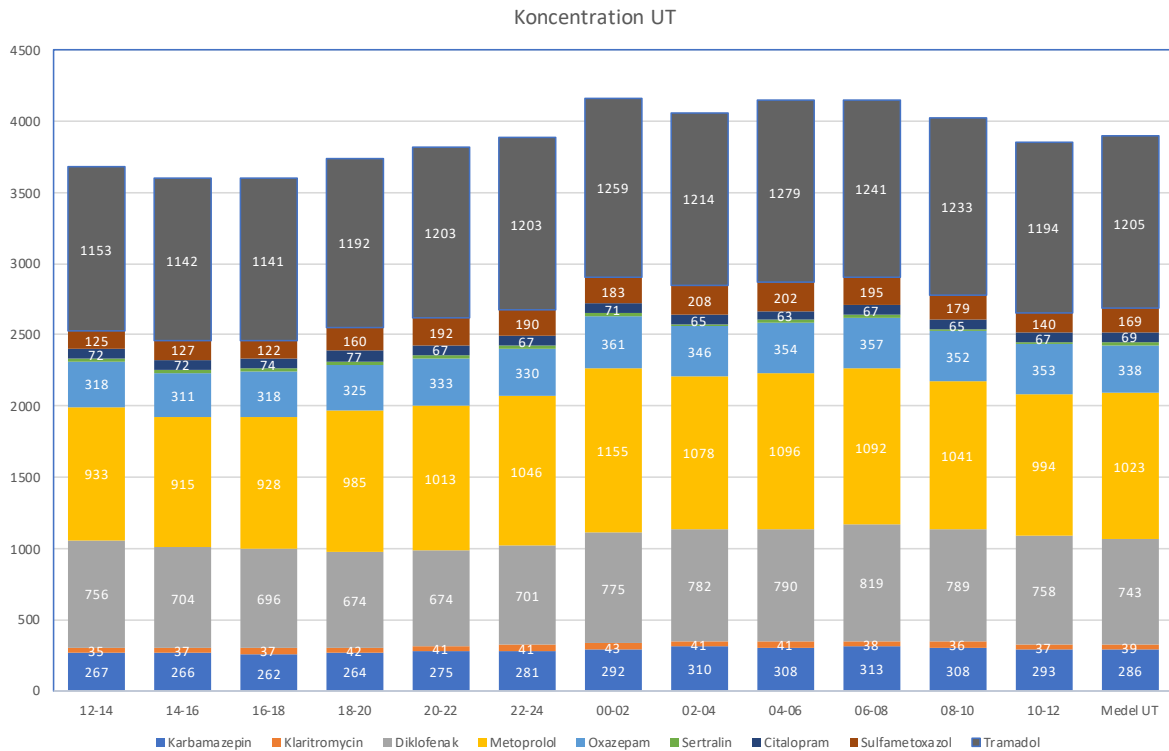
## Dygnsprov – inkommande och utgående koncentration av ämnen i urval

I syfte att i detalj undersöka läkemedlens variation över dygnets timmar provtogs inkommande och utgående vatten flödesproportionerligt i 2h intervall. I Figur 14 och 15 presenteras resultaten från inkommande respektive utgående avloppsvatten för nio ämnen i urval. De ämnen som valdes ut var sådana som diskuteras mer ingående i kapitel 5 och 7. För dessa ämnen var det totala inkommande medelvärdet endast marginellt högre jämfört med det totala medelvärdet i utgående avloppsvatten, Figur 14 och 15. Karbamazepin, som tidigare lyfts fram som en potentiell indikatorsubstans, uppvisade sänkta inkommande halter visavi medelvärdet, Figur 14, från kl 23.00 till kl 11.00, vilket också gäller för substansernas sammanlagda halter, se Figur 14. Mellan klockan 11.00-15.00 kan en tydlig koncentrationsökning noteras. Förhöjda tramadolhalter bidrar signifikant till denna ökning. I utgående avloppsvatten låg halterna karbamazepin under medelvärdet från kl. 12.00 till kl 22.00, detsamma gäller för substansernas sammanlagda halter, se Figur 15.

Resultaten visar även att framtida avancerad rening är adekvat under dygnets samtliga timmar då belastningen är relativt jämn över dygnet, även om något högre halter observerades mitt på dagen.



**Figur 16.** Halter (ng/L) av nio ämnen i urval i inkommande avloppsvatten under ett dygn (191030), analyserade i 2 h intervall med start kl 17.00.



**Figur 15.** Halter (ng/L) av nio ämnen i urval i utgående avloppsvatten under ett dygn (191030), analyserade i 2 h intervall med start kl 12.00.

## 5.2 YES-test och Ames test

### 5.2.1 Östrogenicitet (YES-test)

Följande bedömning gjordes av konsultföretaget NIRAS (2019) utifrån de erhållna analysresultaten som presenteras i sin helhet i Bilaga 1.

Samtliga av de testade proverna uppvisade östrogenicitet (Bilaga 1) och detta även i ospätt prov (d v s själva avloppsvattnet). I Tabell 4 visas halten (uttryckt som östrogenekvivalenter, EEQ) för ospätt prov, d v s för det inkommande- respektive utgående avloppsvattnet. Halterna i både inkommande och utgående vatten låg ungefär i nivå med vad man funnit i avloppsvatten tidigare (Svenson m.fl., 2000 och Svenson & Allard, 2002). Halten på 1,3 ng/l är också i nivå med vad som erhöles av Sehlén m.fl. (2015) efter biologisk rening i en pilotskalanläggning för ozonoxidation. Nivån i pilotskalanläggningen ansågs ligga i nivå med vad som noterats i reningsverk med väl fungerande biologisk rening (Svenson m.fl., 2003 cit. i Sehlen m.fl., 2015). Enligt Jarozova et al. (2014) orsakas östrogenicitet i kommunala avloppsvatten huvudsakligen av ämnena östrogen (E1), 17-beta-östradiol (E2) och 17-alfa-ethinylöstradiol (EE2). I samma studie presenteras en sammanställning av relativa östradiol-ekvivalenter för E1 och EE2, med medelvärdena 0,3 respektive 1,23. I denna undersökning kunde varken E2 eller EE2 kvantifieras i utgående avloppsvatten, däremot kunde medelkoncentrationen E1 beräknas till 9,3 ng/L, Tabell 2, vilket ger EEQ-värdet  $0,3 \cdot 9,3 \text{ ng/L} = 2,79 \text{ ng/L}$ . I inkommande vatten till Sjölunda reningsverk var medelkoncentrationen E1 47,5 ng/L (Bilaga 4), vilket ger EEQ-värdet  $0,3 \cdot 47,5 \text{ ng/L} = 14,25 \text{ ng/L}$ . Halten E1 kan således ensamt förklara de uppmätta halterna östrogenekvivalenter i avloppsvattnet. Beräknade EEQ-värden i inkommande avloppsvatten överstiger t.o.m de uppmätta EEQ-halterna, vilket skulle kunna orsakas av sk. antagonistiska modulatorer eller toxicitet (Frische et al 2009). Inget prov som ingick i denna undersökning YES-test uppvisade toxicitet (tillväxthibering, definierad som  $G < 0,5$ ), Bilaga 1.



**Tabell 4.** NOEC-värden (högsta testkoncentration av avloppsvattnet där ingen östrogen respons noterades) samt halten av östrogenekvivalenter (EEQ) i avloppsvattnet.

	IN1	IN2	UT1	UT2
NOEC (%)	0,21	0,21	0,67	0,21
EEQ (ng/l)	7,4	9,0	1,3	4,0

Ett gränsvärde för "safe estrogenic equivalents regarding steroid estrogens" (EEQ-SSE) på 0,1-0,4 har föreslagits (Jarozova m.fl., 2014). Här innefattas resultat från flertalet typer av in vitro-tester (såsom YES, ER-CALUX m fl) och medianvärdet för testerna hamnade på 0,3 ng EEQ/liter. Van der Oost m.fl. (2017) har tagit fram ett EBTvärde (effect based trigger-value) på 0,5 ng EEQ/liter vid testning med ER-CALUX. Detta är paritet med det som angavs i Jarzova m. fl. (2014) som medianvärde för de in vitro-tester som utvärderades. Kunz m.fl. (2015) har föreslagit ett värde på 0,4 ng EEQ/l, baserat på EUs föreslagna gränsvärde för 17 $\beta$ -estradiol, men då tillämpat på samtliga östrogensteroider. Det lägsta föreslagna värde är på 0,07 ng EEQ/liter (Leusch m.fl., 2014).

Då tre av fyra föreslagna gränsvärden överensstämmer väl skulle man kunna använda 0,4 ng EEQ/liter som effektgränsvärde (EBT) för resultat från YES-testning. Detta kan då användas för att kunna "friklassa" utgående avloppsvatten från reningsverk som underskrider värdet (Jarzova m.fl., 2014) men också i övervakningssyfte av vattenkvaliteten i en recipient (van der Oost m.fl., 2017). Halten av EEQ i utgående avloppsvatten från Sjölunda reningsverk låg på 1,3 ng/liter och 4 ng/liter, vilket innebär att halten i utgående vatten överskrider gränsvärdet (i form av EBT). Tar man en schablonmässig spädning på 100 gånger i beaktande, i enlighet med EUs riskbedömningsmodell för kustzoner (EU, 2003), hamnar halten av avloppsvattnet då på 0,04 ng/l eller lägre. Alldeles i anslutning till utsläppet kan spädningen vara lägre. Om spädningen endast är ca 10 gånger skulle halten av EEQ hamna runt gränsvärdet.

Baserat på att en spädning med 100 gånger sker av avloppsvattnet i recipienten kommer halten av östrogenliknande ämnen (som östrogenekvivalenter) ligga under det föreslagna effektgränsvärdet (EBT). För att säkerställa att halterna av östrogenliknande ämnen i recipienten understiger gränsvärdet skulle prov på recipientvatten (ca 10 liter) kunna tas och genomgå YES-test.

## 5.2.2 Mutagenicitet (Ames test)

Följande bedömning gjordes av NIRAS (2019 & 2020) utifrån de erhållna analysresultaten från Ames test. De första analysresultaten från 2019 ses i Bilaga 2. Skillnader i testresultat fanns mellan de utgående avloppsvattenproverna (UT1 och UT2) och en del av prov UT2 "läckte" på testlaboratoriet (Xenometrix) till följd av en olycka, vilket ledde till att provet inte kunde testas i närvaro av metabolisk vävnad). Därmed bedömdes det bäst att utföra omtestning av provet UT2. Dessa resultat presenteras i Bilaga 3.

### 5.2.2.1 Resultat första provomgången

Ingen mutagenicitet i Ames-test noterades för inkommande avloppsvatten, med undantag för en svag, men trolig, mutagen respons i högsta koncentrationen (40X koncentrerat prov av IN1) i närvaro av metabolisk aktiv vävnad (+S9) med salmonellastam TA98 (Bilaga 2). Detta skulle kunna tolkas som att icke-mutagena komponenter i inkommande vatten omvandlats till mutagena via biologisk aktivering. Responsen är dock svag då den ligger precis över bakgrunden (den negativa kontrollen).

Ett av de två utgående vattnen uppvisade mutagenicitet och skulle kunna tolkas som att utgående vatten ibland innehåller mutagena komponenter. Då mutageniciteten även fanns i lägsta testkoncentrationen (0,3X koncentrerat, d v s 30% av avloppsvattnet) vet man inte hur mycket



avloppsvattnet behöver spädas innan mutageniteten "spätts bort", dvs då halten mutagena komponenter är så låga att någon respons inte kan detekteras.

Dock noterades ingen mutagen respons i det andra utgående provet (UT1). En viss variation kan man tänka sig att det finns i utgående avloppsvatten men att skillnaden är så stor som mellan UT1 och UT2 är förvånande. Detta kan tyckas extra märkligt då inget av proven med inkommande vatten uppvisade någon respons (i frånvaro av metabolisk vävnad).

Hur skall då resultat från genotoxicitetstester, såsom Ames test, tolkas? Detta verkar det inte råda konsensus om. En gräns för påverkan (EBT=Effect-Based Triggervalue) har satts till 0,005 genotoxiska enheter, vilket motsvarar ett 200X koncentrerat prov, vilket föreslagits av Van der Oost m.fl. (2017) för recipientvatten/ytvatten. Tar man en schablonmässig spädning på 100 gånger i beaktande, i enlighet med EUs riskbedömningsmodell för kustzoner (EU, 2003), motsvarar detta att halten i recipienten teoretiskt är ett 0,01X koncentrerat avloppsvattenprov. Lägsta testade koncentration, och där mutagenitet noterades, var vid 0,13X koncentrerat avloppsvattnet, det vill säga ett ca 8 gånger spätt prov (Bilaga 2). Det går därför inte att utröna om det föreslagna gränsvärdet på 0,005 överskrids eller ej.

#### 5.2.2.2 Resultat omprov UT2

Vid det andra analystillfället (Bilaga 3) uppvisade den upprepade analysen av avloppsvattenprovet inga mutagena egenskaper i Ames-test och resultaten verifierade alltså inte tidigare resultat.

Frågan är då hur man skall göra en tolkning av de samlade resultaten? De två proverna som testats är delprover av samma prov. De bör således ge samma svar i Ames test. Skillnaden är att de extrakt som testats har extraherats (SPE-kolonn) vid två olika tillfällen samt att det ena delprovet förvarades några månader längre i frys före testning. Detta bör dock inte förklara skillnaden i mutagenitet mellan proverna. Sammantaget kan sägas att resultaten från föreliggande studie inte verifierar tidigare resultat. Det kan å andra sidan inte heller fastställas att det utgående vattnet från vecka 39 inte var mutagent.

## 5.3 Analys av bromid och krom

### 5.3.1 Bromidhalter

Bromidhalter analyserades i veckoprov på inkommande och utgående avloppsvatten från Sjölunda ARV i mars, april samt vid två tillfällen i oktober, se Tabell 5. Då Källby ARVs upptagningsområde beräknas anslutas till Sjölunda i framtiden analyserades även bromidhalter på inkommande och utgående avloppsvatten från Källby ARV, se

Tabell 6.

Tabell 5. Bromidhalter i inkommande och utgående vatten från Sjölunda ARV (veckoprov).

	Bromid mg/l, Sjölunda in	Bromid mg/l, Sjölunda ut
190326	1,6	1,5
190404	1,0	1,1
191006	3,8	3,4
191020	2,7	2,4

**Tabell 6.** Bromidhalter i inkommande och utgående vatten från Källby ARV (veckoprov).

	Bromid mg/l, Källby in	Bromid mg/l, Källby ut
190930	0,058	0,16
191014	0,064	0,18

Vanliga källor till höga bromidhalter är till exempel rökgaskondensat från förbränningsanläggningar, lakvatten från deponier, havsvatten eller kemisk industri som tillverkar bromerade produkter. För att utesluta dricksvattnet som bromidkälla provtogs dricksvattnet som distribueras i Malmö. Malmös dricksvatten består dels av vatten från VA SYDs eget vattenverk vid Bulltofta, där vattnet hämtas från Grevietäkten som är en grundvattentäkt, och dels av vatten från Ringsjöverket och Vombverket som är ytvattentäkter tillhörande Sydsvatten. Två provpunkter valdes ut, en för enbart vatten från Bulltofta samt en efter inblandning av vattnet från Ringsjöverket och Vombverket. Resultatet indikerar högre bromidhalter i grundvattnet från Bulltofta än i det prov som togs efter inblandning av ytvatten från Ringsjöverket och Vombverket.

**Tabell 7.** Bromidhalter i dricksvatten Bulltofta vattenverk, Malmö.

	Bromid mg/l, Bulltofta	Bromid mg/l, Bu+Ri+Vo
191008	0,34	0,045
191015	0,31	0,040

Bromidhalterna har även jämförts med stickprov tagna vid två av VA SYDs andra reningsverk, Klagshamn och Källby ARV. Resultaten visar på höga halter vid både Sjölunda och Klagshamn ARV, trots att den huvudsakliga industribelastningen till Klagshamn består av vatten från peptidtillverkning. Jämförs resultaten däremot med Källby ARV i Lund ser man att bromidhalten vid Källby är mer än tio gånger lägre och ligger bara aningen högre än i dricksvattnet. Orsaken till höga halter vid både Sjölunda och Klagshamns ARV bör utredas vidare. Reningsverkens lokalisering visas i Figur 17.

**Tabell 8.** Bromidhalter i utgående vatten från Klagshamn och Källby ARV. Proverna tagna som stickprov.

	Klagshamn ARV*	Källby ARV**
Bromid (mg/l)	0,89	0,068

\* Prov taget 190902

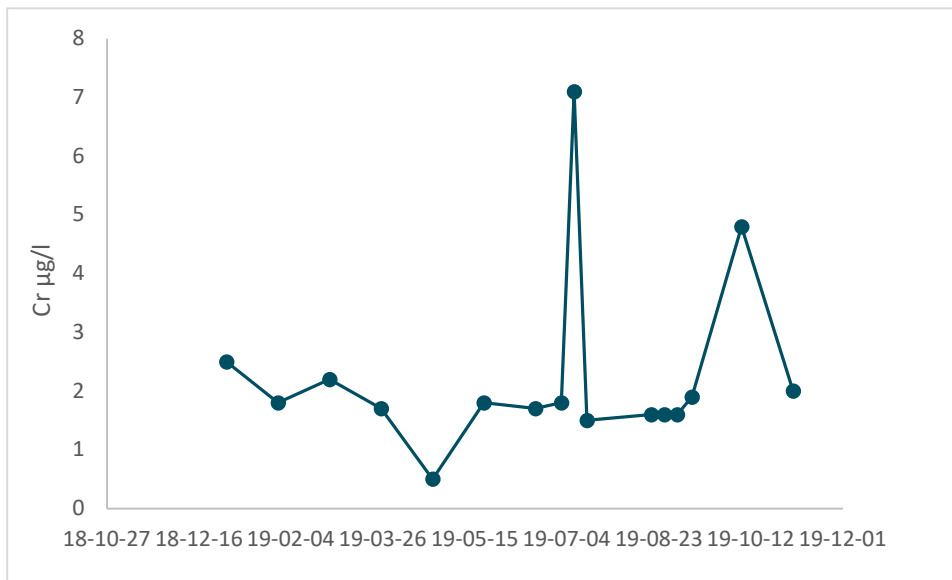
\*\* Prov taget 190826



Figur 17. Lokalisering av Sjolunda, Klagshamn och Källby ARV.

### 5.3.2 Kromhalter

I Figur 18 visas kromhalt i utgående avloppsvatten från Sjolunda ARV under 2019. Vid de flesta mättillfällena var halten omkring 2 µg/l, men i juli och oktober observerades toppar på 7,1 respektive 4,8 µg/l. Enbart vid ett mättillfälle låg halten < 1 µg/l.



Figur 18. Kromhalt i utgående avloppsvatten från Sjolunda ARV under 2019.

## 6 Recipientutredning

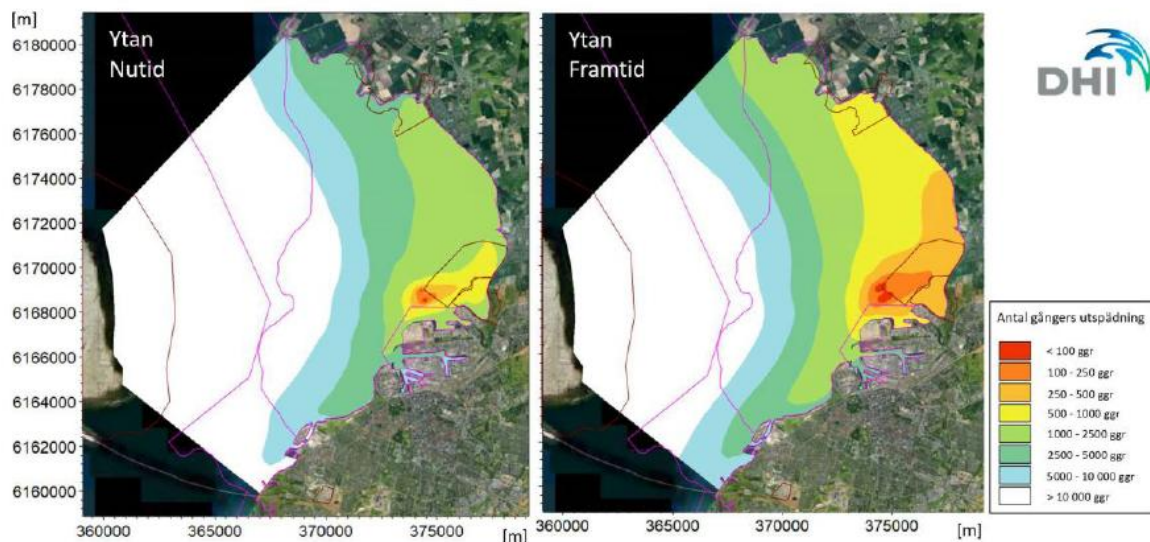
### 6.1 Spridningsmodell

För att beräkna temperaturskiktningen och strömningsförhållandena i vattnet kring Lommabukten har en beräkningsmodell för året 2016 (1 januari 2016–1 januari 2017) byggts upp med programvaran MIKE 3 by DHI. Utifrån dataunderlag från VA SYD på flödet av renat avloppsvatten från Sjölunda har spridningen av ämnen modellerats (DHI, 2019).

För utredning av smittorisk har vattenkvalitetsmodulen ECOLab kopplats till den hydrodynamiska modellen för att beräkna spridning och avdödning av bakterier och virus. Den tar hänsyn till bland annat solinstrålning, vattentemperatur och siktdjup, och hur dessa variabler påverkar avdödningen av fekala indikatorbakterier, t.ex. E. Coli och Intestinala Enterokocker samt smittämnen som virus och parasiter.

I Figur 19 visas medelutspädning i ytan för ett ospecificerat spårämne som följer med det reade avloppsvattnet ut från Sjölundas två utsläppspunkter. Ämnet bryts inte ned över tid i modellen för att största möjliga spridningsområde ska kunna visas. Halterna är högst i ytan, 0–0,5 m och det är utspädningen i ytlagret som visas i figuren.

Påverkansområdet från Sjölunda närmast kusten kommer öka när utspädningen minskar. I området närmast Sjölunda kommer utspädningen minska från 500–2 500 gångers utspädning till endast 250 till 500 gångers utspädning. Detta har betydelse för ämnen och föroreningar som kan följa med det reade avloppsvattnet ut i Lommabukten.



**Figur 19.** Utspädningsgrad i ytan för det reade vattnet som släpps ut från Sjölunda AR Gräns för vattenförekomsten visas med rosa linjer och gräns för naturskyddsområdena med bruna linjer (WSP, 2019).

### 6.2 Smittrisk

För att uppskatta koncentrationen av smittämnen i badvattnet måste en patogenhalt bestämmas i vattnet som släpps ut från reningsverket. Koncentrationer som antagits för utloppsvattnet från Sjölunda avloppsreningsverk är baserade på tidigare studier över patogenhalter från reade avloppsvatten (Åström och Rundahl, 2018). Dessa är 2000 norovirus/l, 9000 campylobacter/l och 80 Cryptosporidium/l. För rotavirus har en halt på 1000 cfu/l satts på det reade avloppsvattnet, vilket är baserat på ett antagande om 90% rening och samma rotavirushalter på inkommande vatten som uppmätts i VISK-projektet (Berglund et al, 2017). För fekala indikatorbakterier användes

schablonvärden från mångåriga mätserier från Danmark, 75 000 cfu/100 ml för E. Coli och 14 800 cfu/100 ml för Intestinala Enterokocker. Halterna är konservativt valda och har använts i flera modelleringar för tillståndsansökningar för avloppsreningsverk och badvattenutredningar i Sverige.

Smittämnen sprids sedan i havet genom att koppla den hydrodynamiska modellen till en vattenkvalitetsmodul (ECOLab). ECOLab beräknar avdödning av bakterier och virus genom att ta hänsyn till bland annat solinstrålning, vattentemperatur och siktdjup. Solinstrålningen fås genom den atmosfäriska drivdatan medan vattentemperaturen tas direkt från HD-modellen. Siktdjupet är satt till 7 m vilket baserats på mätvärden från stationerna Lomma 4:8 och Lomma 4:11 (se Figur 9).

De smittämnen som modellerats är parasiter (Cryptosporidium), bakterier (Campylobacter) och virus (Norovirus, Rotavirus). Risken att insjukna i Norovirus överskrider 1 % 3 dagar under badsäsongen vid Hamnhusen, T-bryggan, 2 dagar vid Lomma norra och 1 dag vid Habo Ljungs camping. En risk på 5 % överskrider inte någon dag under badsäsongen (DHI, 2019).

I bedömningen av smittorisken har endast utsläppen från avloppsreningsverk uppströms badplatserna ingått. Modelleringen visar att ingen av badplatserna uppvisar någon sommardag då risken överstiger 1 % för Cryptosporidium- och Campylobacter-infektion. Dock finns en risk som överstiger 1 % för Norovirus-infektion under 3 av 61 sommardagar vid hamnhusen i Lomma. Lomma norra och Habo Ljungs Camping överstiger även dessa 1 % risk för norovirus-infektion under två respektive en sommardag. Minskas gränsvärdet till 0,01 % risk ändras bilden för framförallt personer med nedsatt immunförsvar och för Norovirus-infektion. Till exempel är det varannan dag mer än 0,01 % risk att bli smittat av Norovirus vid Hamnhusen i Lomma (36 av 61 dagar). Speciellt för personer med nedsatt immunförsvar ökas risken för Cryptosporidium-infektion och under 26 dagar överstiger gränsvärdet 0,01 % risk för denna grupp i Hamnhusen i Lomma. Generellt sett är risken för smitta högre i de tre badplatserna längst in i Lommabukten: Hamnhusen, T-bryggan, Lomma Norra och Habo Ljungs camping. Dessa badplatser uppvisar genomgående högre infektionsrisk av de smittämnen som modellerats och har högre halter av indikatorbakterier av de analyserade badplatserna (DHI, 2019).

Tabell 5-1 Modellerad maximal halt av E. coli och Intestinala Enterokocker (IE) under badsäsongen (20 juni–21 augusti) mellan klockan 08–20.

Bakterie, maximal halt	E. coli [cfu/100 ml]	IE [cfu/100 ml]
Vikhögs hamn	0.04	0.09
Långa bryggan i Bjärred	0.03	0.09
Habo Ljungs camping	1.84	2.34
Lomma Norra	2.32	2.97
Hamnhusen, T-bryggan	5.37	5.50
Scaniabadplatsen	0.08	0.41
Sunds promenaden	0.03	0.20
Ribersborg, Kallbadhuset	0.01	0.12
Sibbarps kallbadhus	0.03	0.14
Sibbarp, Barnviken	0.04	0.17

I badvattendirektivet nämns inte någon acceptabel risk, men i underlagsdokumenten till direktivet finns undersökningar som har försökt att kvantifiera sannolikheten för mag-tarmsjukdom efter bad, beroende på koncentrationen av indikatororganismer i vattnet. I underlaget till badvattendirektivet framgick att i badvatten som klassificeras som ”utmärkt” eller ”bra” enligt badvattendirektivet är risken att få mag-tarmsjukdom 1 – 5 %. Resultaten i denna studie måste därför anses utgöra en acceptabel risk.

### 6.3 Antibiotikaresistens

Det finns farhågor om att avloppsreningsverken bidrar till antibiotikaresistensen i miljön. Användandet av antibiotika ses generellt som orsaken till att antibiotikaresistensen ökar globalt. Eftersom båda bakterier och antibiotika förekommer i avloppsvatten skulle avloppsreningsverk potentiellt utgöra en gynnsam miljö för utveckling av antibiotikaresistenta bakterier. Resultaten från en studie utförd på Ryaverket, visade dock inte på något samband mellan resistenta *E. coli* bakterier och halten antibiotika (Flach et al, 2018). Man kan möjligen fundera kring valet att studera av *E. coli*, som inte är den mest frekventa bakterien kopplad till resistensutveckling i reningsverk

Sex sorters antibiotika ingick i förstudien, se Figur 14. Halterna ligger i nivå med mätningar utförda vid andra svenska reningsverk (Flach et al, 2018; Östman et al, 2017; Lindberg et al 2014). I bedömningsgrunderna för särskilt förorenande ämnen anges den maximala tillåtna koncentrationen av ciprofloxacin till 0,1 µg/l. Halterna i utgående vatten från Sjölunda låg under de gränsvärden som föreslagits av forskare för tillväxt av antibiotikaresistenta bakterier (Bengtsson-Palme och Larsson, 2016) se Tabell 9.

**Tabell 9.** Halter av fem typer av antibiotika i utgående vatten från Sjölunda ARV, Ryaverket och från en studie vid 11 avloppsreningsverk i Sverige (Flach et al, 2018; Östman et al, 2017; Lindberg et al 2014).

Antibiotika	Föreslaget gränsvärde [ng/l]	Medel provtagningar på utgående vatten Sjölunda [ng/l]	Medel Ryaverket [ng/l]	Mätningar på utgående vatten vid 11 verk [ng/l]
Ciprofloxacin	64	13	Under det.gräns	38
Clarithromycin	250	84	33	36
Erythromycin	1000	238	300	129
Metronadazole	125	-	78	60
Trimethopim	500	92	89	61

I fält bör man mäta ESBL-producerande bakterier, vilka har hög medicinsk relevans och är bäst att undersöka. Smittorisken för EHEC är hög och det räcker med ca 100 st. i en intagsdos av ex. badvatten. Detta är ett osäkert värde men en värsta-scenario-bedömning, av docent Carl Fredrik Flach (muntlig kom2). I en badvattenstudie kan antagandet göras att ett intag av 100 *E. coli* kan skapa en kolonisering av ESBL-bildande *E. coli*-bakterier (EHEC) och därmed antas vara ett lämpligt gränsvärde för förhöjd hälsorisk av antibiotikaresistenta bakterier vid bad. Det mått som används i baddirektivet är att förekomsten av indikatororganismer bör vara <100 *E. coli*/100 ml vatten.

Vid bedömning av hälsorisk av antibiotikaresistenta bakterier vid utsläpp från Sjölunda avloppsreningsverk ska beaktas att den modellerade maximala halten vid badplats av *E.coli*, 5,7 (cfu/100 ml) understiger det intag som krävs för att skapa en kolonisering av ESBL-bildande (EHEC). Vidare finns många studier som beskriver intaget av vatten vid badning. Enligt en Holländsk studie, som beskriver variationen i vattenintag som medelvärden per badtillfälle är intaget för män 27 ml,

18 ml för kvinnor och 37 ml för barn. Detta indikerar sammantaget att även om det kan uppkomma antibiotikaresistenta bakterier i processen är risken obetydlig för att dessa ger ett intag som överskrider ovan nämnda förslag till lämpligt gränsvärde.



## 7 Riskbedömning

Riskbedömningen bygger på riskkvoten, den s.k. EC/PNEC -kvoten i recipienten. Uträkningen görs enligt ekvation 1.

$$\text{Riskkvot} \left( \frac{EC}{PNEC} \right) = \frac{ARV \cdot UT \cdot \text{Säkerhetsfaktor}}{NOEC \cdot \text{Utspädning}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

där EC (Environmental Concentration) är koncentrationen i utgående avloppsvatten delat med utspädningen (100 ggr). PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Effect Concentration) och motsvarar den lägsta koncentration av en substans där toxiska effekter på den akvatiska miljön inte påvisats i litteraturen och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till ekotoxikologiska studier. Vidare bedöms varje enskild substans för sig, men mikroföroreningar i miljön uppträder som en cocktail, vilket tabell 2 tydligt visar. Ett modernare synsätt hade därför varit att riskbedöma substanser med samma verkningsmekanism tillsammans. Idag finns dock inte någon metodik för detta.

Det finns många olika studier kring effekter, men ingen samlad databas, vilket medför att dessa värden i ständig förändring och fortlöpande behöver uppdateras. Säkerhetsfaktorn för varje substans väljs beroende på hur mycket toxikologiska data som finns tillgänglig. Enligt riskbedömningsregler i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) ska säkerhetsfaktorn vid 2 akuta tester samt ett kroniskt test vid tre olika trofinivåer vara 100. Säkerhetsfaktorn vid ett akut test samt 2 kroniska test vid tre olika trofinivåer är 50. Säkerhetsfaktorn vid 3 kroniska test vid tre olika trofinivåer är 10. Saknas kroniska tester har en säkerhetsfaktor 1000 använts (IVL, 2019).

I likhet med Sehlen m.fl. (2015) har ämnena som kvantifierades rankats utifrån en EC/PNEC-kvot, dvs kvoten mellan uppmätt halt och förväntad nolleffektskoncentration i miljön. EC-värden (uppmätta halter i recipienten) erhålls från Bilaga 5 medan PNEC-värden tagits från Ågerstrand (2019) där PNEC-värden för 19 av de 33 analyserade läkemedlen finns tillgängliga. En kvot över 1 klassas som hög risk, en kvot mellan 0,1 och 1 som måttlig risk och en kvot <0,1 som låg risk (Sehlén m.fl., 2015). Då PNEC-värdena i Ågerstrand (2019) är för sötvatten så kan måttlig risk ses som en hög risk då det för marina/brackvattenszoner läggs på en säkerhetsfaktor av 10 på sötvattens PNEC-värden (det marina PNEC-värdet, benämnt  $PNEC_{\text{saltvatten}}$  blir således 10 gånger lägre än det  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  som är angivet i Ågerstrand, 2019). Detta är ett generellt förhållningssätt vid tillämpandet av säkerhetsfaktorer på PNEC-värden från saltvattenstestning jämfört med sötvattenstestning (EU, 2003).

I Bilaga 6 har denna klassning gjorts för respektive ämne, prov- och tidpunkt. En sammanfattande bild för hela recipienten vid samtliga provtagningstillfällen ges i Tabell 10 för de läkemedel vars halter överstiger låg risk. Enligt klassningen hamnar diklofenak, oxazepam och sertralin vid något tillfälle i den måttliga riskklassen medan citalopram förekommer i halter som innebär hög risk. Samtliga fyra ämnen skulle hamna i halter som innebär hög risk om  $PNEC_{\text{saltvatten}}$  tillämpas.



**Tabell 10.** Läkemedelshalt (EC) (högsta noterade halt),  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  (förväntad nolleffektskoncentration) och EC/PNEC-kvot för ämnen som hamnar över låg riskklass. Gul färg indikerar måttlig risk (kvot på mellan 0,1 och 1) och röd färg indikerar hög risk (kvot över 1).

Ämne	EC (ng/l)	PNEC (ng/l)	EC/PNEC
Diklofenac	5,8	50	0,12
Oxazepam	2,9	10	0,29
Citalopram	4,2	0,075	56
Sertralin	6,8	9,4	0,72

I rapporten av Ågerstrand görs jämförelser med tidigare framtagna PNEC från Sehlén m.fl. (2015) som benämns  $PNEC_{IVL}$ . PNEC-värdena från de två rapporterna ( $PNEC_{\text{sötvatten}}$  och  $PNEC_{IVL}$ ) skiljer sig åt för flertalet ämnen. Som poängterats i Ågerstrand (2019) beror skillnaderna i PNEC-värde på vilka ekotoxikologiska studier som använts till utvärdering för framtagandet av PNEC-värdet. I Ågerstrand (2019) har det använts mer uppdaterad information bl a då fler ekotoxikologiska studier varit tillgängliga, därför är det lämpligaste att riskklassningen av halterna i recipienten görs relativt  $PNEC_{\text{sötvatten}}$ .

För jämförelse har dock klassning enligt Sehlén m.fl. (2015) gjorts utifrån PNEC-värdena framtagna i Sehlén m.fl. (2015) ( $PNEC_{IVL}$ ) för de uppmätta halterna i recipienten. Då  $PNEC_{IVL}$  för citalopram är högre medan det är lägre för metoprolol och oxazepam jämfört med  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  skiljer sig också riskklassningen åt (Bilaga 6). Störst skillnad för vilket PNEC-värde som används blir det för klassning av citalopram, där riskklassen blir hög vid  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  och låg om  $PNEC_{IVL}$  används. Risken för oxazepam och metoprolol vid användande av  $PNEC_{IVL}$  övervärderas om man jämför med användandet av, de mer uppdaterade,  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  från Ågerstrand (2019) (Tabell 10 och Tabell 11 samt Bilaga 6).

**Tabell 11.** Läkemedelshalt (EC) (högsta noterade halt),  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  (förväntad nolleffektskoncentration) och EC/PNEC-kvot för ämnen som hamnar över låg riskklass. Gul färg indikerar måttlig risk (kvot på mellan 0,1 och 1) och röd färg indikerar hög risk (kvot över 1).

Ämne	EC (ng/l)	PNEC (ng/l)	EC/PNEC
Diklofenac	5,8	50	0,12
Oxazepam	2,9	1,8	1,6
Metoprolol	4,2	20	0,21

Diklofenak skiljer sig avseende  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  (0,05 µg/l) och bedömningsgrunden uppsatt av EU (HVMFS, 2019) (0,01 µg/l som årsmedelvärde). Skillnaderna mellan värdena får antas bero på vilket underlagsmaterial man haft tillgängligt vid framtagandet av respektive värde. Inte vid något tillfälle överskrids dock årsmedelvärdet för diklofenak i de olika punkterna i recipienten 2019 (Bilaga 5). De detekterbara halterna låg ca 2-10 gånger lägre än årsmedelvärdet (0,01 µg/l). Ingen maximalt tillåten halt är angiven för diklofenak (HVMFS, 2019).

Det kan vara bra att här också nämna lite om skillnaden mellan årsmedelvärde och maximal halt, som anges i EUs vattendirektiv, å ena sidan och  $PNEC_{\text{sötvatten}}$  å andra sidan. Årsmedelvärdet är framtaget som gräns för att långtidseffekter inte skall ske. Det är här tal om en exponering för relativt låga

koncentrationer kan ge upphov till kroniska effekter såsom nedsatt tillväxt och fortplantning. Maximal halt är framtagen utifrån korttidsexponering. Det innebär att halten inte får överskridas vid något tillfälle för då kan akut toxiska effekter inte uteslutas. PNEC däremot definieras som koncentrationen (i miljön) varöver det inte kan uteslutas att en oacceptabel effekt erhålls. PNEC är framtagen utifrån resultat från toxicitetstester (av kemikalier eller komplexa) i laboratoriemiljö, d v s resultat från tester av både akut och kronisk karaktär kan beaktas. På data från tester med avseende på kronisk toxicitet läggs det på en större säkerhetsfaktor än på data från tester med avseende på akut toxicitet. PNEC<sub>sötvatten</sub> kan därför anses vara den högsta koncentration i miljön varunder en risk för ekologiska effekter i miljön sannolikt är låg.

I Ågerstrand (2019) redovisas också PNEC<sub>RES</sub> som är nolleffektsvärdet med avseende på antibiotikaresistens. Det innebär alltså en koncentration varöver en risk finns för att antibiotikaresistens kan utvecklas. I Ågerstrand (2019) föreslås att PNEC<sub>RES</sub> kan användas istället för PNEC<sub>sötvatten</sub> om PNEC<sub>RES</sub> är lägst. Detta är inte något som har tillämpats i föreliggande rapport. Det är dock så att av de 14 substanser som det angivits PNEC<sub>RES</sub> för (Ågerstrand, 2019), så ingår endast fyra av dem i de utförda analyserna och bara två av dem har detekterats (Bilaga 5). För de detekterbara substanserna (trimetoprim och sulfamethoxazole) låg halterna i recipienten långt under både PNEC<sub>sötvatten</sub> och PNEC<sub>RES</sub>.

Ett annat sätt att bedöma riskerna med läkemedel i miljön är att använda något som heter fiskplasmamodellen. Modellen förutsätter att den maximala koncentrationen av läkemedel i fiskars plasma är samma som i människa. Dessutom antas att upptaget av läkemedel sker baserat på ämnets fettlöslighet och att halten i fisk är linjärt proportionell mot halten i vatten. En stor fördel med modellen är att data för fettlöslighet finns för alla läkemedel och maximal blod-plasmakoncentration i människa under behandling finns för de flesta läkemedel (Larsson, 2015). Man kan då räkna fram en risk för fisk utifrån en viss halt i vatten av de flesta läkemedel. Omvänt kan man också räkna fram den halt av läkemedlet i vatten som ger upphov till maximal blodplasmakoncentration. Denna koncentration benämns CEC (Critical Environmental Concentration) (Fick m.fl., 2010 cit i Larsson, 2015).

Data på CECs har varit tillgängliga från Larsson (2015) för sertralin, citalopram och tramadol samt de naturliga östrogenerna östron och 17-beta-östradiol. Vid tillämpandet av CEC istället för PNEC för att ta fram en riskkvot (EC/CEC-kvot) (Bilaga 6) framkom att tramadols halter är låga i recipienten, sertralin hamnar i måttlig riskklass och citalopram i hög riskklass (se Tabell 12). Sertralin och citalopram hamnar då i samma riskklass som vid användandet av PNEC<sub>sötvatten</sub> (se Tabell 10).

**Tabell 12.** Läkemedelshalt (EC) (högsta noterade halt), CEC (Critical Environmental Concentration) och EC/CEC-kvot för ämnen där CEC varit tillgängligt. Grön färg indikerar låg risk (kvot under 0,1). Gul färg indikerar måttlig risk (kvot på mellan 0,1 och 1) och röd färg indikerar hög risk (kvot över 1). ud = under detektionsgränsen.

Ämne	EC (ng/l)	CEC (ng/l)	EC/CEC
Sertralin	6,8	71	0,1
Citalopram	4,2	0,8	5,2
Tramadol	9,6	4 836	0,002
Estron	ud	4,6	-
Estradiol	ud	0,4	-

Användandet av fisk-plasmamodellen har vissa nackdelar såsom att andra faktorer än fettlösligheten påverkar upptaget av läkemedel i fisk. Det är därför bättre att analysera halten i fiskens blod istället. På detta sätt undgår man osäkerheten avseende hur upptaget påverkas. Det man bör ta hänsyn till vid användandet av modellen är att man inte vet vid vilken koncentration i blodet som läkemedlet

ger effekt i fisk. Man bör utgå från att effekter i fisk kan fås under den maximala blodplasmakoncentrationen (Larsson, 2015).

## 8 Tekniker för avancerad rening

Det finns flera olika tekniker för avancerad rening i syfte att utöka avskiljning, genom nedbrytning eller separation, av organiska mikroföroreningar. Teknikerna har länge använts inom dricksvattenrening och för återanvändning av renat (biologiskt behandlat) avloppsvatten runt om i världen. Det betyder att tekniker som uppfattas som nya, inte nödvändigtvis är att betrakta som nya, annat än i vår kontext, dvs. för uppgradering av avloppsreningsverk. Under senare år har flera europeiska avloppsreningsverk kompletterats med avancerad rening, företrädesvis för att skydda akvatisk miljö men också dricksvattenkällor. De flesta exemplen återfinns i Schweiz och Tyskland men även i andra länder, däribland Sverige.

### 8.1 Rening från vad?

Åtgärder ska vara miljömässigt motiverade, ekonomiskt rimliga och tekniskt möjliga. Det betyder i sin tur att det är helt centralt att fråga sig varför avancerad rening ska införas och vad som ska uppnås. Oavsett om det rör sig om att uppfylla myndighetskrav eller andra mål bör målen uttryckas på ett sådant sätt att de kan följas upp. Annars kan vare sig tekniker eller anläggningar jämföras och utvärderas och inte heller bedömningar av belastningsförändringar och miljöeffekter göras i olika recipienter. Eftersom direkta lagkrav endast återfinns i Schweiz sedan 2016 betyder detta att det inte finns ett enhetligt system, i form av givna ämnen och önskade reduktioner, att luta sig emot. Men det betyder inte heller att jämförelser och mål inte kan ställas upp. Naturvårdsverkets lista med rekommenderade ämnen för analys är ett steg i denna riktning. Det finns även andra ämneslistor att ta intryck av, exempelvis den Schweiziska listan med indikatorsubstanser och de listor med ämnen rekommenderade för analys som tagits fram i Nordrhein-Westfalen (*Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*, 2016) och i Baden Württemberg (*Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination*, 2018). Det bör samtidigt noteras och understrykas att det i Sverige finns bedömningsgrunder för ett antal ämnen som inte får bortses ifrån. Dessa återfinns, som tidigare nämnts, i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer för ytvatten (HVMFS 2015:4) och rör följande läkemedel:

- Ciprofloxacin
- Diklofenak
- 17-alfa-etinylöstradiol
- 17-beta-östradiol

För diklofenak uppgår det tillåtna årsmedelvärde till 100 ng/l. Eftersom diklofenak påverkas i mycket liten utsträckning av biologisk rening på kommunala avloppsreningsverk kommer recipienter med låg utspädning att kunna uppvisa relativt höga halter av ämnet. I föreskriften återfinns även andra organiska mikroföroreningar, exempelvis bisfenol A, PFAS, triklosan, imidaklopid och mekoprop. Bisfenol A, PFAS-ämnena PFOS och PFOA, samt imidaklopid ingick i den grupp om 35 ämnen som analyserades i denna förstudie.

En rimlig utgångspunkt vid införande av avancerad rening är att eftersträva rening från ett brett spektrum av ämnen, eftersom så många olika typer av ämnen är i omlopp. Användningen förändras dessutom över tid. Ett genomtänkt val av teknik förutsätter att de lokala förutsättningarna är klarlagda och att målen med avancerad rening är kvantifierade.

## 8.2 Tekniker och mognadsgrad

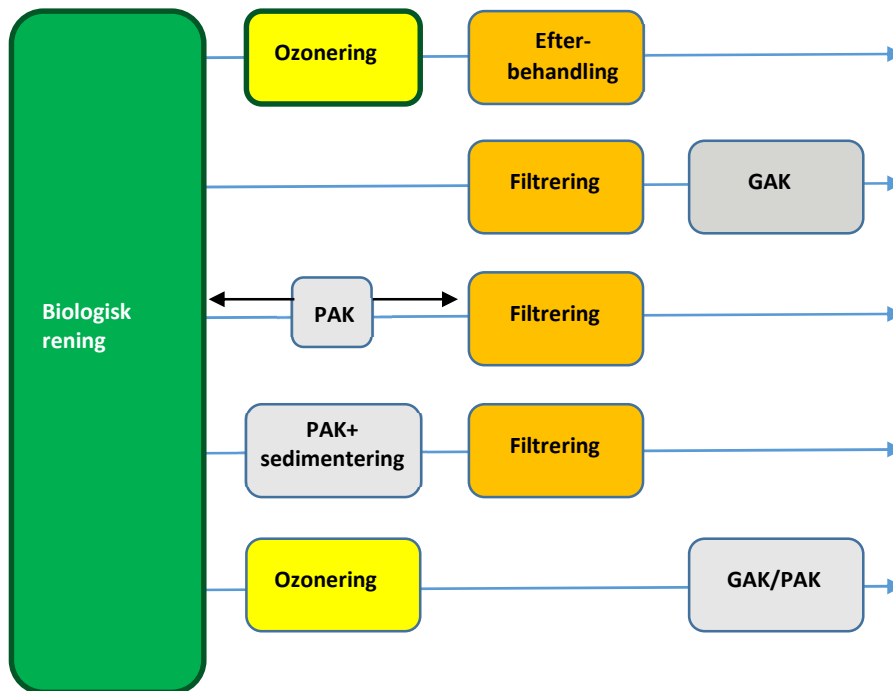
Tekniker för avancerad rening måste uppfylla olika krav. Avskiljning av ett spektrum av substanser är ett sådant krav. Ett annat krav är att kostnader måste kunna motiveras utifrån ett nyttoperspektiv. Det finns i regel en befintlig infrastruktur att förhålla sig till och befintliga krav på BOD, kväve och fosfor får inte äventyras. Andra funktioner, som biogasproduktion och slamhantering, kan också påverkas. Det finns några olika principiella metoder för avancerad rening (Böhler 2015):

- Fysikaliska – membranteknik i form av nanofiltrering (NF) eller omvänd osmos (RO)
- Biologiska – nedbrytning eller omvandling av substanser
- Oxidativa – omvandling med exempelvis ozon, väteperoxid eller kloridioxid
- Adsorptiva – avskiljning genom adsorption, exempelvis till aktivt kol
- Kombinerade – olika metoder kombineras för optimering av reningen

Membranteknik i form av NF eller RO är effektivt men relativt energikrävande. Samtidigt uppkommer en koncentrerad ström som kan vara besvärlig och kostsam att hantera. Biologiska metoder beskrivs ofta som substansspecifika, vilket betyder att de inte har effekt på ett brett spektrum av substanser utan snarare på enskilda ämnen eller grupper av ämnen. Den biologiska reningen utgör dock en viktig förutsättning för kompletterande reningssteg, eftersom effekten av dessa blir bättre om vattnet innehåller så lite organiskt material som möjligt. De oxidativa metoderna är flera och kan kombineras, men ozon är den metod som oftast förs fram som mest (kostnads)effektiv. En nackdel är bildandet av bi- och transformationsprodukter med potentiellt negativa effekter. De adsorptiva metoderna medger, liksom de fysikaliska, separation av olika ämnen, vilket är en viktig skillnad gentemot de biologiska och de oxidativa metoderna. Adsorbenten, ofta aktivt kol i pulveriserad eller granulerad form, måste doseras alternativt bytas eller regenereras. Bland de kombinerade metoderna kan exempelvis ozon + filtrering i ett aktivt kolfilter nämnas. Genom denna, eller andra kombinationer, kan avskiljningen optimeras. Knopp m.fl., (2016) visar exempelvis på fördelar med kombinationen ozon+GAK, både för rening från modersubstanser och transformationsprodukter. Biologisk rening kan också utgöra ett komplement till vissa reningstekniker, exempelvis ozonering.

Abbeglen & Siegrist (2012) drog slutsatsen att ozon och aktivt kol, företrädesvis i form av pulveriserat aktivt kol, är de tekniker som är mest aktuella för implementering i full skala, och än så länge är ozonering och behandling med aktivt kol de tekniker som funnit flest praktiska tillämpningar i stor skala, vilket hänger samman med både renings- och kostnadseffektivitet. Under senare år märks ett allt större intresse för granulerat aktivt kol (GAK), inte minst i Sverige där det genomförts intressanta filtreringsförsök (Havsmyndigheten, 2018). I Degberga reningsverk, i Kristianstad kommun, byggs och invigs våren 2020 Sveriges första fullskaliga GAK-filter i kombination med ett befintligt sandfilter baserat på resultat från FRAM-projektet (Havsmyndigheten, 2018). Vilka framtidens lösningar blir återstår att se. Allt flera studier genomförs med kombinerade metoder vilket kan ge avskiljning av fler ämnen och kanske mer resurseffektiva lösningar.

Figur 20 visar de reningskonfigurationer som tillämpas i full skala i Tyskland och Schweiz och som i skrivande stund kan betraktas som "state-of-the-art" för tillämpning vid kommunala avloppsreningsverk.



Figur 20. Principiella konfigurationer för avancerad rening.

Vad som benämns som filtrering kan i praktiken motsvaras av filter av olika typ även om konventionella sandfilter i regel avses, helt enkelt eftersom befintliga sandfilter ofta kunnat integreras med den avancerade reningen. Detta gäller även vad som benämns som efterbehandling till ozonering där det förutsätts att den biofilm som utvecklas i sandfilter kan svara för nedbrytning av biologiskt nedbrytbara biprodukter från ozoneringen. Det finns dock flera varianter beskrivna i litteraturen där exempelvis membranfilter används på olika sätt. De kan exempelvis integreras med den biologiska reningen i form av membranbioreaktorer och effektivt användas för avskiljning av pulveriserat aktivt kol eller användas som förbehandling till GAK-filter. Varianter med membrantechnik finns bland annat beskrivna av Baresel m.fl. (2017) och Edefell m.fl. (2019). Ett GAK-filter kan med tiden utvecklas till ett biologiskt aktivt filter som medger både adsorption och nedbrytning.

Biologisk rening ingår i alla processkonfigurationer och utgör en förutsättning för kostnadseffektiv avancerad rening. PAK kan doseras direkt till en aktivslamprocess eller direkt före ett filter. Direkt dosering till en aktivslamprocess kan vara platsbesparande eftersom separata kontaktreaktorer och nya separationssteg kan undvikas. Det bör dock noteras att dosering av PAK till en aktivslamprocess kommer att medföra en uppkoncentrering och ökad SS-halt i processen. Det betyder i sin tur att det måste finnas kapacitet för detta. Det har nyligen utförts försök som tyder på att PAK skulle kunna integreras även med biofilmsprocesser (Cimbritz m.fl., 2019). En förekommande variant med dosering av PAK är den som ibland benämns Ulmer-Verfahren där PAK doseras till en kontaktreaktor och där PAK-suspensionen med adsorberade mikroföroreningar avskiljs i en efterföljande sedimenteringsbassäng. Vattnet poleras sedan i ett efterföljande sandfilter. Veolias Actiflo Carb™ är en närliggande variant av denna processkonfiguration med de skillnaderna att mikrosand används för flockupbyggnad och att sedimenteringsenheten utrustats med lameller.

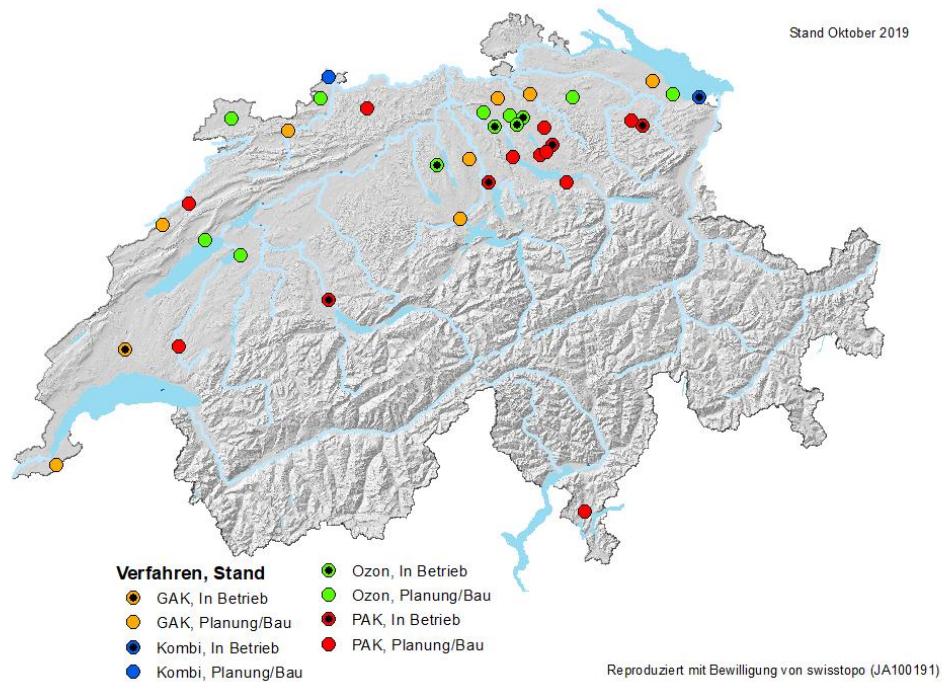
Det pågår en intressant teknikutveckling inom området där många aktörer förväntar sig en växande marknad som följd av allt strängare krav på rening och förväntningar om och behov av återanvändning av renat avloppsvatten. Nya varianter och kombinationer av avancerade oxidationsprocesser, nya adsorbenter och nya metoder för nedbrytning av organiska mikroföroreningar dyker upp i olika sammanhang. Inte minst inom gruppen avancerade oxidationsmetoder framförs allt fler olika tekniker och teknikkombinationer för nedbrytning av organiska mikroföroreningar, både i dricks- och avloppsvatten (von Gunten, 2018). Ett sådant exempel är kombinationen UV-ljus och väteperoxid (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) som nyligen och framgångsrikt testats i laboratorie- och pilotskala i Stockholm för nedbrytning av läkemedelsrester (Baresel m.fl., 2019).

Det finns en viktig och principiell skiljelinje mellan aktivt kol och ozon som rådande exempel på gängse tekniker för avancerad rening. Med aktivt kol separeras ämnen, även om biologisk nedbrytning också kan vara en avskiljningsmekanism i kolfilter, och med ozon bryts ämnen ner. Nedbrytningen motsvaras i regel inte av mineralisering utan just av ofullständig nedbrytning till olika transformationsprodukter som i regel betraktas som mindre toxiska än sina modersubstanser. I vattnet finns andra ämnen som ofrånkomligen också kommer att reagera med ozon. Dessa kommer att ge upphov till olika biprodukter. Vissa av dessa, bromat och NDMA, har särskilt kommit att uppmärksammas eftersom de är cancerogena. Toxicitet är en nyckelfråga och ett dilemma vid processvall även om flera studier pekar på att toxiciteten i vid mening sänks genom ozonering. Vi betraktar och studerar oftast olika modersubstanser men allt fler studier beskriver olika reaktionsvägar och både avskiljning och uppkomst av olika transformationsprodukter där ökad toxicitet kan vara ett problem.

### 8.2.1 Referensanläggningar

Med väl fungerande biologisk och kemisk rening samt ett fjärde reningssteg för avskiljning av organiska mikroföroreningar har vi tagit ett stort steg mot dricksvattenkvalitet även om motsvarande anläggningar ute i världen innehåller fler reningssteg och barriärer. Men för att bygga ut kommunala avloppsreningsverk i syfte att skydda akvatisk miljö och dricksvattenresurser är Tyskland och Schweiz två närliggande länder med flera exempel på utbyggnad av avloppsreningsverk som i stort liknar våra. Figur 21 visar utbyggnadsläget i Schweiz hösten 2019. Det finns även andra exempel på anläggningar, exempelvis i Frankrike. I Danmark finns möjlighet att studera avancerad reningsteknik på de sjukhus som byggts ut, exempelvis i Herlev där membranteknik (membranbioreaktor med ultrafiltreringsmembran) som ozonering och GAK-filtrering kombinerats i samma anläggning. Därtill desinficeras vattnet med UV-ljus.





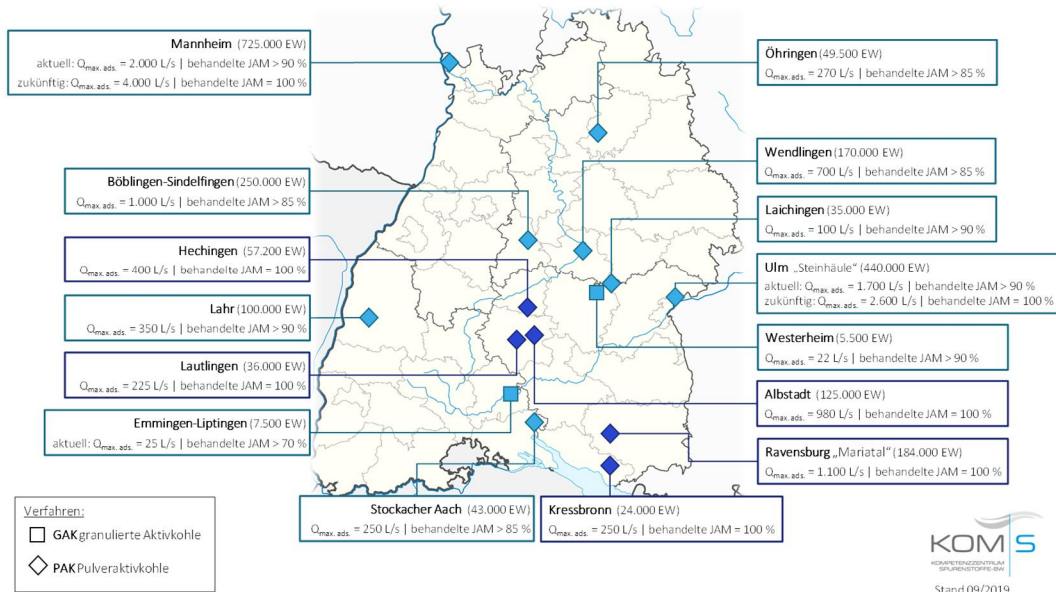
**Figur 21.** Utbyggnadsläget i Schweiz, oktober 2019. Återgiven med tillstånd från VSA.

Det är företrädesvis ozon- och PAK-anläggningar som tagits i drift eller planeras men det kan noteras att även GAK-anläggningar planeras för de närmaste åren. Alla ozonanläggningar följs i dagsläget av ett sandfilter för efterbehandling. Utbyggnadsläget kan följas genom *Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute* (VSA) vilket är Schweiz motsvarighet till Svenskt Vatten. Förbundet har en plattform ([www.micropoll.ch](http://www.micropoll.ch)) "Verfahrenstechnik Mikroverunreinigungen" där information samlats och gjorts tillgänglig.

I Tyskland finns ett flertal fullskaleanläggningar i drift för avancerad rening. Det finns ingen nationell lagstiftning men i områden med hög befolkningstäthet och en nära koppling mellan renat avloppsvatten och råvattenkällor (indirekt återanvändning av avloppsvatten) har kommunala avloppsreningsverk uppgraderats. Flera anläggningar har också byggts och finansierats inom ramen för olika forsknings- och utvecklingsprojekt. Genom två olika kompetenscentrum, ett i Baden Württemberg ([www.dwa-bw.de](http://www.dwa-bw.de)) och ett i Nordrhein-Westfalen ([www.komptenzenrum-mikroschadstoffe.de](http://www.komptenzenrum-mikroschadstoffe.de)) kan utbyggnadsläget följas på ett liknande sätt som för Schweiz. Figur 22 visar de anläggningar som finns i drift i Baden Württemberg i södra Tyskland.



## Anlagen in Betrieb



**Figur 22.** Anläggningar i drift i Baden-Württemberg. Återgivna med tillstånd från Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg.

I södra Tyskland finns en tradition av behandling med aktivt kol men det planeras även för ozonanläggningar.

### 8.2.2 Processutformning för framtida Sjölunda avloppsreningsverk

Processutformningen av det nya avloppsreningsverket är inte klar. I nuläget gäller emellertid följande förutsättningar:

- Den nya grovreningen och delar av slambehandlingen (rötkammare + avvattning) kommer att ingå i den nya anläggningen. I övrigt kommer hela verket att byggas om.
- Slamstrategin innebär att spridning på åkermark kommer att fortgå så länge det är tillåtet. Parallellt utreds möjligheter till förbränning av slam.

Detta innebär att dosering av PAK för avskiljning tillsammans med biologiskt överskottsslam inte är aktuell så länge slammet ska spridas på åkermark. En helt ny, ännu okänd, processutformning för reduktion av BOD samt kväve och fosfor innebär också att det inte finns någon process att förhålla sig till för utformning av avancerad rening. Eftersom vi inte heller har någon lagstiftning att förhålla oss till är det inte möjligt att anpassa en avancerad rening vare sig till existerande process eller till särskilda krav. Samtidigt innebär det en stor möjlighet att på ett tidigt stadium integrera avancerad rening med kommande processutformning. Vissa överväganden kan också göras tidigt. Med utgångspunkt i ozonering och aktivt kol som huvudalternativ finns det möjlighet att bestämma om man vill satsa på en teknik som separerar de organiska mikroföroreningarna eller en teknik som bryter ner dem. I det sistnämnda fallet kan vissa försök utföras för att undersöka om vattenmatrisen lämpar sig för ozonering (se vidare nedan). Det vatten som i ett senare skede skulle kunna gå till ozonering är naturligtvis inte detsamma som det vatten som kan testas i dagsläget men upptagningsområdet är ungefär detsamma, beroende på om Källby ARV ansluts, varför det kan göras vissa bedömningar redan nu.

PAK utgör ett alternativ, företrädesvis om slam kommer att gå till förbränning. En annan möjlighet är att skapa en separat hantering av PAK-slam, vilket ökar komplexiteten i en framtida anläggning.

GAK-filtrering framstår som ett gångbart alternativ och det kommer under de närmaste åren att finnas goda möjligheter att följa de GAK-filter som redan finns (i Simrishamn) och byggs i Skåne (i Kivik, S:t Olof och i Degeberga).

En central fråga för dimensionering och processintegrering är redundans vid dimensionering. Akut toxicitet är rimligen inte kritisk för dimensionering av avancerad rening. Tillförlitligheten i ett kompletterande reningssteg behöver därför inte nödvändigtvis vara lika hög som för andra reningssteg (Holinger AG & Hunziker Betatech AG, 2015). I Schweiz har vissa riktlinjer tagits fram som föreskriver "tillgänglighet 90 % av tiden", vilket i praktiken innebär dubbling av antal linjer (kontaktreaktorer och ozongenerering) för anläggningar dimensionerade för fler än 100 000 personer. För PAK gäller motsvarande resonemang och storlek gällande linjer, dosering och antal silor. Antalet linjer dubblas för anläggningar större än 50 000 personer. En viktig utgångspunkt för dimensionering är att behandla samma flöde som behandlas biologiskt.

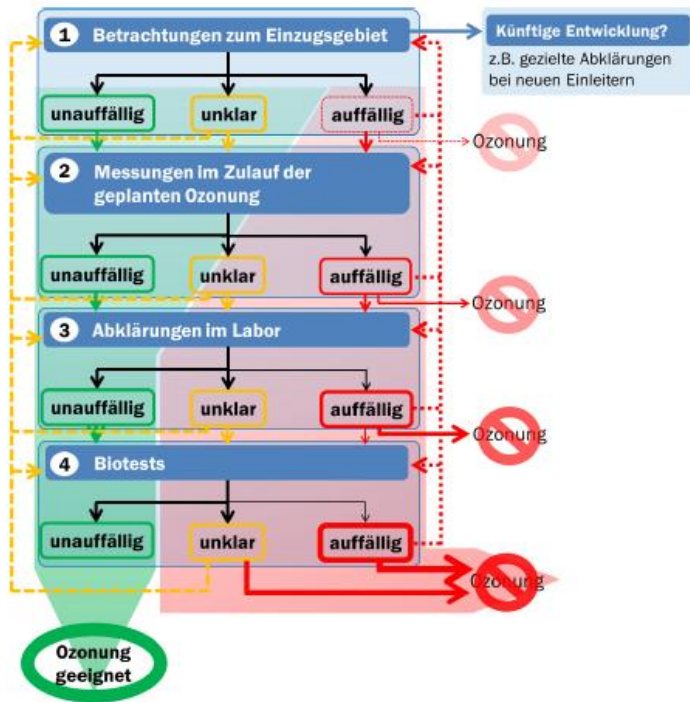
### 8.2.3 Bi- och transformationsprodukter vid ozonering

Vissa avloppsvattenmatriser är inte lämpliga för ozonering eftersom oönskade oxidationsbiprodukter bildas i (för)höjda koncentrationer. Ibland görs skillnad på *transformationsprodukter*, som i regel inte förutsätts ge upphov till problematiska substanser, och *biprodukter*. Transformationsprodukter uppkommer eftersom ozonering inte leder till mineralisering utan till ofullständig nedbrytning av läkemedel och andra organiska mikroföroreningar. Biprodukterna utgörs av en rad olika ämnen, kända och okända. Vissa (aldehyder, ketoner och organiska syror) bedöms i regel kunna hanteras i en biologisk efterbehandling. Några biprodukter har särskilt uppmärksammats som problematiska och potentiellt toxiska, däribland bromat och nitrosaminer. Dessa kan detekteras och kvantifieras. För okända biprodukter får olika biotester användas för att bedöma toxicitet.

Bromat är potentiellt cancerframkallande och bildas från bromid. Bromid förekommer bland annat i olika industriella spillvatten och i vatten från avfallsförbränningsanläggningar. Med ökande ozondos ökar bromatbildningen (Soltermann m.fl., 2016). 50 µg/l har föreslagits som miljö kvalitetsstandard (Oekotoxzentrum, 2015). Bromat bryts normalt inte ner i en (aerob) biologisk efterbehandling.

Nitrosaminer kan bildas vid ozonering och är, liksom bromat, cancerframkallande. N-nitrosodimetylamin (NDMA) utgör en viktig indikator. Till skillnad från bromat kan NDMA brytas ner under aeroba förhållanden.

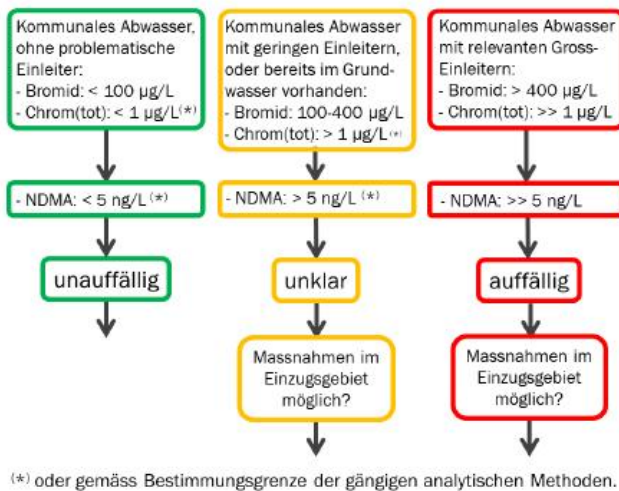
I Schweiz har en arbetsmetodik tagits fram för att kunna göra bedömningar av huruvida ozonering är en lämplig teknik för ett givet vatten. Figur 23 sammanfattar arbetssättet.



Figur 23. Arbetsätt för bedömning av lämplighet för ozonering. Återgiven med tillstånd från VSA.

Arbetet utförs i fyra steg:

1. **Bedömning av upptagningsområdet** för att uppströms identifiera olika källor av problematiska substanser som bromid/bromat, NDMA och krom.
2. **Mätningar i inflödet till den planerade ozoneringen.** Standardparametrar (COD, DOC, NO<sub>2</sub>-N, pH, konduktivitet) samt bromid/bromat, NDMA (N-nitrosodimetylamin) och krom föreslås. Samlingsprover (veckoprover) tagna under en längre period rekommenderas. Figur 24 illustrerar de nyckeltal som tillämpas.



(\*) oder gemäss Bestimmungsgrenze der gängigen analytischen Methoden.

Figur 24. Några nyckeltal för bedömning av ozonering som mätmetod.

3. **Laboratorieförsök.** De metoder som används beskrivs närmare av Wunderlin m.fl., (2015) och Schindler-Wildhaber m.fl., (2015). Utgångspunkten är ett blandat veckoprov (5 dagar). Exponeringsstudier med olika specifika ozondoser genomförs och jämförs med referensvärden för att bedöma nedbrytningseffektivitet. Samtidigt studeras bildning av NDMA och bromat.

4. **Biotester.** Avslutningsvis genomförs ett antal biotester (efter Kienle & Langer, 2016) för att bedöma effekter av ozonering.

I Tyskland har liknande metodik och gränsvärden tagits fram, sammanfattade i Tabell 13.

Tabell 13. Gränsvärden för tillämpning av ozonering.

Substans	Typ
$C_{\text{Bromid}} \leq 100 \mu\text{g/l}$	Ingen begränsning om $Z_{\text{spec}} \leq 0,7 \text{ g O}_3/\text{g DOC}$
$100 \mu\text{g/l} < C_{\text{Bromid}} \leq 150 \mu\text{g/l}$	Ingen begränsning om $Z_{\text{spec}} \leq 0,5 \text{ g O}_3/\text{g DOC}$ , för högre $Z_{\text{spec}}$ ska bromatbildningen undersökas
$C_{\text{Bromid}} > 150 \mu\text{g/l}$	Bromatbildning bör bedömas från fall till fall

Rekommenderade gränsvärden skiljer sig något från de som framförs i Schweiz men är ändå av samma storleksordning. Analysresultaten från Sjölunda, 1,1-3,4 mg/l visar att halterna är betydligt högre än de haltgränser som rekommenderas för ozonering. Det rekommenderas att variationerna undersöks genom fler prover, liksom att en kartläggning genomförs för att lokalisera bromidkällan. Bromatbildning som funktion av ozondosering bör undersökas, men tillsvidare är en rimlig utgångspunkt att ozonering bör undvikas.

Även analysresultat för krom är betydligt högre än rekommenderad haltgräns på 1 µg/l (Figur 24). Toppar på upp till 7,1 µg/l observerades och endast vid ett av tolv mätillfällen 2019 låg halten < 1 µg/l (Figur 18).

### 8.3 Teknikjämförelse

Björleinius (2018) har gjort en teknikgenomgång och jämfört olika tekniker för avskiljning av läkemedelsrester. Genomgången omfattar både biologiska, oxidativa, fysikaliska och adsorptiva metoder. Tabell 14 sammanfattar jämförelsen med utgångspunkt i de metoder vars avskiljningseffektivitet betecknats som "hög och bred", dvs. i tabellen tas endast metoder med vilka ett brett spektrum (många olika) av substanser kan avskiljas med hög effektivitet.

Tabell 14. Jämförelsen med utgångspunkt i de metoder vars avskiljningseffektivitet betecknats som "hög och bred", dvs. med vilka ett brett spektrum (många olika) av substanser kan avskiljas med hög effektivitet.

	Hydrualisk uppehållstid	Rengöring	Hantering och restprodukter	Desinfektion	Kostnader
<b>GAK</b>	Låg	Spolning av GAK-filter	Regenerering av förbrukad GAK	Nej	Moderat
<b>PAK</b>	Låg	Spolning av filter	Förbränning av förbrukad PAK	Nej	Moderat
<b>NF &amp; RO</b>	Låg	Kemisk	Retentat	Delvis	Moderat till hög
<b>Ozon</b>	Låg	Spolning av sandfilter	Bi- och transformationsprodukter	Delvis	Låg till moderat
<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/O<sub>3</sub></b>	Låg	Spolning av sandfilter	Bi- och transformationsprodukter	Delvis	Moderat till hög

Av tabellen framgår ett mönster liknande det som tidigare beskrivits där aktivt kol och ozon beskrivs som mest kostnadseffektiva. Den hydrauliska uppehållstiden är låg för de olika teknikalternativen vilket i överförd mening betyder att platsbehovet är förhållandevis lågt. Den hydrauliska

uppehållstiden uppgår vid maxflöden till i storleksordningen 10-15 minuter för ozonering och GAK-filtrering (möjligen något högre för GAK filtrering) och ungefär 30-40 minuter för PAK (kontaktreaktorer). Till detta kommer utrymme för ozongeneratorer, pumpning, underhållsytor och eventuella för- och efterbehandlingstekniker. Med en genomtänkt strategi där avancerad rening finns med från början i planeringen av det nya verket finns möjligheter att hitta integrerade lösningar där plats och energi kan sparas. En sådan möjlighet kan vara GAK-filter efter en MBR, vilket säkerställer god förbehandling till GAK-filtret. Integrering av PAK till den biologiska reningen, exempelvis genom dosering direkt till en aktivslamprocess är en annan möjlighet, förutsatt att slammet går till förbränning. Ozonering kan integreras med biologisk rening på det vis som gjorts i Linköping (Baresel m.fl., 2016). Det finns fler varianter, men det är viktigt att sätta den avancerade reningen i sitt sammanhang och inte betrakta den som en isolerad företeelse.

Livscykelanalyser visar att ozonering har en förhållandevis låg miljöpåverkan jämfört med exempelvis aktivt kol (Baresel m.fl., 2017). Tillverkning och regenerering av aktivt kol har en relativt sett högre miljöpåverkan varför antalet bäddvolymeter som kan uppnås innan genombrott är en nyckelfaktor för resurs- och kostnadseffektiva lösningar med aktivt kol. En relativt ny studie (Rahman m.fl., 2018) där olika avancerade reningstekniker för avskiljning av CEC (Chemicals of Emerging Concern) pekar på flera svårigheter kopplade till denna typ av analyser för avancerad rening, exempelvis värdering av transformationsprodukter och det faktum att toxicitetstester mot bakgrund av hormonstörande ämnen, vilka är relevanta i dessa sammanhang, inte omfattas.

Tabell 15 visar en sammanställning över vilken avskiljning som kan förväntas med olika metoder. Bedömningen utgör endast indikationer, särskilt som avskiljning uttryckt i % varierar med inkommande halt och därför kan, för samma ämne, se mycket olika ut i olika studier. Det finns också med ozon och PAK möjlighet att öka dosen för att förbättra avskiljningen. För mer exakt bedömning av enskilda ämnen hänvisas till de källor som anges under figuren. Vissa ämnen (exempelvis sulfametoxazol och diklofenak) uppvisar god avskiljning i ett GAK-filter men tillhör exempelvis de ämnen som kan förväntas gå till genombrott före de flesta andra ämnen på listan.

**Tabell 15.** Avskiljning av olika substanser. Substanserna är sorterade efter halt i utgående vatten från Sjölunda ARV. I kolumnen Biologisk nedbrytning har de substanser som typiskt uppvisar hög nedbrytning (>75%) markerats. Fler substanser kan uppvisa relativt hög nedbrytning. I kolumnen Avancerad rening avser hög i princip >80%.

Substans	Typ	Avskiljning		
		Biologisk nedbrytning	Till slam	Avancerad rening*
Benzotriazol	Korrosionsinhibitor			Hög med både aktivt kol och ozon
Metoprolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Tramadol	Smärtstillande			Hög med både aktivt kol och ozon
Losartan	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Diklofenak	Inflammationshämmande			Hög med både aktivt kol och ozon
Naproxen	Inflammationshämmande			Hög med både aktivt kol och ozon
Furosemid	Diuretika			Hög med aktivt kol
Atenolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Oxazepam	Lugnande			Hög med både aktivt kol och ozon
Karbamazepin	Lugnande			Hög med både aktivt kol och ozon
Venlafaxin	Antidepressiv			Högre med ozon
Ibuprofen	Inflammationshämmande			Högre med aktivt kol
Citalopram	Antidepressiva			Hög med både aktivt kol och ozon
Erytromycin	Antibiotika			Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Sulfamethoxazol	Antibiotika			Hög med både aktivt kol och ozon
Ciprofloxacin	Antibiotika			Högre med aktivt kol
Azitromycin	Antibiotika			Högre med aktivt kol
Flukonazol	Biocid			Varierande uppgifter. Hög med aktivt kol
Bisfenol A	Kemikalie (plast)			Hög med ozon. Låg med aktivt kol
Trimetoprim	Antibiotika			Hög med både aktivt kol och ozon
Klaritromycin	Antibiotika			Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Paracetamol	Smärtstillande			Hög med ozon
Propranolol	Blodtryckssänkande			Hög med både aktivt kol och ozon
Sertralin	Antidepressiva			Högre med aktivt kol
PFOS (PFOA)				Hög med aktivt kol. Låg med ozon
Östron (E1)	Könshormon			Hög med både aktivt kol och ozon
Ketokonazol	Biocid			Hög med aktivt kol.
Zolpidem	Sömnmedel			Hög med aktivt kol

\*Altmann m.fl., (2014), Baresel m.fl., (2017), Bourgin m.fl., (2018), Edefell m.fl., (2019), Hollender m.fl., (2009), Margot m.fl., (2013)

## 8.4 Bedömning av investerings- och driftskostnader

Kostnadsbedömningar beror naturligen av ett antal olika faktorer, inte minst vilka substanser som ska avskiljas och till vilken grad. Generellt kan det konstateras att investeringskostnader (per m<sup>3</sup> behandlat vatten) kommer att vara lägre för en större anläggning medan direkta driftkostnader, exempelvis för dosering av PAK eller ozon, kommer att variera nära nog linjärt med behandlad vattenmängd.

### 8.4.1 Utländska studier

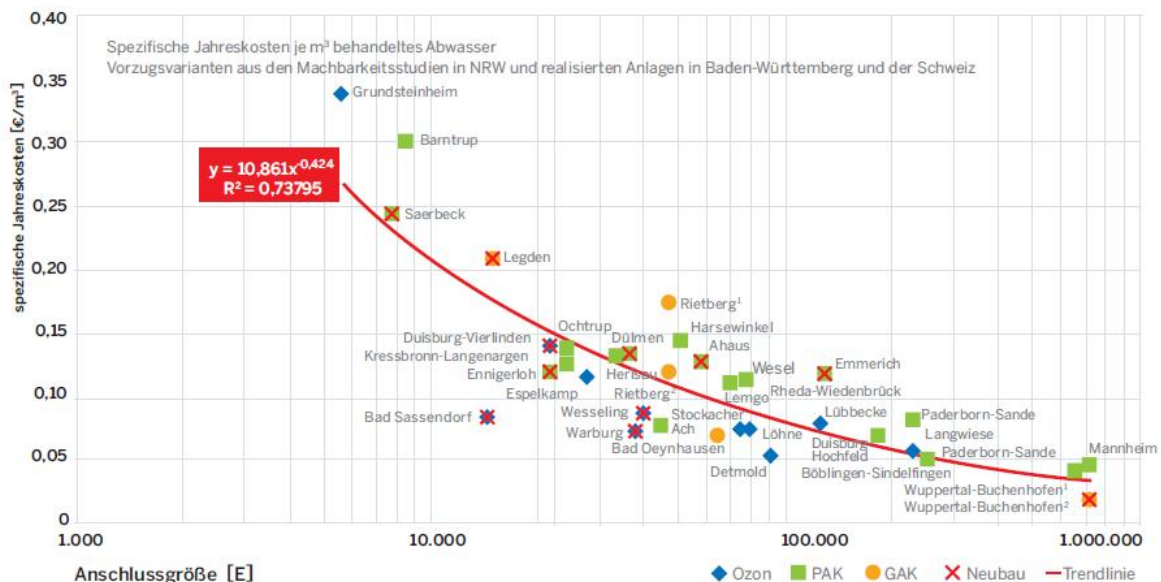
I Nederländerna gjordes för några år sedan en omfattande undersökning utifrån erfarenheter från Tyskland och Schweiz (Mulder m.fl., 2015). I studien användes det högsta torrvädersflödet vilket



motsvarar ungefär 80 % av inkommande avloppsvatten. Just mängden avloppsvatten till behandling är en kritisk faktor vid jämförelser. Utifrån ett antagande om en reningsgrad motsvarande 80 % skulle mindre än 2/3 av inkommande mängder reduceras. Från studien kan det också konstateras att ett sandfilter för avskiljning av PAK eller för efterbehandling av ozonerat vatten utgör en betydande kostnad. Om efterbehandlingen kan integreras med befintlig process och infrastruktur finns det alltså möjlighet att spara pengar. I studien undersöktes ozonering, PAK och GAK. Ozon visade sig vara billigast och GAK dyrast. Utbytestiden för kolet var emellertid låg (6 månader) vilket kraftigt påverkar kostnadsbildningen. Beräkningarna gjordes för tre olika anläggningsstorlekar och för den största (300 000 pe) uppgick kostnaden för ozonering med efterföljande sandfiltrering till 0,19 €/m<sup>3</sup>. Kostnaden för PAK var jämförbar och för GAK uppgick den till 0,30 €/m<sup>3</sup>. Det kan tilläggas att den valda uppehållstiden för ozonering var 25 minuter och dosen 0,7 g O<sub>3</sub>/g DOC. PAK-dosen uppgick till 1,1 g PAK/g DOC och uppehållstiden till 35 minuter. Kontakttiden i GAK-filtren var 30 minuter. Uppehållstiderna för ozonering och för GAK var således relativt höga vilket också påverkar kostnadsbildningen.

En kostnadssammanställning från tyska fullskalanläggningar indikerade något lägre kostnader (Hillenbrand m.fl., 2014). Slutmålet med reningen kan variera mellan de olika anläggningarna och i några fall har kostnader för efterbehandling (sandfiltrering) uppskattats eftersom denna inte ingått i alla studier. Spridningen i kostnad var stor men även denna undersökning visar på kostnadsfördelar för stora anläggningar. Anläggningar för 350 000 – 750 000 pe hade en total kostnad på 0,10-0,11 €/m<sup>3</sup> för ozonering och PAK. Kostnaderna för GAK bedömdes som svårare att uppskatta eftersom anläggningarna var få och spridningen relativt stor.

Ytterligare en sammanställning från fullskalenläggningar i Tyskland (*Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination*, 2016) visar på kostnadsfördelar för stora anläggningar och kostnader <0,1 €/m<sup>3</sup>.



Figur 25. Specifika årskostnader för avancerad rening som funktion av anläggningsstorlek.

Det understryks i materialet att randvillkoren för de olika anläggningarna ser mycket olika ut men för anläggningar större än 100 000 pe anges de specifika årskostnaderna till 0,05-0,12 €/m<sup>3</sup>.

## 8.4.2 Svenska studier

Inom ramen för regeringsstatsningen på avancerad rening (2014-2017) gjordes en kostnadssammanställning för olika teknikalternativ (Havsmyndigheten, 2018). Inom projekten



RESVAV och SystemLäk gjordes kostnadsbedömningar för ett antal typanläggningar. För anläggningarna vid Tekniska Verken i Linköping, i Knivsta och i Kristianstad redovisades faktiska kostnader. I Tabell 16 (ozonering) och Tabell 17 (GAK) sammanfattas kostnadsbilden för de olika projekten. Sammanställningen har kortats ner något jämfört med den ursprungliga framställningen. Denna, liksom referenser till respektive projekt, återfinns i huvudrapporten (Havsmyndigheten, 2018).

**Tabell 16.** Kostnader och några nyckeltal för ozonbehandling. Avser förhållanden för en anläggning för 100 000 PE om inget annat anges.

	SystemLäk	RESVAV	Tekniska verken, Linköping	Knivsta
Kostnad, SEK/m <sup>3</sup>	0,19 - 0,20	0,3 - 0,4	0,25 - 0,3***	0,7 ** (1,0*)
Medelflöde till ARV, l/PE/d	410	370		400?
Max flöde till ozonanläggning, l/PE/d	410	410	306	1120
Uppehållstid i kontaktbassäng vid medel/max flöde, minuter	>10	33/30	x/12	30/x
Ozondos, g O <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	5	7	4 - 8	7 (3 - 9)
Efterföljande biologiskt steg	Inga	Inga	Inga	Kontaktfilter

\* För den faktiska belastningen som var 12 000 PE. \*\* Uppskalad till 100 000 PE. \*\*\* 235 000 PE.

Reningsgraden för ozoneringen antogs vara från 80 % till mer än 90 % för de substanser som varit med i studierna. Reningsgraden över hela avloppsreningsverket kan vara både högre och lägre – högre om andra reningssteg medger avskiljning och lägre om inte allt vatten hanteras i den avancerade reningen. Den något högre kostnaden för Knivsta förklaras bland annat av att dimensioneringen är gjord för ett högre specifikt flöde och av att det ingår efterbehandling. Tabell 17 visar motsvarande studie för GAK-filtrering.

**Tabell 17.** Kostnader och några nyckeltal för reningsanläggningar med granulerat aktivt kol. Avser förhållanden för 100 000 PE om inget annat anges.

	SystemLäk	RESVAV	Knivsta	Kristianstad
Kostnad, SEK/m <sup>3</sup>	0,35 – 0,60	0,8 – 1,1	1,1*	0,17**
Max flöde genom filter, l/PE/d	410	410	400	486
Uppehållstid i filter (EBCT) vid medel/max, minuter	x/15	23/20	17/12	30/12
Ytbelastning filter vid medel/max flöde, m/h	3,5 /4,8	2,6/2,8	3,4/4,7	2/5
För GAK ingår regenerering ... förbränning	Ja	Ja	Ja	Ja

\* Pilotanläggning för 8 PE uppskalad till 100 000 PE. \*\* Driftkostnad för pilotanläggning för 250 PE (ej kapitalkostnader).

Beräknade kostnader är högre än för ozonering. I studierna har det förutsatts att kolet regenereras efter ca ett år och att 10 % nytt måste tillsättas. Det pågår en intressant utveckling på området och ju fler bäddvolymmer (vatten) som kan hanteras innan filtret regenereras desto bättre blir ekonomin. Olika driftsätt och möjligheten att kombinera både nedbrytning och adsorption kan också bidra till framtida konkurrenskraft (Baresel m.fl., 2019).

## 8.5 Dimensionering

I Tabell 18 sammanfattas filterdimensionering baserad på ett flöde motsvarande 305 l/p\*d. En mer precis bedömning förutsätter en närmare analys av flödesvariationer och en uppfattning om uppströms processer och det flöde som kommer att ledas genom den biologiska reningen och den tänkta filteranläggningen.

God förbehandling som resulterar i låga inkommande DOC- och SS-halter kan möjliggöra längre driftsperioder innan filtermassan tas ut för regenerering. Till detta kommer möjligheten att tillämpa alternativa driftsätt. Antalet bäddvolym är en nyckelparameter och det kan således vara fullt möjligt att förlänga drifttiden ytterligare, utöver de 20 000 bäddvolym som antagits, men det beror också på vilka kriterier som kommer att gälla för bedömning av genombrott. Uppgifter om kontakttider varierar i litteraturen och det finns också ett samband mellan kontakttid och avskiljning. Således bör en framtida dimensionering utgöras av en avvägning mellan flera olika parametrar. Nedanstående utgör en första ansats för att kunna bedöma en framtida anläggnings storlek. Till den tänkta filterytan kommer vissa kör- och serviceytor samt spolvattentank och reservoar för uppsamling av spolvatten liksom ett system för uttag och påfyllning av granulerat aktivt kol.

**Tabell 18.** Dimensionering av GAK-filter.

Parameter		
Flöde (m <sup>3</sup> /d)	239 197	
Bäddhöjd (m)	2	
Kontakttid (min)	15	30
Ytbelastning (m/h)	8	4
Antal bäddvolym	20 000	
Total filteryta (m <sup>2</sup> )	1250	2500
Total filtervolym (m <sup>3</sup> )	2500	5000
Tid mellan regenereringar (d)	214	416

## 9 Slutsatser

Trettiotre av trettiofem analyserade ämnen, estradiol och etinylestradiol undantaget, kunde kvantifieras i utgående avloppsvatten vid något av mätstillfällena. Femton ämnen visade utsläppsmedelvärden över 100 ng/L. Högst koncentration visade genomgående mikroföroreningen bensotriazol. Av läkemedlen var metoprolol höga i utgående vatten följt av tramadol, losartan och diklofenak. Samstämmigheten mellan utsläpp och uppmätta halter i Lommabukten är god, med en spädningfaktor på ca 100. Verkets avloppsvatten utgör i utspädd form en ständig närvaro i Lommabukten, 24 h om dygnet, vilket ytterligare påvisas genom intensivprovtagningen, genomförd i 2 h intervall under ett dygn. Resultaten visar att framtida avancerad rening är adekvat under dygnets samtliga timmar, även om halterna i viss mån varierar.

23 av de analyserade ämnena reducerades till mindre andel än 80 % i den nuvarande reningsprocessen. 13 av ämnena reduceras mindre än 20 % och sex av dessa ämnen visar negativ reduktion. Av de 16 ämnen som förekom i högst koncentration, >100 ng/L, i det renade utgående avloppsvattnet har 10 st en reduktion som understiger 40 %. Sammantaget visar resultaten att reningsverkets i sin nuvarande utformning endast har begränsad förmåga att hindra läkemedlen från att nå recipienten. Resultaten visar även att framtida avancerad rening är adekvat under dygnets samtliga timmar då belastningen är relativt jämn över dygnet, även om något högre halter observerades mitt på dagen.

21 av de totalt 33 analyserade substanserna detekterades även i recipienten. Halterna i recipienten varierade mellan de tre provtagningstillfällena både tidsmässigt och spatialt. En riskklassning gjordes baserat på kvoten EC/PNEC (halten i recipienten/förväntad nolleffektshalt) för de läkemedel som det fanns gränsvärden för. Klassningen visade att en miljörisk finns för i första hand halten citalopram, men också för halten av diklofenak, oxasepam och sertralin i recipienten. Detta gällde vid ett eller flera tillfällen under provtagningsperioden och på en eller flera av provpunkterna. Det föreslås att en studie görs för att undersöka vad halterna av de analyserade läkemedlen ligger på i fisk för att få en bättre bild av vilka möjliga miljöeffekter som kan tänkas föreligga till följd av utsläpp av läkemedel i Öresund.

Avloppsvattnet innehöll både östrogenliknande ämnen och ämnen med mutagena egenskaper. Detta baseras på testning i YES-test och Ames-test. Baserat på att en spädning med 100 gånger sker av avloppsvattnet i recipienten, utifrån EUs riskbedömningsmodell, kommer halten av östrogenliknande ämnen ligga under det föreslagna effektgränsvärdet men om detsamma gäller för mutageniciteten är oklart då ett av utgående avloppsvattenprover uppvisade mutagena egenskaper. Detta bekräftas dock inte av omprovet där inga mutagena egenskaper kunde noteras.

Vid bedömning av hälsorisk av antibiotikaresistenta bakterier vid utsläpp från Sjölunda avloppsreningsverk ska beaktas att den modellerade maximala halten vid badplats av E.coli understiger det intag som krävs för att skapa en kolonisering av ESBL-bildande bakterier.

Med det renade vattnet följer även smittämnen som kan påverka badplatser i närområdet. Modelleringar av de intestinala indikatorbakterierna som ingår i badvattendirektivet visar på att Sjölundas utsläpp inte utgör någon risk för att gränsen för tjänligt vatten överskrids eller i övrigt medför någon betydande smittrisk för badande.

Än så länge är ozonering och behandling med aktivt kol de tekniker som funnit flest praktiska tillämpningar i stor skala, vilket hänger samman med både renings- och kostnadseffektivitet. Under senare år märks ett allt större intresse för granulerat aktivt kol (GAK)

Då den nuvarande planen är att bygga om större delarna av avloppsreningsverket finns det i nuläget endast ett fåtal processmässiga förutsättningar att ta hänsyn till vid utvärdering av alternativ för

avancerad rening och anpassning av avancerad rening till befintlig process. 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 PAK för avskiljning tillsammans med biologiskt överskottsslam inte är aktuell så länge slammet ska spridas på åkermark. En helt ny, ännu okänd, processutformning för reduktion av BOD samt kväve och fosfor innebär också att det inte finns någon process att förhålla sig till för utformning av avancerad rening. Eftersom vi inte heller har någon lagstiftning att förhålla oss till är det inte möjligt att anpassa en avancerad rening vare sig till existerande process eller till särskilda krav. Samtidigt innebär det en stor möjlighet att på ett tidigt stadium integrera avancerad rening med kommande processutformning. Vissa överväganden kan också göras tidigt. Med utgångspunkt i ozonering och aktivt kol som huvudalternativ finns det möjlighet att bestämma om man vill satsa på en teknik som separerar de organiska mikroforeningarna eller en teknik som bryter ner dem. I det sistnämnda fallet kan vissa försök utföras för att undersöka om vattenmatrisen lämpar sig för ozonering (se vidare nedan).

Genomförda bromidanalyser för utgående avloppsvatten från Sjölunda visar att halterna är betydligt högre än de haltgränser som rekommenderas för ozonering. Variationerna bör undersökas genom fler prover, liksom att en kartläggning genomförs för att lokalisera bromidkällan. Bromatbildning som funktion av ozondosering bör undersökas, men tillsvidare är en rimlig utgångspunkt att ozonering bör undvikas.

Filterdimensionering baserad på ett flöde motsvarande 305 l/p\*d. En mer precis bedömning förutsätter en närmare analys av flödesvariationer och en uppfattning om uppströms processer och det flöde som kommer att ledas genom den biologiska reningen och den tänkta filteranläggningen.

### **Fortsatt arbete**

Under 2019-2020 kommer Sjölundas framtida processutformning att tas fram och i samband med detta arbete kommer beslutet om processval att bekräftas.

Under våren 2020 genomförs tre examensarbeten vid institutionen för Kemiteknik vid Lunds Tekniska Högskola. Arbetena är alla kopplade till ozonering av avloppsvatten samt uppkomst och nedbrytning av såväl modersubstanser som bi- och transformationsprodukter. Bromatbildning vid ozonering av avloppsvattnet från Sjölunda kommer att undersökas och beskrivas för olika ozondoser samt jämföras med vatten från andra anläggningar och med litteraturen. Olika metoder för att minska utgående bromathalter kommer också att diskuteras och undersökas. Detta kommer att bekräfta om den preliminära bedömningen om att utesluta ozonering som alternativ kvarstår.

## 10 Referenser

- Abegglen, C. & Siegrist, H. (2012). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.
- Altmann, J., Ruhl, A., Zietzschmann, F., & Jekel, M. (2014). Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment, *Water Research*, 55, pp. 185-193.
- Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination* - (2016). 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. KompetenzZentrum Mikroschadstoffe. Stand 01.09.2016.  
[https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user\\_upload/Broschueren\\_PDFs\\_und\\_Titel\\_JPGs/Anleitung\\_Planung\\_Dimensionierung\\_11\\_2016.pdf](https://www.masterplan-wasser.nrw.de/fileadmin/user_upload/Broschueren_PDFs_und_Titel_JPGs/Anleitung_Planung_Dimensionierung_11_2016.pdf). Hämtad 2019-06-30.
- Baresel, C., Malmborg, J., Ek, M., Sehlén, R. (2016). Removal of pharmaceutical residues using ozonation as intermediate process step at Linköping WWTP, Sweden. *Water Science & Technology*, 73, 8, 2017-2024.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U., Søhr, S. (2017). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. Slutrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2288.
- Baresel, C., Harding, M., Fång, J. (2019). *Ultrafiltration/Granulated Active Carbon-Biofilter: Efficient removal of a Broad Range of Micropollutants*. Applied Sciences. 2019, 9, 710. <https://doi.org/10.3390/app9040710>.
- Baresel, C., Harding, M., Junestedt, C. (2019). *Removal of pharmaceutical residues from municipal wastewater using UV/H2O2*. IVL svenska Miljöinstitutet, Rapport B2354.
- Bengtsson-Palme, J., Larsson, J., (2016), *Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation*, Environment International, Volume 86, January 2016, Pages 140-149, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.015>
- Berglund, B., Dienus, O., Sokolova, E., Berglind, E., Matussek, A., Pettersson, T.J.R., Lindgren, P-E. (2017). *Occurrence and removal efficiency of parasitic protozoa in Swedish wastewater treatment plants*. Science of The Total Environment, 598, 821-827
- Björleinius, B., Ripszám, M., Haglund, P., Lindberg, R. H., Tysklind, M., & Fick, J. (2018). Pharmaceutical residues are widespread in Baltic Sea coastal and offshore waters—Screening for pharmaceuticals and modelling of environmental concentrations of carbamazepine. *Science of the Total Environment*, 633, 1496-1509.
- Björleinius, B. (2018) *Pharmaceuticals – improved removal from municipal wastewater and their occurrence in the Baltic Sea*. KTH Royal Institute of Technology (TRITA-CBH-FOU: 2018-62).
- Bourgin, M., Beck, B., Boehler, M., Borowska, E., Fleiner, J., Salhi, E., Teichler, R., von Gunten, U., Siegrist, H. & McArdell, CS. (2018), Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants, formation of transformation products and oxidation by-products, *Water Research*, vol. 129, pp. 486–498.
- Böhler, M. (2015). Verfahrenstechnik – Überblick Technische Möglichkeiten zur Elimination von Mikroverunreinigungen, *VSA-Fachtagung, Elimination von Mikroverunreinigungen*, Bern, Schweiz.  
<https://www.vsa.ch/de/publikationen/tagungsberichte/641/> (Hämtad 2016-01-27)
- Cimbritz, M & Mattsson, A (2018). *Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten. Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017*. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:7
- Cimbritz, M., Edefell, E., Thörnqvist, E., El-taliawy, H., Ekenberg, M., Burzio, C., Modin, O., Persson, F., Wilén, B-M., Bester, K., Falås, P. (2019), PAC dosing to an MBBR – Effects on adsorption of micropollutants, nitrification and microbial community, *Science of the Total Environment*, 677, pp. 571-579.
- DHI (2019). *Recipientutredning Lommabukten, underlag inför ansökan om nytt miljötillstånd för Sjölunda avloppsreningsverk*, daterad 2019-06-14

Edefell, E., Ullman, R., Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföröreningar*. Svenskt Vatten utveckling. Rapport 2019-1.

European Chemicals Bureau (2003). 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.

EPA (2007). Method 1694: Pharmaceuticals and Personal Care Products in Water, Soil, Sediment, and Biosolids by HPLC/ MS/MS.

EU (2015). Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2015/495 av den 20 mars 2015 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG; 4 sidor.

EU (2018). Kommissionens genomförandebeslut (EU) 2018/840 av den 5 juni 2018 om upprättande av en bevakningslista över ämnen för unionsomfattande övervakning inom vattenpolitikens område i enlighet med Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG; 4 sidor.

EU candidate list (2015). <https://www.echa.europa.eu/candidate-list-table>

Frische, T., Faust, M., Meyer, W., & Backhaus, T. (2009). Toxic masking and synergistic modulation of the estrogenic activity of chemical mixtures in a yeast estrogen screen (YES). *Environmental Science and Pollution Research*, 16(5), 593-603.

*Handlungsempfehlungen für die Vergleichskontrolle und den Betrieb von Verfahrenstechniken zur gezielten Spurenstoffelimination* (2018). Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg c/o Universität Stuttgart. Stand 03/2018. [https://koms-bw.de/cms/content/media/KomS\\_Handlungsempfehlung\\_Stand\\_07.2018\\_korrigiert.pdf](https://koms-bw.de/cms/content/media/KomS_Handlungsempfehlung_Stand_07.2018_korrigiert.pdf). Hämtad 2019-06-30.

Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Reningsteknik för läkemedel och mikroföröreningar i avloppsvatten. Redovisning av åtta projekt som fått medel från Havs- och vattenmiljöanslaget 2014-2017*. Rapport 2018:7.

Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Fuchs, S., Toshovski, S., Kittlaus, S., Metzger, S., Wermter, P., Kersting, M., Abegglen, C. (2014). *Measures to reduce micropollutant emissions to water Summary*, TEXTE 87/2014, Environmental Research of the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety.

Holinger AG & Hunziker Betatech AG (2015). *Dimensionierungswassermenge und Redundanzen von Stufen zur Elimination von Mikroverunreinigungen*. Eine Studie im Auftrag des VSA. [https://www.micropoll.ch/fileadmin/user\\_upload/Redaktion/Dokumente/01\\_Berichte/03\\_Projektierungshilfen/v4\\_d\\_Technischer\\_Bericht\\_VSA\\_MikroPoll.pdf](https://www.micropoll.ch/fileadmin/user_upload/Redaktion/Dokumente/01_Berichte/03_Projektierungshilfen/v4_d_Technischer_Bericht_VSA_MikroPoll.pdf). Hämtad 2019-06-30.

Hollender, J., Zimmermann, S., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009). Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration, *Environmental Science & Technology*, 43, 20, pp. 7862-7869.

HVMFS (2015). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*, HVMFS 2015:4.

HVMFS (2013). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*, HVMFS 2013:19 senast uppdaterad 2019-01-01.

Flach, C-F., Genheden, M., Fick, J., Larsson, J., (2018), A Comprehensive Screening of Escherichia coli Isolates from Scandinavia's Largest Sewage Treatment Plant Indicates No Selection for Antibiotic Resistance, *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 19, 11419-11428, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03354>

Golet, E. M., Strehler, A., Alder, A. C., & Giger, W. (2002). Determination of fluoroquinolone antibacterial agents in sewage sludge and sludge-treated soil using accelerated solvent extraction followed by solid-phase extraction. *Analytical Chemistry*, 74(21), 5455-5462.

Hernandez-Maldonado, A. J., & Blaney, L. (2015). Advances in analysis, treatment technologies, and environmental fate of emerging contaminants. *Journal of hazardous materials*, 282, 1.

Hoyer, K. (2019) *Återvunnet avloppsvatten för industriell användning och bevattning*, Svenskt vatten utveckling, Rapport Nr 2019-21

IVL, (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket*

Jarosová B, Bláha L, Giesy JP, Hilscherová K. (2014). What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe? *Environ. Int* 64:98–109.

Jordbruksverket (2017). *Försäljning av djurläkemedel 2016, Jordbruksverket 2017-04-20.*

Kemikalieinspektionen (2019). *Överblicksstatistik för kemikalier i Sverige 2017 / Tabell12 / Vanligast förekommande ämnen per funktion.*

Kunz PY, Kienle C, Carere M, Homazava N, Kase R. (2015). In vitro bioassays to screen for endocrine active pharmaceuticals in surface and waste waters. *J Pharmaceut Biomed* 106:107–115.

Körner, W., Hanf, V., Schuller, W., Kempter, C, Metzger, J, Hagenmaier, H. (1999). Development of a sensitive E-screen assay for quantitative analysis of estrogenic activity in municipal sewage plant effluents. *Science Total Environment*. 225: 33-48.

Leusch FDL, Khan SJ, Gagnon MM, Quayle P, Trinh T, Coleman H, Rawson C, Chapman HF, Blair P, Nice H, Reitsema T. (2014). Assessment of wastewater and recycled water quality: A comparison of lines of evidence from in vitro, in vivo and chemical analyses. *Water Research* 50:420–431.

Lindberg, R., H., Östman, M., Olofsson, U., Grabic, R., Fick, J., (2014), Occurrence and behaviour of 105 active pharmaceutical ingredients in sewage waters of a municipal sewer collection system, *Water Research*, Volume 58, 1 July 2014, Pages 221-229, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.076>

Läkemedelsverket, (2015) *Rapport från CBL-kansliet, – Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS); 7 sidor, 2015-09-07.*

Mulder, M., Antakyali, D., Ante, S. (2015). *Costs of Removal of Micropollutants from Effluents of Municipal Wastewater Treatment Plants - General Cost Estimates for the Netherlands based on Implemented Full Scale Post Treatments of Effluents of Wastewater Treatment Plants in Germany and Switzerland.* STOWA and Waterboard the Dommel, The Netherlands

Niras (2019). *Utvärdering av VA SYDs utsläpp av avloppsvatten med avseende på dess östrogena och mutagena egenskaper samt recipientens innehåll av läkemedelsrester.*

Noguera-Oviedo, K., & Aga, D. S. (2016). Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. *Journal of hazardous materials*, 316, 242-251.

Oekotoxzentrum (2015). *Environmental Quality Standard (EQS) – Vorschlag des Oekotoxzentrums für Bromat.*

Petrie, B., Youdan, J., Barden, R., & Kasprzyk-Hordern, B. (2016). Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1431, 64-78.

Richardson, S. D., & Ternes, T. A. (2017). Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical chemistry*, 90(1), 398-428.

Sadaria, A. M., Sutton, R., Moran, K. D., Teerlink, J., Brown, J. V., & Halden, R. U. (2017). Passage of fiproles and imidacloprid from urban pest control uses through wastewater treatment plants in northern California, USA. *Environmental toxicology and chemistry*, 36(6), 1473-1482.

Schindler Wildhaber, Y., Mestankova, H., Schärer, M., Schirmer, K., Salhi, E., von Gunten, U. (2015). Novel test procedure to evaluate the treatability of wastewater with ozone, *Water Research*, 75, s. 324-335.

Svahn, O. (2016), *Tillämpad miljöanalytisk kemi för monitorering och åtgärder av antibiotika- och läkemedelsrester i Vattenriket*, Lund University.

Svahn, O., & Björklund, E. (2016). *Increased electrospray ionization intensities and expanded chromatographic possibilities for emerging contaminants using mobile phases of different pH.* *Journal of Chromatography B*, 1033, 128-137.

- Svahn, O., & Björklund, E. (2017a). *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. (2017b). *Interkalibrerad läkemedelsanalys 2017: ett samarbetsprojekt för ökad analyskvalité*. Högskolan Kristianstad.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019a). *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.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019). *Simple, fast and inexpensive large "whole water" volume sample SPE-loading using compressed air and finely ground sand*. *Analytical methods*, 11(7), 894-896.
- Svahn, O., & Björklund, E. (2019b). *Extraction Efficiency of a Commercial Espresso Machine Compared to a Stainless-Steel Column Pressurized Hot Water Extraction (PHWE) System for the Determination of 23 Pharmaceuticals, Antibiotics and Hormones in Sewage Sludge*. *Applied Sciences*, 9(7), 1509.
- Soltermann, F., Abegglen, Ch., Götz, Ch., von Gunten U. (2016a). Bromide sources and loads in Swiss surface waters and their relevance for bromate formation during wastewater ozonation. *Environmental Science and Technology*, 50: 9825-9834.
- Svenskt Vatten (2016). *Weserdomen*,
- Svensson, A., Allard, A-S. (2002). Östrogena och andogena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Formby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun. IVL Rapport B 1483, 9 s.
- Svenson, A., Allard, A-S., Viktor, T., Örn, S., Parkkonen, J., Förllin, L., Norrgren, L. (2000). Östrogena effekter av kommunala och industriella avloppsvatten i Sverige. IVL rapport B 1352.
- Svenson, A., Allard, A-S., Ek, M. (2003). Removal of estrogenicity in Swedish municipal sewage treatment plants. *Water Research* 37 (2003) 4433-4443.
- Van der Oost, R., Sileno, G., Suárez-Munoz, M., Nguyen, M.T., Besselink, H. and A. Brouwer. (2017). SIMONI (Smart integrated Monitorin) as a novel bioanalytical strategy for water quality assessment: Part I. Model design and effect-based trigger values. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 9999: 1-15.
- von Gunten, U. (2018) Oxidation Processes in Water Treatment: Are We on Track?, *Environmental Science & Technology*, 52, 9, pp. 5062-5075.
- WSP (2019). *Recipientutredning Lommabukten - påverkan på Lommabuktens miljö vid utbyggnad av avloppsreningsverket*, daterad 2019-06-20
- Wunderlin, P., Mestankova, H., Salhi, E., Schindler-Wildhaber, Y., Schärer, M., Schirmer, K., von Gunten, U. (2015). Behandelbarkeit von Abwasser mit Ozon – Testverfahren zur Beurteilung. *Aqua & Gas*, Nr. 7/8, S. 25-38.
- Åström, J., Rundahl, P. (2018). *Smittspridning från avloppsreningsverk – QMRA som beslutsstöd vid ombyggnation av Arvidstorps reningsverk*, *Vatten – Journal of water management and research*, 74:4.
- Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances,, ACES report number 36.
- Östman, M., Lindberg, R., H., Fick, J., Björn, E., Tysklind, M. (2017). *Screening of biocides, metals and antibiotics in Swedish sewage sludge and wastewater*, *Water Research*, Volume 115, 15 May 2017, Pages 318-328, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.011>





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

## Test report

---

### Ames MPF 98/100 Mutagenicity Assay

using *Salmonella typhimurium* TA98 and TA100

#### Test samples:

4 concentrated samples (IN1, IN2, UT1, UT2) tested on  
- 29.10.2019  
- 30.10.2019

**Study Number: 1910NIR**

**October 2019**

#### **SPONSOR**

Niras Sweden AB  
Anders Sjölin  
Västra Varvsgatan 19  
211 77 Malmö  
Sweden

Xenometrix AG  
Gewerbstrasse 25  
CH-4123 Allschwil  
Switzerland

**XENOMETRIX CLIENT RESEARCH LABORATORY SERVICES**  
**LABORATORY PRACTICES**

The assays reported in this document were performed according to Xenometrix' Quality Assurance SOP's.

Study Director: Dimitrios Spiliotopoulos, Ph.D.

Signed:  \_\_\_\_\_

Date: November 4<sup>th</sup>, 2019

# XENOMETRIX CLIENT RESEARCH LABORATORY REPORT

**Niras Sweden AB**  
**Anders Sjölin**

**Ames MPF™ 98/100 Assay**  
**with *S. typhimurium* strains TA98 and TA100**

**Test Samples: 4 concentrated samples**

<b>IN1, IN2, UT1</b>	<b>29.10.2019</b>
<b>UT2</b>	<b>30.10.2019</b>

## **Final Distribution List:**

Copy 1 – Niras Sweden AB (pdf file)  
Copy 2 – Xenometrix AG (on file)

This report applies to the sample, or samples, investigated and is not necessarily indicative of the quality or condition of apparently identical or similar products. As a mutual protection to clients, the public and this Laboratory, this report is submitted and accepted for the exclusive use of the client to whom it is addressed and upon the condition that it is not to be used, in whole or in part, in any advertising or publicity matter without prior written authorization from Xenometrix AG.

Xenometrix AG, Gewerbstrasse 25, CH-4125 Allschwil; Phone 0041-61-482 14 34, Fax 0041-61-482 20 72

## Table of Contents

	Page
1. SUMMARY AND GRAPHS	4
2. INTRODUCTION	6
3. MATERIALS AND METHODS	7
3.1 Test Samples	7
3.2 Bacterial Strains	7
3.3 Metabolic Activation	7
3.4 Positive Controls	8
3.6 Ames MPF Assay	8
3.6.1 Dosing Protocol (without S9)	8
3.6.2 Dosing Protocol (with S9)	8
3.6.3 Determination of Positive Wells	9
3.6.4 Determination of Mutagenicity	9
3.6.5. Assessment of Bacterial Cytotoxicity	10
3.6.6 Archived Data	10
Appendix: Assay Outline	11

## 1. SUMMARY AND GRAPHS

The test samples were assayed in the Ames MPF reverse mutation assay, using the *Salmonella typhimurium* strains TA100 for base-pair substitutions and TA98 for frameshift mutations, in the presence and absence of S9. The strains are histidine auxotrophs, and mutagenesis will lead to reversion of the strains to amino acid prototrophy. Details (genotype) of each strain are given in section 3.2

All sample concentrations were tested in triplicate with concurrent negative (solvent) controls and positive control chemicals.

A total of 4 (four) 5000-fold concentrated test samples (IN1, IN2, UT1, UT2) were evaluated. As agreed with the sponsor, DMSO was used as solvent and samples were diluted 1:5 into DMSO just before performing the tests, resulting in a 1000-fold concentrated samples. Due to a 25-fold dilution step in the assay, the following concentration factors were tested: 0.13, 0.4, 1.3, 4, 12.6 and 40. All doses were run in triplicate.

Due to a leakage of the sample UT2 during the shipment to the testing laboratories, only tests in the absence of S9 were performed for this sample.

Increases greater than 2-fold the baseline were observed for

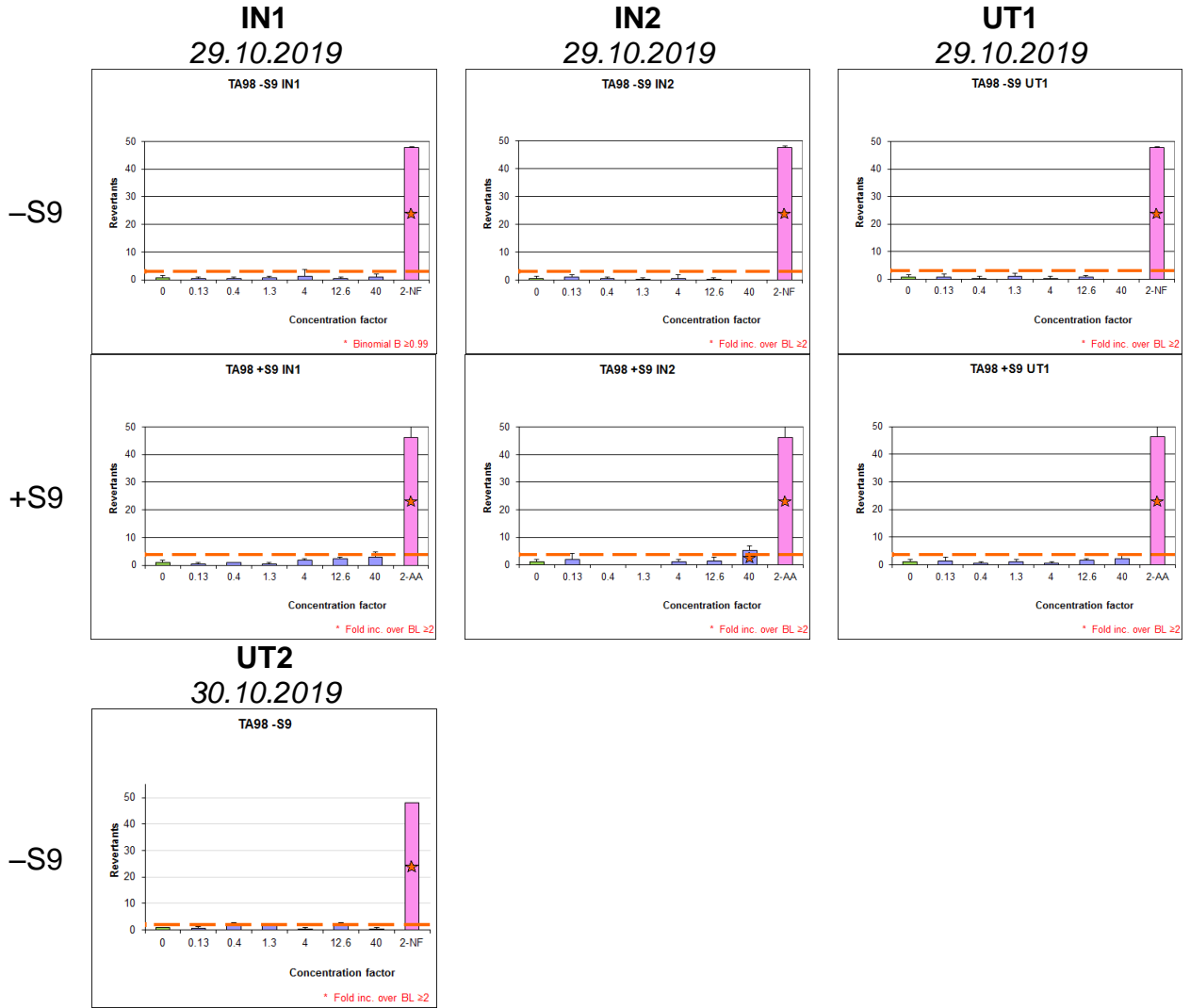
<b>IN2</b>	TA98 +S9*
<b>UT2</b>	TA100 –S9**

\*: possibly weak positive (increase greater than 2-fold the baseline for the highest non-toxic concentration tested with no clear dose response behavior).

\*\* : multiple increases greater than 2-fold the baseline with possible toxicity.

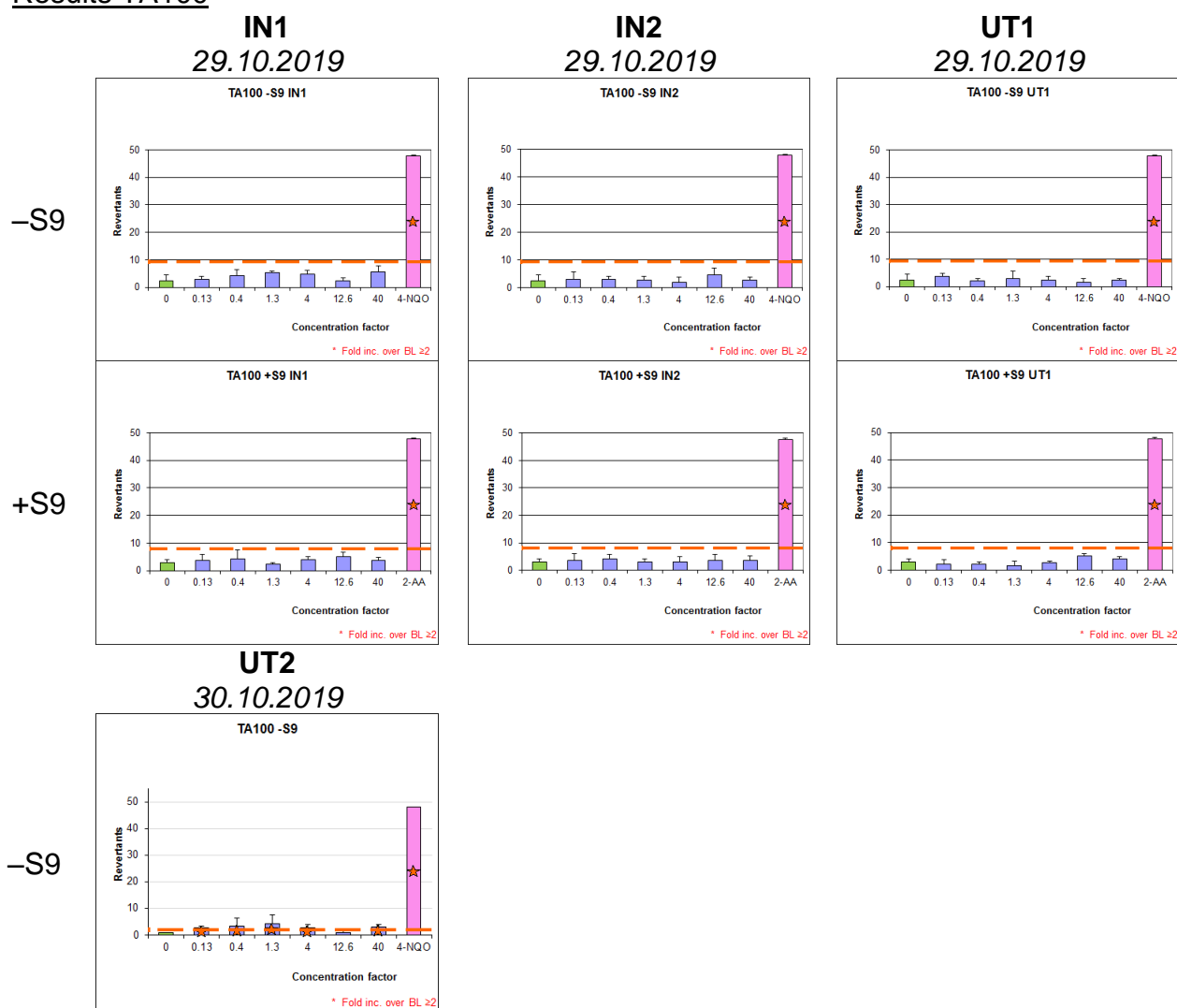
The other samples were negative under all conditions at the dose levels tested.

Results TA98





## Results TA100



## 2. INTRODUCTION

The purpose of this study was to assess the mutagenic potential of 4 concentrated water samples in the Ames MPF assay. *S. typhimurium* strains TA98 and TA100 were used permitting the measurement of frameshift mutations and base-substitutions. The assay was performed in both the presence and absence of exogenous biotransformation enzymes (Aroclor 1254-induced rat liver fraction S9). The assay is a liquid microfluctuation modification of the Ames *Salmonella* mutagenicity test (Maron & Ames 1983) as reported by Gee et al. (1998).

The assay was performed with concurrent negative (solvent DMSO) and positive control exposures. Positive control chemicals for the assay are given in section 4.

### 3. MATERIALS AND METHODS

#### 3.1 Test Samples

The test samples arrived at Xenometrix AG on October 17<sup>th</sup>, 2019 as liquid 100 µl extracts in glass vials and stored at room temperature and they were next shipped to the testing facility on October 22<sup>nd</sup>, 2019, where they arrived the next day.

The samples were diluted into DMSO just before the test and the subsequent half-log serial dilutions in DMSO resulted in the following final assay concentration factors: 0.13x, 0.4x, 1.3x, 4x, 12.6x, and 40x.

#### 3.2 Bacterial Strains

Table 1 shows the Ames MPF tester strains which were employed in this assay.

**Table 1: Ames MPF 98/100 Strains**

Strain	Target Allele	Target	rfa	uvrB	pKM101	QC
TA98	<i>hisD3052</i>	frameshift	+	+	+	0–8
TA100	<i>hisG46</i>	bp. subst.	+	+	+	0–12

rfa Defective lipopolysaccharide cell wall, permitting better access for larger molecules  
uvrB Defective in DNA repair  
pKM101 Plasmid which enhances error-prone repair and confers Ampicillin resistance  
QC Spontaneous revertants required for assay acceptance.  
+/- present/absent

#### 3.3 Metabolic Activation

The assay was performed in the presence and absence of metabolic activation by S9. Aroclor 1254-induced rat liver S9 was prepared in the assay as a 30% stock, resulting in a final concentration of 4.5%. The S9 mix stock contained the following components and was prepared immediately prior to use and stored on ice during preparation. S9 use and preparation followed the methods described by Vennit et al. (1984)

**Table 2: S9 Mix Composition**

Reagent	Concentration
KCl	33 mM
MgCl <sub>2</sub>	8 mM
Glucose-6-phosphate	5 mM
NADP	4 mM
NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> , pH 7.4	102 mM
S9 fraction	30%

### 3.4 Positive Controls

The following positive control chemicals were used to assess the performance of the reported MPF 98/100 Assay.

**Table 3: Positive Controls**

Ames MPF Strain	S9	Control Chemical	Concentration
TA98	–	2-nitrofluorene (2-NF)	2 µg/ml
TA100	–	4-nitroquinoline-N-oxide (4-NQO)	0.1 µg/ml
TA98	+	2-aminoanthracene (2-AA)	1 µg/ml
TA100	+	2-aminoanthracene (2-AA)	1 µg/ml

### 3.5 Ames MPF Assay

The assay protocol is described in the Appendix.

The samples were tested using strains TA98 and TA100 at 6 dose levels, concurrently with a negative control (DMSO), and positive controls. Each dose was tested in triplicate. The solvent control at a final concentration of 4% in the assay was used for the determination of the zero dose value.

#### 3.6.1 Dosing Protocol (without S9)

*TA98*: Into one well of a 24-well plate (one well/strain/dose/replicate), 0.01 ml of test sample, diluted to the appropriate concentration was added. To this was added 0.215 ml of *Salmonella* Exposure Medium (low histidine) and 0.025 ml of bacterial culture, giving a total volume of 0.25 ml. This mixture was incubated for 90 minutes at 37°C with agitation at 250 rpm.

*TA100*: As above, but using 0.2275 ml of *Salmonella* Exposure Medium and 0.0125 ml of bacterial culture.

At the conclusion of the 90 minute incubation, each well received 2.6 ml of either *Salmonella* (no histidine) or *E. coli* (no tryptophan) Indicator Medium and was mixed briefly before being distributed in 0.05 ml aliquots into 48 wells of a 384-well microtiter plate.

#### 3.6.2 Dosing Protocol (with S9)

*TA98*: Into one well of a 24-well plate (one well/strain/dose/replicate) 0.01 ml of test sample, diluted to the appropriate concentration was added. To this was added 0.1775 ml of *Salmonella* Exposure Medium, 0.025 ml of bacterial culture and 0.0375 ml of 30% S9 mix, giving a total volume of 0.25 ml. This mixture was incubated for 90 minutes at 37°C with agitation at 250 rpm.

*TA100*: As above, but using 0.190 ml of Exposure Medium and 0.0125 ml of bacterial culture.

At the conclusion of the 90 minute incubation, each well received 2.6 ml of Indicator Medium and was mixed briefly before being distributed in 0.05 ml aliquots into 48 wells of a 384-well microtiter plate.

### 3.6.3 Determination of Positive Wells

Plates were incubated at 37°C for 48 h, after which yellow (positive) wells were counted.

From triplicate data sets, the mean number of positive wells for each strain at each dose was calculated.

### 3.6.4 Determination of Mutagenicity

The following criteria were used to evaluate the results: fold increase over the solvent control baseline, dose-dependency and the binomial test.

The fold increase of revertants relative to the solvent control was determined by dividing the mean number of positive wells at each dose by that of the negative control baseline. The negative control baseline was derived from the mean number of positive wells in the negative control plus 1 standard deviation. If the baseline was below 1, it was set to 1. A fold increase equal to or greater than 2 times the baseline level (red-dotted line in graphs) is generally considered as an alert. Multiple responses of greater than 2-fold the baseline level with a dose-response will lead to the test compound being classified as a clear positive. A test compound is classified negative where no response greater than 2 times the baseline is recorded.

The binomial test has been used to determine significance at the B value  $\geq 0.99$ . The binomial B-value indicates the probability that spontaneous mutation events alone produce at most  $n =$  total number of yellow wells at a given concentration of the test sample (3x48 wells). A binomial B-value  $\geq 0.99$  indicates that chances are  $\leq 1\%$  that this result is due to spontaneous mutation.

Although statistical analysis has been applied to all data collected, increases in revertant yields are not classified as positive if less than 2.0-fold over the baseline value, and if no dose-response is observed.

**Table 4: Determination of Mutagenicity**

Fold Increase	Dose Dependency	Mutagenicity
<2	any	negative
$\geq 2$	no	probably negative <sup>a)</sup> possibly positive <sup>b)</sup>
$\geq 2$	yes	positive

<sup>a)</sup> single fold increase  $\geq 2$

<sup>b)</sup> multiple fold increases  $\geq 2$  or single fold increase  $\geq 2$  at highest concentration

Single positive results at absolute counts of  $\leq 2$  positive wells are ignored.

The final determination if a sample is mutagenic or not is the Sponsor's responsibility. The criteria as described in Table 4 are Xenometrix' internal criteria and may not be optimal for all samples or conditions.

### **3.6.5. *Assessment of Bacterial Cytotoxicity (Growth Inhibition and Lysis)***

Cytotoxicity was assessed by the significant decrease of revertant numbers relative to the solvent control, and by an increase of the brilliance of the purple medium as compared to the solvent control.

### **3.6.6 *Archived Data***

Raw data for this study are located in Xenometrix electronic laboratory notebooks as follows (alternative test code: Project0059, Exp. Code 3115-727):

**Laborjournal folder 1910NIR.**

## Appendix: Assay Outline

### ***Characteristics of the tester strains used***

Tester strain TA100 detects base-pair substitution mutations, and tester strain TA98 is for the detection of frameshift-inducing mutagens.

The tester strains have been modified for maximum sensitivity to test compounds. These modifications include:

- Deletion of the excision repair gene *uvrB*. This mutation prevents the removal of bulky adducts from DNA.
- Mutation of a gene required for synthesis of bacterial cell wall (*rfa*) which increases permeability of *Salmonella* to test compounds.
- Introduction of the plasmid pKM101, which carries *umuDC* homologues *mucA/B*. These gene products increase the cell's ability to perform mutagenic lesion bypass repair during DNA replication.

### ***Assay Procedure***

The Ames liquid microplate assay is a modified fluctuation test using 384-well plates (48 wells per sample, per dose).

The modified microplate test, in brief, is as follows:

1. Pre-growth of tester strains overnight in Oxoid broth.
2. A 90 minute incubation in Exposure Medium with limiting histidine in the presence of test sample and S9 if employed.
3. Distribution and plating of cells in medium which selects for revertants. This medium is free of histidine and contains a pH indicator dye that turns from purple to yellow upon colony growth.
4. Incubation of the microtiter plates for 48 hours to allow growth of revertant colonies.
5. Scoring of microtiter plates for positive (yellow) wells, data entry, and evaluation of mutational potential.



## **XENOMETRIX Contract Research Laboratory Report**

### **XenoScreen XL YES Endocrine Disruptor Testing**

Date of test: 05-06.12.2019

Test samples:

- IN1
- IN2
- UT1
- UT2

**Study Number: NIRA1910**

**Sponsor:**

Anders. SJÖLIN  
NIRAS Sweden  
Västra Varvsgatan 19  
211 77 Malmö  
Sweden

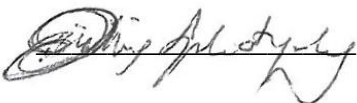
**Testing facility:**

Client Research Laboratory Services  
Xenomatrix AG  
Gewerbstrasse 25  
CH-4123 Allschwil  
Switzerland

**XENOMETRIX CLIENT RESEARCH LABORATORY SERVICES**  
**LABORATORY PRACTICES**

The assays reported in this document were performed according to Xenometrix' Quality Assurance SOP's.

Study Director: Dimitrios Spiliotopoulos, Ph.D.  
Product Specialist

Signed: 

Date: December 11<sup>th</sup>, 2019  
(First version: December 9<sup>th</sup>, 2019)

**Final Distribution List:**

- Copy 1 - Sponsor (pdf file)
- Copy 2 - Xenometrix AG (on file)

This report applies to the sample or samples investigated and is not necessarily indicative of the quality or condition of apparently identical or similar products. As a mutual protection to clients, the public and this laboratory, this report is submitted and accepted for the exclusive use of the client to whom it is addressed and upon the condition that it is not to be used, in whole or in part, in any advertising or publicity matter without prior written authorization from Xenometrix AG.

Xenometrix AG, Gewerbstrasse 25, CH-4123 Allschwil, Switzerland  
Phone 0041-61-482 14 34, Fax 0041-61-482 20 72, Email [info@xenometrix.ch](mailto:info@xenometrix.ch); [www.xenometrix.ch](http://www.xenometrix.ch)



# Table of Contents

---

1. Summary .....	4
2. Introduction.....	5
3. Principle of the YES Assay .....	5
4. Materials and Methods .....	6
4.1 Test Sample .....	6
4.2 Yeast Cells .....	6
4.3 Procedures.....	6
4.3.1 Test Sample Dilutions .....	6
4.3.2 Control chemicals.....	6
4.3.3 Plate Layout .....	7
4.3.4 Assay Procedure .....	7
4.4 Calculations and Data Analysis .....	8
5. Results.....	9
5.1 Estrogenic Agonist and Antagonist Assay (YES) .....	9
5.4 Interpretation .....	10
6. Conclusions .....	10
Appendix I: Raw and Calculated Data - YES Agonist Assay .....	11

## 1. Summary

---

Four samples were tested for estrogenic activities using the XenoScreen XL Yeast Estrogen Screen (YES). The assay is able to identify activating (agonistic) activities of test items.

The assays were performed according to the Xenometrix SOP's.

Toxic effects (growth inhibition  $\geq 50\%$  of yeast cells) were not observed for the tested samples: therefore, the samples seemed not to be toxic.  
All four samples showed estrogenic agonist activity in the XenoScreen XL assay.

## 2. Introduction

---

The purpose of this study was to assess the estrogenic activity of four test samples. The protocol used allow to identify activating (agonistic) activities.

## 3. Principle of the YES Assay

---

The common Baker's or Brewer's yeast (*Saccharomyces cerevisiae*) was genetically modified to identify compounds that can interact with the human estrogen receptor hER $\alpha$ . For this purpose the DNA sequence of hER $\alpha$  were stably integrated into the main chromosome of yeast cells. Additionally, the cells also contain an expression plasmid carrying the reporter gene lacZ encoding the enzyme  $\beta$ -galactosidase and estrogen (YES) responsive elements (Routledge, E.J. and Sumpter, J.P. 1996. *Environ Toxicol Chem.* **13**:241–8).

Upon binding of a ligand, the hER $\alpha$  interacts with the corresponding response elements on the expression plasmid and modulate the transcription of the lacZ reporter gene. The  $\beta$ -galactosidase is secreted into the medium and converts the yellow substrate chlorophenol red- $\beta$ -D-galactopyranoside (CPRG) into red product which can be quantified colorimetrically at 570 nm. The measured OD<sub>570</sub>, corrected for unspecific absorption and light scattering at OD<sub>690</sub>, correlates directly with the amount of secreted  $\beta$ -galactosidase and thus with the activity of the test substance which binds to the corresponding receptor.

The XenoScreen XL YES assay system can identify both activating (agonistic) and inhibitory (antagonistic) activities of test compounds. Only agonistic activities were assessed in these tests.

The XenoScreen XL YES uses lyticase and a detergent (=LYES) to facilitate the secretion of the intracellularly synthesized  $\beta$ -galactosidase (Schultis T. and Metzger J.W., 2004. *Chemosphere* **57**:1649–55). This allows to reduce the incubation time from 48 hrs in the standard YES assay to 18 hours. In addition, the accelerated protocol leads also to enhanced sensitivities for estrogenic compounds.

## 4. Materials and Methods

---

### 4.1 Test Sample

The test items were delivered to the testing facility in Allschwil on October 17<sup>th</sup>, 2019. They were stored at room temperature in the dark and shipped to the initial testing facility October 21<sup>st</sup> (they arrived the next day) and stored at –20°C. They were diluted 1:5 in DMSO and then shipped back to Allschwil on December 2<sup>nd</sup> (they arrived on December 4<sup>th</sup>) and were stored at –20°C until used.

Their initial concentration was set to 1000x.

### 4.2 Yeast Cells

The tests were performed with exponentially growing cultures of yeast cells (*Saccharomyces cerevisiae*) transformed with the human receptor for estrogen (hER $\alpha$ , YES). Additionally, the cells also contain an expression plasmid carrying the reporter gene lacZ encoding the enzyme  $\beta$ -galactosidase and estrogen (YES) responsive element (Routledge, E.J. and Sumpter, J.P. 1996. *Environ Toxicol Chem.* **13**:241–8; Sohoni, P. and Sumpter, J.P. 1998. *J Endocrinol.* **158**:327–39).

### 4.3 Procedures

The assay was run according to Xenometrix SOP's, corresponding to the XenoScreen XL YES/YAS Instructions for Use, Version 3.11.

#### 4.3.1 Test Sample Dilutions

Four samples were serially diluted in 8 steps (half-log steps, 1:3.16) in water with 1% DMSO. All control dilutions contained 1% DMSO as well. The highest final concentration in the assay was 67% (=6.7x in the graphs) due to the mixing of 80  $\mu$ l sample with 40  $\mu$ l cells. The other final concentrations thus were 2.1x, 0.67x, 0.21x, 0.067x, 0.021x, 0.0067x, and 0.0021x.

All sample dilutions were done immediately before use. All manipulations were done under sterile conditions.

#### 4.3.2 Control chemicals

##### Positive controls:

For the YES agonist assay 17- $\beta$  estradiol (E2) was used as positive controls in 8 final concentrations between  $6.7 \times 10^{-9}$  and  $2.1 \times 10^{-12}$  M using half-log dilution steps.

DMSO at 1% served as solvent control.

### 4.3.3 Plate Layout

#### Schematic representation of the YES agonist assay plate

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	E2 2.1x10 <sup>-12</sup>	E2 2.1x10 <sup>-12</sup>	SP1 Dil 8	SP1 Dil 8	SP2 Dil 8	SP2 Dil 8	SP3 Dil 8	SP3 Dil 8	SP4 Dil 8	SP4 Dil 8	Solv. Control	Solv. Control
B	E2 6.7x10 <sup>-12</sup>	E2 6.7x10 <sup>-12</sup>	SP1 Dil 7	SP1 Dil 7	SP2 Dil 7	SP2 Dil 7	SP3 Dil 7	SP3 Dil 7	SP4 Dil 7	SP4 Dil 7	Solv. Control	Solv. Control
C	E2 2.1x10 <sup>-11</sup>	E2 2.1x10 <sup>-11</sup>	SP1 Dil 6	SP1 Dil 6	SP2 Dil 6	SP2 Dil 6	SP3 Dil 6	SP3 Dil 6	SP4 Dil 6	SP4 Dil 6	Solv. Control	Solv. Control
D	E2 6.7x10 <sup>-11</sup>	E2 6.7x10 <sup>-11</sup>	SP1 Dil 5	SP1 Dil 5	SP2 Dil 5	SP2 Dil 5	SP3 Dil 5	SP3 Dil 5	SP4 Dil 5	SP4 Dil 5	Solv. Control	Solv. Control
E	E2 2.1x10 <sup>-10</sup>	E2 2.1x10 <sup>-10</sup>	SP1 Dil 4	SP1 Dil 4	SP2 Dil 4	SP2 Dil 4	SP3 Dil 4	SP3 Dil 4	SP4 Dil 4	SP4 Dil 4	Solv. Control	Solv. Control
F	E2 6.7x10 <sup>-10</sup>	E2 6.7x10 <sup>-10</sup>	SP1 Dil 3	SP1 Dil 3	SP2 Dil 3	SP2 Dil 3	SP3 Dil 3	SP3 Dil 3	SP4 Dil 3	SP4 Dil 3	Solv. Control	Solv. Control
G	E2 2.1x10 <sup>-9</sup>	E2 2.1x10 <sup>-9</sup>	SP1 Dil 2	SP1 Dil 2	SP2 Dil 2	SP2 Dil 2	SP3 Dil 2	SP3 Dil 2	SP4 Dil 2	SP4 Dil 2	Solv. Control	Solv. Control
H	E2 6.7x10 <sup>-9</sup>	E2 6.7x10 <sup>-9</sup>	SP1 Dil 1	SP1 Dil 1	SP2 Dil 1	SP2 Dil 1	SP3 Dil 1	SP3 Dil 1	SP4 Dil 1	SP4 Dil 1	Solv. Control	Solv. Control
	E2	E2	SP1	SP1	SP2	SP2	SP3	SP3	SP4	SP4	SC	SC

E2 = 17 $\beta$ -estradiol

SP1...4 = Samples1-4

SC = Solvent control

### 4.3.4 Assay Procedure

The procedure followed the XenoScreen XL YES/YAS Instructions for Use, Version 3.11, which is analogous to Xenometrix SOP's. Briefly:

- The samples and controls dilutions (80  $\mu$ l each) were prepared in 1% DMSO in water directly in the assay plates
- Yeast cells in concentrated medium were added to give a final volume of 120  $\mu$ l
- The plates were sealed with gas-permeable plate sealers and incubated for 18 hrs at 31°C in a humidified chamber with agitation at 100 rpm
- After 18 hrs the wells were shaken to homogenize their content and the optical density was measured at 690 nm. These data served to determine Growth Factors which were used to determine toxicity.
- 30  $\mu$ l of the cell suspensions were added to 50  $\mu$ l of a lysis buffer containing lyticase to facilitate the release of  $\beta$ -galactosidase.
- After incubation at 31°C for 30 – 60 minutes OD<sub>570</sub> and OD<sub>690</sub> were measured.

## 4.4 Calculations and Data Analysis

- For each well the OD<sub>690</sub> values were subtracted from the OD<sub>570</sub> values.
- The mean OD values for every test sample concentration and for the controls were calculated.
- Growth Factor G and Induction Ratio I<sub>R</sub> were calculated based on the definitions given below
- Dose-response curves were drawn which served as the basis for conclusions on the samples' activities

Growth factor G: 
$$G = \frac{A_{690, S}}{A_{690, N}}$$

where  $A_{690, S}$  is the absorbance of the sample S at 690 nm  
 $A_{690, N}$  is the absorbance of the solvent control at 690 nm

Induction Ratio I<sub>R</sub>: 
$$I_R = \frac{1}{G} \times \frac{A_{570, S}}{A_{570, N}}$$

where  $A_{570, S}$  is the corrected absorbance of the sample S at 570 nm - 690 nm  
 $A_{570, N}$  is the corrected absorbance of the solvent control at 570 nm - 690 nm

Limit of Detection LoD = Mean of solvent control + 3 Standard Deviations

Limit of Quantification LoQ = Mean of solvent control + 9 Standard Deviations

All calculations and graphs were made using the XenoScreen XL Excel calculation Sheet, version 3.41.

### Data interpretation

Growth factors  $G \leq 0.5$  are indicative of a toxic effect. Results obtained at sample concentrations where  $G \leq 0.5$  are ignored for the interpretation of hormonal activity.

For agonist activities, Induction Ratios  $\geq IR_{10}$  are considered positive.  $IR_{10}$  is defined as the IR which is 10% of (IR max - IR solvent) above the IR solvent.

For antagonistic effects Induction Ratios  $\leq IR_{50}$  are considered positive.  $IR_{50}$  is defined as the IR which is at 50% of the IR of the solvent control with a fixed amount of agonist E2 or DHT. Induction ratios at toxic concentrations ( $G \leq 0.5$ ) are ignored.

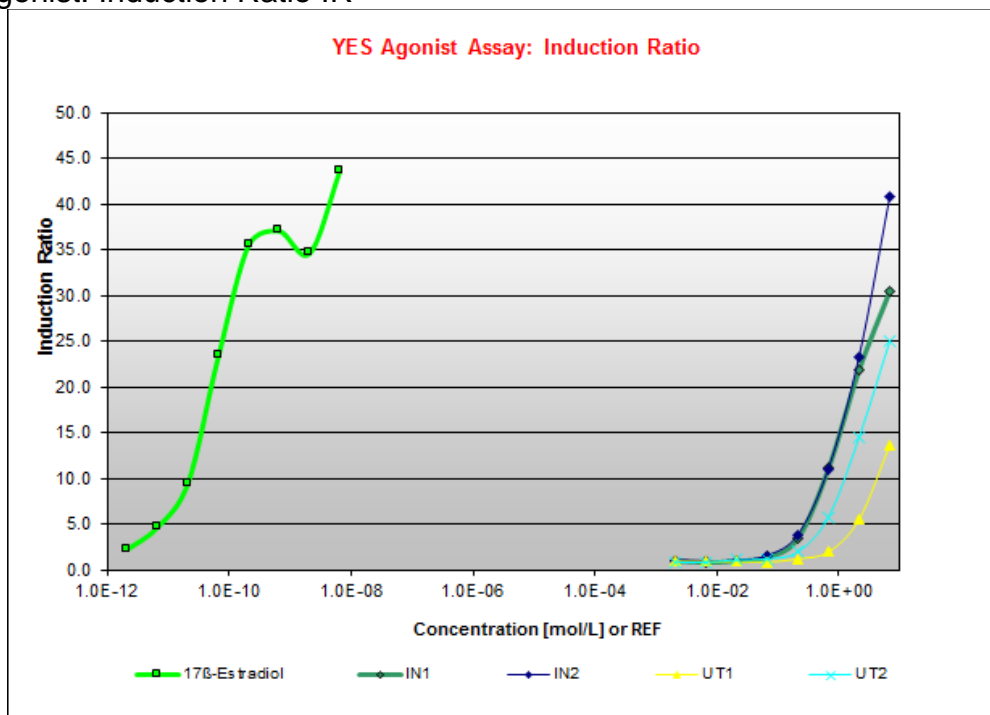
Inhibition may also be caused by non-specific effects which lead to a reduction of the response induced by the fixed concentrations of E2 and DHT. Parallel inhibition in the YES assay may be indicative of such non-specific inhibition which is not a true estrogen or androgen antagonistic effect.

## 5. Results

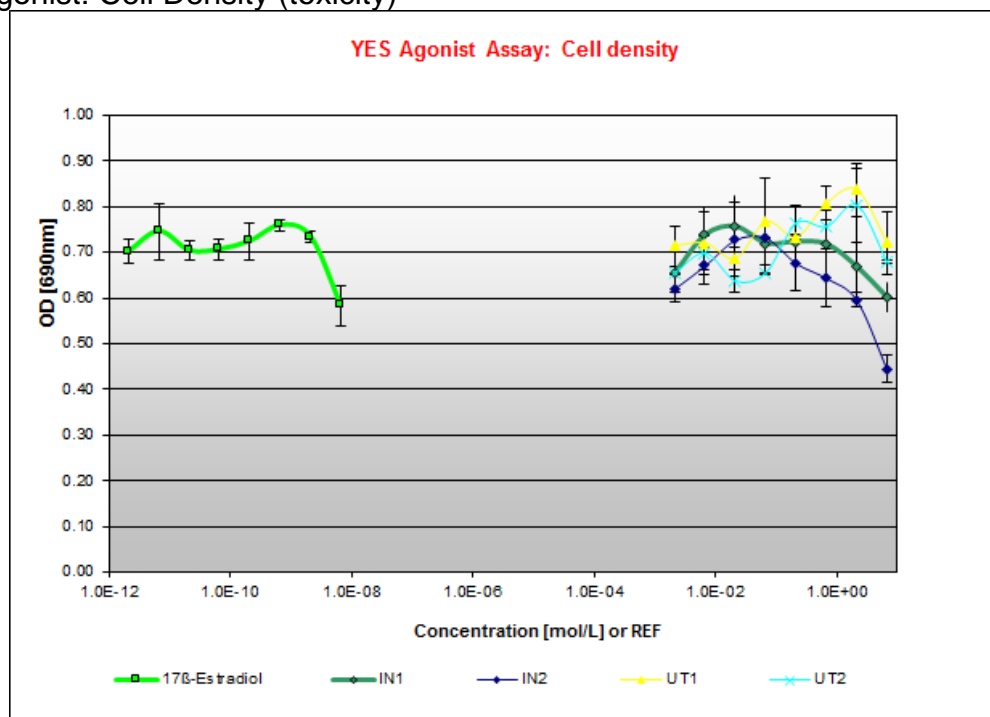
### 5.1 Estrogenic Agonist and Antagonist Assay (YES)

(For detailed data please see Appendix I + II)

YES Agonist: Induction Ratio IR



YES Agonist: Cell Density (toxicity)



## 5.3 Summary Table

	IN1	IN2	UT1	UT2
<b>Toxicity<sup>1)</sup></b>	nt	nt	nt	nt
<b>Estrogenic agonist activity?</b>	yes	yes	yes	yes
<b>Agonist activity EC50<sup>2)</sup></b>	1.9E+00	1.5E+00	–	3.5E+00
<b>average EEQ (ng/L)</b>	7.39E+0	8.95E+0	1.31E+0	3.97E+0
<b>Highest non-active concentration (x)<sup>3)</sup></b>	0.21	0.21	0.67	0.21

nt = not toxic at the concentrations tested. inactive = no agonist or antagonist activity at any tested non-toxic concentration; n.m.: not measured.

<sup>1)</sup>: Highest non-toxic concentration,  $G > 0.5$  in agonist assay

<sup>2)</sup>:  $IR \geq IR_{10}$ .  $IR_{10}$  is defined as the IR which is 10% of (IR max - IR solvent) above the Induction Ratio IR of the solvent control.

<sup>3)</sup>: According to the definitions given above.

## 5.4 Interpretation

### Appearance:

Samples **IN1**, **IN2**, **UT1**, and **UT2** appeared as light brown liquids.

### Toxicity:

No sample showed toxicity (growth inhibition, defined as  $G \leq 0.5$ ) at any tested concentrations.

### YES Activity:

All four samples showed estrogenic agonist activity on the YES strains in our experiments (the limit of detection (LoD) for estrogenic activity was  $1.34 \times 10^{-12}$  M 17 $\beta$ -estradiol).

Please note that parallel inhibition in the YES assay may be indicative of non-specific inhibition which, is not a true antagonistic effect. Additional assessment could be considered.

## 6. Conclusions

---

In the XenoScreen XL assays the tested samples were not toxic and showed estrogenic agonist activity.



# Appendix I: Raw and Calculated Data - YES Agonist Assay

## β-Gal expression

REF or Conc.	17β-Estradiol	SD	N1	SD	N2	SD	UT1	SD	UT2	SD	Solvent Control	SD
2.11E-12	0.065	0.033	0.031	0.004	0.029	0.004	0.030	0.001	0.026	0.002	0.030	0.001
6.67E-12	0.146	0.107	0.029	0.001	0.028	0.005	0.029	0.004	0.027	0.004	0.025	0.001
2.11E-11	0.280	0.095	0.035	0.001	0.032	0.001	0.028	0.001	0.031	0.003	0.031	0.003
6.67E-11	0.695	0.094	0.045	0.001	0.048	0.005	0.029	0.006	0.035	0.002	0.029	0.000
2.11E-10	1.083	0.087	0.108	0.013	0.109	0.006	0.039	0.001	0.065	0.001	0.033	0.004
6.67E-10	1.184	0.115	0.337	0.022	0.301	0.018	0.068	0.008	0.135	0.017	0.022	0.001
2.11E-09	1.069	0.161	0.615	0.058	0.585	0.003	0.196	0.047	0.491	0.108	0.028	0.002
6.67E-09	1.070	0.014	0.771	0.083	0.763	0.023	0.414	0.028	0.714	0.030	0.025	0.001

## Cell density

REF or Conc.	17β-Estradiol	SD	N1	SD	N2	SD	UT1	SD	UT2	SD	Solvent Control	SD
2.11E-12	0.702	0.027	0.656	0.061	0.621	0.030	0.714	0.045	0.655	0.044	0.705	0.010
6.67E-12	0.746	0.062	0.738	0.062	0.672	0.040	0.719	0.068	0.698	0.037	0.647	0.030
2.11E-11	0.703	0.021	0.756	0.067	0.728	0.081	0.686	0.025	0.636	0.024	0.642	0.006
6.67E-11	0.706	0.023	0.720	0.060	0.732	0.001	0.766	0.095	0.655	0.001	0.642	0.028
2.11E-10	0.724	0.041	0.723	0.006	0.677	0.062	0.732	0.003	0.763	0.038	0.714	0.040
6.67E-10	0.759	0.011	0.718	0.063	0.644	0.065	0.807	0.037	0.755	0.037	0.635	0.040
2.11E-09	0.734	0.012	0.669	0.071	0.596	0.016	0.836	0.058	0.803	0.080	0.808	0.006
6.67E-09	0.583	0.045	0.602	0.033	0.445	0.029	0.721	0.069	0.678	0.004	0.706	0.202

## Growth factor G

(for the definition see Instructions for Use)

REF or Conc.	17β-Estradiol	N1	N2	UT1	UT2	Solvent Control
2.11E-12	1.021	0.955	0.904	1.038	0.953	1.026
6.67E-12	1.085	1.074	0.977	1.046	1.015	0.941
2.11E-11	1.023	1.099	1.059	0.997	0.925	0.934
6.67E-11	1.027	1.047	1.065	1.115	0.952	0.934
2.11E-10	1.053	1.052	0.964	1.065	1.110	1.028
6.67E-10	1.104	1.044	0.937	1.094	1.174	1.099
2.11E-09	1.067	0.973	0.866	1.216	1.168	1.176
6.67E-09	0.848	0.876	0.647	1.048	0.986	1.027

IR10

## β-galactosidase activity U<sub>5</sub>

(for the definition see Instructions for Use)

REF or Conc.	17β-Estradiol	N1	N2	UT1	UT2	Solvent Control
2.11E-12	0.093	0.046	0.047	0.042	0.039	0.043
6.67E-12	0.195	0.039	0.041	0.040	0.038	0.038
2.11E-11	0.398	0.046	0.044	0.040	0.049	0.048
6.67E-11	0.984	0.063	0.065	0.038	0.053	0.045
2.11E-10	1.495	0.149	0.161	0.053	0.085	0.046
6.67E-10	1.559	0.469	0.467	0.064	0.245	0.050
2.11E-09	1.467	0.920	0.962	0.234	0.611	0.034
6.67E-09	1.637	1.280	1.717	0.575	1.053	0.035

## Induction Ratio I<sub>2</sub>

(for the definition see Instructions for Use)

REF or Conc.	17β-Estradiol	N1	N2	UT1	UT2	Solvent Control
2.11E-12	2.204	1.107	1.111	1.001	0.927	1.013
6.67E-12	4.645	0.935	0.975	0.943	0.904	0.901
2.11E-11	9.480	1.103	1.046	0.955	1.160	1.149
6.67E-11	23.413	1.489	1.544	0.901	1.255	1.075
2.11E-10	35.986	3.555	3.835	1.252	2.028	1.084
6.67E-10	37.112	11.162	11.106	2.007	5.832	1.182
2.11E-09	34.671	21.896	23.381	5.900	14.547	0.810
6.67E-09	43.729	30.495	40.956	13.676	29.996	0.843

IR10 (≥ 4.84)

IR10 = 10 percent increase

Biologisk  
testning av  
VASYDs  
utgående  
avloppsvatten

---

med avseende på vattnets  
östrogena och mutagena  
egenskaper

---

---

2 APRIL 2020

# Innehåll

---

Projektnummer: 32400363-003

Dokumentnummer:

Version 1

Revision -

Utarbetad av Anders Sjölin

Granskad av Eva Helgesson

Godkänd av Eva Helgesson

---

<b>1</b>	<b>Sammanfattning</b>	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Inledning</b>	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>Metoder</b>	<b>4</b>
3.1	Mutagena- och östrogena egenskaper i avloppsvatten	4
3.1.1	Provberedning av avloppsvatten	4
3.1.2	Ames-test (mutagena egenskaper)	4
3.1.3	YES-test (östrogena egenskaper)	4
<b>4</b>	<b>Resultat och diskussion</b>	<b>4</b>
4.1	Mutagena egenskaper i avloppsvatten	4
4.2	Östrogena egenskaper i avloppsvatten	5
<b>5</b>	<b>Referenser</b>	<b>5</b>

---

Bilaga 1: Testrapport för Ames-test på avloppsvatten

Bilaga 2: Testrapport för YES-test på avloppsvatten

## 1 Sammanfattning

På uppdrag av VASYD har en kompletterande testning utförts på ett avloppsvattenprov från Sjölunda reningsverk. Detta för att undersöka om utgående avloppsvatten från vecka 39 år 2019 innehåller ämnen med mutagena egenskaper.

Avloppsvattenprovet (UT2B) uppvisade inga mutagena egenskaper i Ames-test (test för mutagenicitet med modifierade salmonellastammar).

Prov från vecka 39 har i en tidigare testning visats vara mutagent. Resultaten från föreliggande studie verifierar alltså inte tidigare resultat. Det kan å andra sidan inte heller fastställas att det utgående vattnet från v. 39 inte var mutagent.

Det utfördes även en test med avseende på halten östrogenliknande ämnen i avloppsvattenprov UT2B med YES-test (screening av östrogenliknande ämnen i en jästcellsbaserad test). Resultaten visade på ett något lägre innehåll av östrogenliknande ämnen jämfört med vad som noterades i en tidigare testning av utgående avloppsvatten från vecka 39.

## 2 Inledning

På uppdrag av VASYD har kompletterande testning utförts på ett avloppsvattenprov från Sjölanda reningsverk. Kompletteringen innebär att testning utförts med avseende på vattnets eventuella mutagenicitet (och östrogenicitet) med biologiska cellkulturer. Orsaken till kompletteringen är att i en tidigare studie på uppdrag av VASYD (NIRAS, 2020) framkom att ett, av totalt två testade utgående avloppsvattenprover, innehade mutagena egenskaper. Då mutagena egenskaper varken noterades i två prover på ingående avloppsvatten eller i ett prov på utgående avloppsvatten, valdes det att göra en omtestning av det utgående avloppsvattenprov där mutagena egenskaper påvisades. Detta för att fastställa om provet innehåller ämnen med mutagena egenskaper.

## 3 Metoder

### 3.1 Mutagena- och östrogena egenskaper i avloppsvatten

#### 3.1.1 Provberedning av avloppsvatten

Prov på inkommande (IN) och utgående (UT) avloppsvatten från Sjölanda reningsverk togs under vecka 30 och 39 av personal från verket. Proverna poolades till veckosamlingsprover och frystes in (proverna benämndes IN1 och IN2 samt UT1 och UT2), varefter de skickades frysta till Toxicon AB där provberedningen/extraktionen utfördes. Det prov som omtestades var UT2 och var ett av två delprov på utgående avloppsvatten från vecka 39. Provet benämns som UT2B i denna rapport.

Extraktion gjordes med fastfaskolonn enligt Svensson & Allard (2002). Metoden bygger på en internationellt publicerad metod (Körner *et al.*, 1999). Lakvattnet grovfiltrerades med Munktell 5-filter (20µm). 500 ml prov tillsattes en fastfaskolonn med 200 mg hydroxylerad polystyren-divinylbensen-kopolymer ENV+ (Biotage). De ämnen/komponenter som fastnade i kolonnen eluerades fram vid tillsatts av aceton (2+2 ml). Acetonextraktet tillsattes 100 µl DMSO varefter aceton evaporerades i en kväveström. Extraktet frystes in (-20°C). Proverna skickades frysta till analyslaboratoriet Xenometrix i Schweiz för Ames-test (men även en YES-test utfördes).

#### 3.1.2 Ames-test (mutagena egenskaper)

Ames-test utfördes av Xenometrix (Schweiz), för att få ett mått på mutageniciteten av utgående avloppsvatten (prov UT2B). Resultaten från Ames-testen rapporterades till NIRAS i mars 2020. Metodbeskrivning finns i testrapporten i bilaga 1. I testen används två Salmonella-stammar (TA98 och TA100) vilka ger uttryck för mutagenicitet i form av "frameshift-mutationer" respektive basparssubstitutioner. Testerna utfördes i närvaro och frånvaro av metabolisk aktiv vävnad (±S9-fraktion).

#### 3.1.3 YES-test (östrogena egenskaper)

Yeast Estrogen Screen-test (YES-test) utfördes av Xenometrix (Schweiz) på extrakt från utgående avloppsvatten (prov UT2B). Resultaten från YES-testen rapporterades till NIRAS i mars 2020. Metodbeskrivning finns i testrapporten i bilaga 2. I testen används en genmodifierad jästkultur som har den humana receptorn för östrogen inkorporerad i sitt genom. Vid inbindning av östrogenliknande ämnen till receptorn kan en kvantifiering av halten östrogenekvivalenter göras spektrofotometriskt.

## 4 Resultat och diskussion

### 4.1 Mutagena egenskaper i avloppsvatten

Ingen mutagenicitet kunde påvisas i någon av testkoncentrationerna i Ames test, varken i närvaro eller frånvaro av metabolisk vävnad (bilaga 1). Detta kan tolkas som att prov UT2B inte innehåller ämnen med mutagena egenskaper. I en tidigare testning av provet uppvisade provet (UT2) däremot mutagenicitet (NIRAS, 2020).

Frågan är då hur man skall göra en tolkning av de samlade resultaten? De två proverna som testats är delprover av samma prov. De bör således ge samma svar i Ames test. Skillnaden är att de extrakt som testats har extraherats (SPE-kolonn) vid två olika tillfällen samt att det ena delprovet förvarades några månader längre i frys före testning. Detta bör dock inte förklara skillnaden i mutagenicitet mellan proverna. Då skillnader i testresultat fanns mellan de utgående avloppsvattenproverna (UT1 och UT2) och en del av prov UT2 "läckte" på testlaboratoriet (Xenometrix) till följd av en olycka (vilket också ledde till att provet inte kunde testas i närvaro av metabolisk vävnad) bedömdes det som bäst att utföra omtestning av UT2 (NIRAS, 2020).

Sammantaget kan sägas att resultaten från föreliggande studie inte verifierar tidigare resultat. Det kan å andra sidan inte heller fastställas att det utgående vattnet från v. 39 inte var mutagent.

## 4.2 Östrogena egenskaper i avloppsvatten

Det testade provet UT2B (gult fält i tabell 1) från vecka 39 år 2019 uppvisade östrogenicitet (bilaga 2). Halten östrogenliknande ämnen (i EEQ) av UT2B var något lägre än vid förra testningen (UT2) (tabell 1). Halten var nu mer i nivå med vad som noterades i prov UT1 (d v s avloppsvatten från vecka 30 år 2019).

**Tabell 1.** NOEC-värden (högsta testkoncentration av avloppsvattnet där ingen östrogen respons noterades) samt halten av östrogenekvivalenter (EEQ) i avloppsvattnet.

	IN1	IN2	UT1	UT2	UT2B
NOEC (%)	0,21	0,21	0,67	0,21	2,1
EEQ (ng/l)	7,4	9,0	1,3	4,0	2,5

## 5 Referenser

Körner, W., Hanf, V., Schuller, W., Kempter, C, Metzger, J. Hagenmaier, H. (1999). Development of a sensitive E-screen assay for quantitative analysis of estrogenic activity in municipal sewage plant effluents. *Science Total Environment*. 225: 33-48.

NIRAS (2020). Utvärdering av VASYDs utsläpp av avloppsvatten – med avseende på dess östrogena och mutagena egenskaper samt recipientens innehåll av läkemedelsrester. Uppdragsnummer: 32400308-001.

Svenson, A., Allard, A-S. (2002). *Östrogena och andogena effekter i lakvatten och kommunalt avloppsvatten i Formby reningsverk, Siljansnäs, Leksands kommun*. IVL Rapport B 1483, 9 s.

	Flöde (m3)
December	3205740
Januari	3271890
Februari	3087920
Mars	4539380
April	2843260
Maj	3000830
Juni	3206610
Juli	3304810
Augusti	3307360
September	3409330
Oktober	3800450
November	3291320

40268900

	Flöde aktuellt dygn (m3)
Sjölunda UTG 181220	89919
Sjölunda UTG 190131	95129
Sjölunda UTG 190220	104761
Sjölunda UTG 190327	109741
Sjölunda UTG 190414	90570
Sjölunda UTG 190513	87449
Sjölunda UTG 190610	92790
Sjölunda UTG 190702	102356
Sjölunda UTG 190813	202659
Sjölunda UTG 190919	98054
Sjölunda UTG 191025	105422
Sjölunda UTG 191111	126821

Provbeskrivning	1	2	3	4
	Acetamidrid	Atenolol	Azitromycin	Carbamazepine
<b>April 2019 (ng/l)</b>				
VA SYD 1 yta 190409	n.d	1.7	<LOQ	4.3
VA SYD 2 yta 190409	n.d	1.7	<LOQ	4.2
VA SYD yta 4:8 190409	n.d	0.7	<LOQ	3.2
VA SYD yta 4:11 190409	n.d	n.d	<LOQ	3.3
VA SYD 1 botten 190409	n.d	1.5	<LOQ	4.6
VA SYD 2 botten 190409	n.d	2.0	<LOQ	4.0
VA SYD botten 4:8 190409	n.d	n.d	<LOQ	3.1
VA SYD botten 4:11 190409	n.d	1.2	<LOQ	3.2
<b>Juni 2019 (ng/l)</b>				
VA SYD 1 yta	n.d	2.3	0.4	5.7
VA SYD 2 yta	n.d	n.d.	n.d	2.3
VA SYD yta 4:8	n.d	n.d.	n.d	1.8
VA SYD yta 4:11	n.d	3.4	1.0	4.4
VA SYD 1 botten	n.d	<LOQ	n.d	2.4
VA SYD 2 botten	n.d	<LOQ	0.4	2.4
VA SYD botten 4:8	n.d	n.d	n.d	1.8
VA SYD botten 4:11	n.d	1.8	<LOQ	2.8
<b>Oktober 2019 (ng/l)</b>				
VA SYD 1 yta	n.d	n.d	n.d	3.2
VA SYD 2 yta	n.d	1.5	n.d	3.4
VA SYD yta 4:8	n.d	1.1	n.d	3.6
VA SYD yta 4:11	n.d	2.2	n.d	4.4
VA SYD 1 botten	n.d	0.3	n.d	1.6
VA SYD 2 botten	n.d	0.8	n.d	2.9
VA SYD botten 4:8	n.d	0.2	n.d	2.3
VA SYD botten 4:11	n.d	n.d	n.d	2.1
<b>Medelvärde recipient (ng/l)</b>				
VA SYD 1 yta	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		4.4
VA SYD 2 yta	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		3.3
VA SYD yta 4:8	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		2.9
VA SYD yta 4:11	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		4.0
VA SYD 1 botten	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		2.9
VA SYD 2 botten	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		3.1
VA SYD botten 4:8	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		2.4
VA SYD botten 4:11	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		2.7
<b>Sjölunda ut (ng/l)</b>				



Sjölunda UTG 181220	1.3	449.8	107.3	377.4
Sjölunda UTG 190131	1.9	463.7	109.5	405.0
Sjölunda UTG 190220	0.3	535.8	65.5	374.4
Sjölunda UTG 190327	1.8	517.0	156.3	280.9
Sjölunda UTG 190414	2.6	498.9	84.3	301.8
Sjölunda UTG 190513	2.1	399.1	97.4	289.6
Sjölunda UTG 190610	2.7	268.9	31.1	286.1
Sjölunda UTG 190702	5.4	335.5	94.4	365.1
Sjölunda UTG 190813	1.6	378.2	45.3	356.4
Sjölunda UTG 190919	8.5	407.6	81.8	284.1
Sjölunda UTG 191025	2.5	419.2	104.6	318.7
Sjölunda UTG 191111	3.7	515.2	136.8	355.1
<b>Årsmedelvärde</b>	<b>2.9</b>	<b>432.4</b>	<b>92.9</b>	<b>332.9</b>

#### Sjölunda in (ng/l)

Sjölunda INK 181220	1.6	955.2	326.4	323.6
Sjölunda INK 190131	2.7	1013.9	493.5	262.2
Sjölunda INK 190220	1.1	1439.7	303.2	422.8
Sjölunda INK 190327	1.3	770.0	370.4	220.6
Sjölunda INK 190414	2.3	854.0	499.1	237.4
Sjölunda INK 190513	5.0	884.5	384.3	289.8
Sjölunda INK 190610	1.6	815.3	304.7	270.3
Sjölunda INK 190702	4.4	1099.0	241.2	350.6
Sjölunda INK 190813	<LOQ	707.7	131.0	306.7
Sjölunda INK 190919	7.0	1071.4	335.5	345.1
Sjölunda INK 191025	1.6	1113.1	296.7	380.3
Sjölunda INK 191111	2.8	1305.8	360.3	492.0
<b>Årsmedelvärde</b>	<b>2.9</b>	<b>1002.5</b>	<b>337.2</b>	<b>325.1</b>

#### Inkommande mängd (kg)

Sjölunda INK mängd dec 18 (kg)	0.01	3.06	1.05	1.04
Sjölunda INK mängd 190131	0.01	3.32	1.61	0.86
Sjölunda INK mängd 190220	0.00	4.45	0.94	1.31
Sjölunda INK mängd 190327	0.01	3.50	1.68	1.00
Sjölunda INK mängd 190414	0.01	2.43	1.42	0.67
Sjölunda INK mängd 190513	0.02	2.65	1.15	0.87
Sjölunda INK mängd 190610	0.01	2.61	0.98	0.87
Sjölunda INK mängd 190702	0.01	3.63	0.80	1.16
Sjölunda INK mängd 190813		2.34	0.43	1.01
Sjölunda INK mängd 190919	0.02	3.65	1.14	1.18
Sjölunda INK mängd 191025	0.01	4.23	1.13	1.45
Sjölunda INK mängd 191111	0.01	4.30	1.19	1.62

#### Utgående mängd (kg)

Sjölunda UTG mängd dec 18 (kg)	0.00	1.44	0.34	1.21
--------------------------------	------	------	------	------

Sjölunda UTG mängd 190131	0.01	1.52	0.36	1.33
Sjölunda UTG mängd 90220	0.00	1.65	0.20	1.16
Sjölunda UTG mängd 190327	0.01	2.35	0.71	1.28
Sjölunda UTG mängd190414	0.01	1.42	0.24	0.86
Sjölunda UTG mängd 190513	0.01	1.20	0.29	0.87
Sjölunda UTG mängd 190610	0.01	0.86	0.10	0.92
Sjölunda UTG mängd 190702	0.02	1.11	0.31	1.21
Sjölunda UTG mängd 190813	0.01	1.25	0.15	1.18
Sjölunda UTG mängd 190919	0.03	1.39	0.28	0.97
Sjölunda UTG mängd 191025	0.01	1.59	0.40	1.21
Sjölunda UTG mängd 191111	0.01	1.70	0.45	1.17

	5	6	7	8	9	10	11
Klaritromycin	Diclofenac	Erytromycin	Fluconazole	Furosemide	Imidacloprid	Losartan	
<LOQ	3.8	n.d	0.9	n.d	<LOQ	3.9	
<LOQ	3.7	n.d	1.1	n.d	<LOQ	3.4	
<LOQ	1.5	n.d	0.9	n.d	<LOQ	1.5	
<LOQ	1.9	n.d	0.9	n.d	<LOQ	1.9	
<LOQ	4.1	n.d	1.2	n.d	<LOQ	3.9	
<LOQ	4.0	n.d	1.1	n.d	<LOQ	3.5	
<LOQ	1.7	n.d	1.0	n.d	<LOQ	1.3	
<LOQ	2.2	n.d	1.0	n.d	<LOQ	1.6	
<LOQ	5.8	0.7	1.0	<LOQ	0.4	6.1	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.6	n.d	n.d	0.5	
<LOQ	n.d	<LOQ	0.5	n.d	n.d	0.2	
<LOQ	5.0	0.8	1.1	n.d	0.3	6.4	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5	n.d	n.d	0.6	
<LOQ	1.1	<LOQ	0.6	n.d	0.1	1.2	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5	n.d	0.1	0.3	
<LOQ	2.3	0.6	0.7	n.d	0.1	2.7	
<LOQ	1.8	<LOQ	0.4	n.d	0.2	2.7	
<LOQ	2.6	1.0	0.4	n.d	0.2	3.3	
<LOQ	2.5	1.1	0.5	n.d	n.d	2.3	
1.0	3.6	1.0	0.5	n.d	0.1	4.8	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	n.d	0.7	
<LOQ	1.3	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	1.9	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	0.7	
<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	1.0	

	3.8	#VÄRDEFEL!	0.8	#VÄRDEFEL!	4.2
#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	0.7	#VÄRDEFEL!	2.4
#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	0.6	#VÄRDEFEL!	1.4
#VÄRDEFEL!	3.5	#VÄRDEFEL!	0.8	#VÄRDEFEL!	4.4
#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	1.7
	2.1	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	2.2
#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	0.8
#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	1.8

92.3	909.5	226.4	114.1	285.9	5.8	933.4
76.0	887.3	289.7	107.2	408.3	7.9	855.2
69.0	535.9	112.0	85.4	173.5	5.7	790.1
83.7	830.3	196.5	75.9	366.1	6.7	708.6
95.1	928.2	130.6	98.2	300.3	14.4	875.5
60.4	967.5	146.5	104.0	367.8	16.9	921.9
27.1	815.4	75.1	84.1	439.1	14.3	929.1
43.9	441.6	112.0	34.9	577.3	9.9	597.4
38.1	579.8	105.8	63.5	862.7	8.4	791.8
33.8	596.1	102.8	64.1	989.1	4.0	831.8
58.6	652.3	134.0	72.3	1204.2	124.9	946.8
77.4	729.9	153.1	57.8	1419.9	5.9	1191.3
<b>63.0</b>	<b>739.5</b>	<b>148.7</b>	<b>80.1</b>	<b>616.2</b>	<b>18.7</b>	<b>864.4</b>

165.6	1139.8	91.6	80.1	166.7	9.7	1074.3
94.1	967.3	147.8	80.3	54.2	7.4	1080.0
177.1	946.3	75.7	76.1	914.2	7.6	1051.8
110.3	912.1	92.4	55.2	136.3	5.3	816.4
130.5	1143.2	59.9	82.8	80.0	17.5	961.7
113.4	1179.4	68.7	97.6	62.0	13.4	1353.8
63.2	1035.8	49.5	79.1	59.2	14.7	1015.4
65.6	652.8	61.4	53.0	1277.3	11.5	721.6
46.6	472.7	80.6	31.7	305.7	7.4	573.0
77.8	806.5	76.1	48.8	1144.0	6.0	705.2
105.8	826.2	117.8	67.6	1072.4	7.7	995.7
159.8	1005.5	78.9	71.4	1626.4	7.8	1162.0
<b>109.1</b>	<b>924.0</b>	<b>83.4</b>	<b>68.6</b>	<b>574.9</b>	<b>9.6</b>	<b>959.2</b>

0.53	3.65	0.29	0.26	0.53	0.03	3.44
0.31	3.16	0.48	0.26	0.18	0.02	3.53
0.55	2.92	0.23	0.23	2.82	0.02	3.25
0.50	4.14	0.42	0.25	0.62	0.02	3.71
0.37	3.25	0.17	0.24	0.23	0.05	2.73
0.34	3.54	0.21	0.29	0.19	0.04	4.06
0.20	3.32	0.16	0.25	0.19	0.05	3.26
0.22	2.16	0.20	0.18	4.22	0.04	2.38
0.15	1.56	0.27	0.10	1.01	0.02	1.89
0.27	2.75	0.26	0.17	3.90	0.02	2.40
0.40	3.14	0.45	0.26	4.08	0.03	3.78
0.53	3.31	0.26	0.23	5.35	0.03	3.82

0.30	2.92	0.73	0.37	0.92	0.02	2.99
------	------	------	------	------	------	------

0.25	2.90	0.95	0.35	1.34	0.03	2.80
0.21	1.65	0.35	0.26	0.54	0.02	2.44
0.38	3.77	0.89	0.34	1.66	0.03	3.22
0.27	2.64	0.37	0.28	0.85	0.04	2.49
0.18	2.90	0.44	0.31	1.10	0.05	2.77
0.09	2.61	0.24	0.27	1.41	0.05	2.98
0.15	1.46	0.37	0.12	1.91	0.03	1.97
0.13	1.92	0.35	0.21	2.85	0.03	2.62
0.12	2.03	0.35	0.22	3.37	0.01	2.84
0.22	2.48	0.51	0.27	4.58	0.47	3.60
0.25	2.40	0.50	0.19	4.67	0.02	3.92

	12	13	14	15	16	17
	Methotrexate	Metoprolol	Naproxen	Oxazepam	Sertraline	Thiamethoxam

n.d	5.7	n.d	1.5	n.d	n.d
n.d	6.0	n.d	1.6	n.d	n.d
n.d	2.9	n.d	2.3	n.d	n.d
n.d	3.6	n.d	0.9	n.d	n.d

n.d	6.7	n.d	1.6	n.d	n.d
n.d	5.8	n.d	1.5	n.d	n.d
n.d	2.5	n.d	0.7	n.d	n.d
n.d	3.5	n.d	0.9	n.d	n.d

n.d	11.0	<LOQ	2.9	0.4	n.d
n.d	1.0	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
n.d	0.3	n.d	<LOQ	n.d	n.d
n.d	11.5	<LOQ	2.9	0.3	n.d

n.d	1.1	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
n.d	2.3	<LOQ	0.7	n.d	n.d
n.d	0.4	n.d	<LOQ	n.d	n.d
n.d	5.2	<LOQ	1.4	n.d	n.d

n.d	3.6	n.d	1.2	n.d	n.d
n.d	4.6	n.d	1.4	n.d	n.d
n.d	5.1	n.d	1.8	n.d	n.d
n.d	6.2	#VÄRDEFEL!	1.8	6.8	n.d

n.d	0.8	n.d	<LOQ	n.d	n.d
n.d	2.6	n.d	0.9	5.5	n.d
n.d	1.2	n.d	<LOQ	5.5	n.d
n.d	1.4	n.d	<LOQ	n.d	n.d

	6.8		1.9	#VÄRDEFEL!	
	3.8	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
	2.8	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
	7.1		1.9	#VÄRDEFEL!	
	2.9	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
	3.6		1.0	#VÄRDEFEL!	
	1.4	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
	3.4	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		

n.d	1571.3	631.1	393.1	7.8	0.3
n.d	1457.0	1005.5	468.0	18.9	0.6
n.d	1457.7	546.1	403.2	6.9	n.d
n.d	1372.5	973.2	303.9	18.7	n.d
1.2	2070.3	450.9	391.0	16.6	n.d
n.d	1790.1	310.3	351.5	14.3	n.d
0.8	1320.4	447.7	305.8	6.7	n.d
n.d	919.0	488.9	238.2	22.3	n.d
n.d	1031.7	943.5	287.6	31.3	n.d
n.d	1094.2	642.9	295.6	24.1	n.d
n.d	1149.2	346.1	330.8	27.3	n.d
n.d	1296.6	1478.3	363.8	52.9	n.d
<b>1.0</b>	<b>1377.5</b>	<b>688.7</b>	<b>344.4</b>	<b>20.6</b>	<b>0.4</b>

n.d	1477.5	3255.8	317.1	85.6	0.2
n.d	1315.9	3917.1	319.6	78.4	2.9
9.6	1708.5	3584.5	378.1	132.4	n.d
n.d	1188.4	3063.8	234.8	44.2	n.d
3.3	2769.9	3003.5	290.6	117.7	290.6
3.9	2516.6	2965.5	314.0	127.3	314.0
4.9	1340.6	2399.5	257.1	114.4	257.1
5.6	1265.4	2996.9	259.6	158.7	n.d
3.1	830.6	1611.9	196.8	221.8	n.d
24.6	1248.7	2789.9	279.0	278.2	n.d
8.1	1355.1	3785.9	317.1	167.4	n.d
4.9	1482.9	3378.1	317.1	283.9	n.d
<b>7.6</b>	<b>1541.7</b>	<b>3062.7</b>	<b>290.1</b>	<b>150.8</b>	<b>173.0</b>

	4.74	10.44	1.02	0.27	0.00
	4.31	12.82	1.05	0.26	0.01
0.03	5.28	11.07	1.17	0.41	
	5.39	13.91	1.07	0.20	
0.01	7.88	8.54	0.83	0.33	0.83
0.01	7.55	8.90	0.94	0.38	0.94
0.02	4.30	7.69	0.82	0.37	0.82
0.02	4.18	9.90	0.86	0.52	
0.01	2.75	5.33	0.65	0.73	
0.08	4.26	9.51	0.95	0.95	
0.03	5.15	14.39	1.20	0.64	
0.02	4.88	11.12	1.04	0.93	

	5.04	2.02	1.26	0.02	0.00
--	------	------	------	------	------

	4.77	3.29	1.53	0.06	0.00
	4.50	1.69	1.25	0.02	
	6.23	4.42	1.38	0.08	
0.00	5.89	1.28	1.11	0.05	
	5.37	0.93	1.05	0.04	
0.00	4.23	1.44	0.98	0.02	
	3.04	1.62	0.79	0.07	
	3.41	3.12	0.95	0.10	
	3.73	2.19	1.01	0.08	
	4.37	1.32	1.26	0.10	
	4.27	4.87	1.20	0.17	



18	19	20	21	22	23
Trimetoprim	Ciprofloxacin	Benzotriazole	Citalopram	Ketoconazole	Paracetamol

<LOQ	n.d	16.6	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	16.6	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	11.9	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	14.5	<LOQ	n.d	n.d

<LOQ	n.d	17.0	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	15.6	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	12.3	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	n.d	13.4	<LOQ	n.d	n.d

<LOQ	n.d	93.7	0.9	n.d	n.d
n.d	n.d	8.3	n.d	n.d	n.d
n.d	n.d	6.2	<LOQ	n.d	n.d
1.1	<LOQ	81.7	1.2	n.d	n.d

n.d	n.d	8.7	n.d	n.d	n.d
n.d	n.d	16.4	<LOQ	n.d	n.d
n.d	n.d	6.4	n.d	n.d	n.d
n.d	n.d	33.8	0.8	n.d	n.d

n.d	n.d	11.9	4.2	n.d	n.d
n.d	n.d	14.2	3.4	n.d	n.d
n.d	n.d	13.8	3.2	n.d	n.d
n.d	n.d	18.1	4.0	n.d	n.d

n.d	n.d	4.1	2.5	n.d	n.d
n.d	n.d	15.5	2.8	n.d	n.d
n.d	n.d	8.6	2.4	n.d	n.d
n.d	n.d	7.3	2.4	n.d	n.d

		40.7	1.9		
		13.0	#VÄRDEFEL!		
		10.6	#VÄRDEFEL!		
#VÄRDEFEL!		38.1	#VÄRDEFEL!		
		9.9	1.0		
		15.8	#VÄRDEFEL!		
		9.1	#VÄRDEFEL!		
		18.2	#VÄRDEFEL!		

75.6	11.2	8814.5	129.0	7.1	n.d
110.2	15.4	2590.7	173.8	5.5	13.0
71.9	25.1	7514.4	134.9	5.2	17.6
91.0	76.5	2221.3	171.1	12.6	22.7
81.1	82.3	4631.0	218.4	4.5	11.5
68.1	176.3	1323.6	174.8	6.4	12.5
50.5	61.9	1079.8	146.4	2.9	19.9
45.5	88.4	1186.3	143.3	5.5	19.1
51.8	103.8	1746.3	229.2	7.4	6.7
68.1	180.9	3101.4	220.0	5.3	23.9
70.3	242.3	5959.2	227.7	3.2	23.4
70.6	213.4	1792.3	254.3	12.6	425.6
<b>71.2</b>	<b>106.5</b>	<b>3496.7</b>	<b>185.2</b>	<b>6.5</b>	<b>54.2</b>

152.0	1164.3	11374.6	602.0	208.9	16480.8
119.3	1414.7	3255.0	1831.5	196.4	13355.3
131.6	1210.8	10751.4	893.5	164.9	14271.9
107.8	878.8	3023.3	731.9	176.0	13329.6
103.1	1605.4	5730.9	2159.2	183.0	10481.0
99.6	1230.8	2397.2	1305.9	178.7	9957.1
99.7	1116.4	1957.2	1184.0	169.8	10673.8
118.4	779.1	3427.6	992.4	175.2	13783.7
65.3	507.1	1920.5	1024.0	95.6	1335.4
143.7	1505.3	4071.8	949.4	319.9	22024.6
128.3	1141.7	5369.5	2773.7	214.8	12525.4
134.4	1292.7	3562.1	1517.1	321.4	19548.2
<b>116.9</b>	<b>1153.9</b>	<b>4736.8</b>	<b>1330.4</b>	<b>200.4</b>	<b>13147.2</b>

0.49	3.73	36.46	1.93	0.67	52.83
0.39	4.63	10.65	5.99	0.64	43.70
0.41	3.74	33.20	2.76	0.51	44.07
0.49	3.99	13.72	3.32	0.80	60.51
0.29	4.56	16.29	6.14	0.52	29.80
0.30	3.69	7.19	3.92	0.54	29.88
0.32	3.58	6.28	3.80	0.54	34.23
0.39	2.57	11.33	3.28	0.58	45.55
0.22	1.68	6.35	3.39	0.32	4.42
0.49	5.13	13.88	3.24	1.09	75.09
0.49	4.34	20.41	10.54	0.82	47.60
0.44	4.25	11.72	4.99	1.06	64.34

0.24	0.04	28.26	0.41	0.02	
------	------	-------	------	------	--

0.36	0.05	8.48	0.57	0.02	0.04
0.22	0.08	23.20	0.42	0.02	0.05
0.41	0.35	10.08	0.78	0.06	0.10
0.23	0.23	13.17	0.62	0.01	0.03
0.20	0.53	3.97	0.52	0.02	0.04
0.16	0.20	3.46	0.47	0.01	0.06
0.15	0.29	3.92	0.47	0.02	0.06
0.17	0.34	5.78	0.76	0.02	0.02
0.23	0.62	10.57	0.75	0.02	0.08
0.27	0.92	22.65	0.87	0.01	0.09
0.23	0.70	5.90	0.84	0.04	1.40

24	25	26	27	28	29
Propranolol	Sulfametoxazole	Tramadol	Venlafaxine	Zolpidem	Bisphenol A
0.2	2.9	5.1	1.9	n.d	n.d
0.2	2.7	4.7	2.0	n.d	n.d
<LOQ	2.0	2.7	1.1	n.d	n.d
<LOQ	2.3	2.9	1.4	n.d	<LOQ
0.2	2.9	5.2	2.0	n.d	n.d
0.1	2.4	4.8	1.9	n.d	n.d
<LOQ	1.8	2.4	<LOQ	n.d	n.d
<LOQ	2.0	2.7	1.2	n.d	n.d
0.2	3.4	8.7	2.7	n.d	n.d
n.d	1.1	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
n.d	0.7	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
0.2	3.8	9.6	3.2	n.d	n.d
n.d	0.9	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
0.1	1.4	2.1	<LOQ	n.d	n.d
n.d	1.1	<LOQ	n.d	n.d	<LOQ
0.1	2.3	4.5	1.6	n.d	12.2
0.5	1.6	2.9	1.1	n.d	<LOQ
0.5	1.8	3.6	1.3	n.d	n.d
0.6	2.1	3.0	2.2	n.d	n.d
0.7	2.3	4.5	1.9	n.d	n.d
0.4	0.7	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
0.5	1.5	2.1	<LOQ	n.d	n.d
0.5	1.2	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
0.4	1.0	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d
0.3	2.6	5.6	1.9		
#VÄRDEFEL!	1.9	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
#VÄRDEFEL!	1.6	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
#VÄRDEFEL!	2.8	5.7	2.2		
#VÄRDEFEL!	1.5	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
0.2	1.8	3.0	#VÄRDEFEL!		
#VÄRDEFEL!	1.4	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!		
#VÄRDEFEL!	1.8	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	#VÄRDEFEL!	

33.4	134.4	1065.5	324.8	3.8	55.0
44.3	122.6	1189.3	312.0	4.2	80.2
30.1	52.6	880.9	301.2	3.1	45.1
40.3	157.0	1134.0	399.7	3.9	89.9
39.5	151.3	1376.9	281.3	4.0	50.0
36.8	142.6	1214.3	266.1	4.2	33.8
25.0	202.1	1091.9	236.7	3.4	97.2
28.3	52.2	769.2	257.1	2.3	121.5
29.3	99.4	673.6	211.2	2.3	155.0
37.7	131.5	732.9	252.2	2.6	70.0
40.2	161.6	829.0	306.9	3.9	73.8
37.6	241.8	1001.1	318.3	3.5	65.6
<b>35.2</b>	<b>137.4</b>	<b>996.5</b>	<b>289.0</b>	<b>3.4</b>	<b>78.1</b>

60.2	384.6	1153.7	581.4	5.1	664.7
62.3	324.3	1192.6	467.0	6.3	1022.7
68.5	274.8	1005.2	501.1	4.0	877.2
56.1	329.6	1059.2	798.7	4.7	599.1
58.6	336.6	1363.3	387.8	5.7	461.4
65.3	260.8	1351.5	380.4	5.8	515.9
47.2	384.9	1150.6	341.9	4.0	691.8
44.8	251.3	975.3	355.8	1.4	1812.7
37.3	156.3	475.8	244.5	2.1	958.9
47.8	295.0	809.0	442.2	3.8	1595.7
52.4	244.4	981.7	381.0	5.8	1729.3
55.0	376.3	1056.2	477.5	4.2	1066.2
<b>54.6</b>	<b>301.6</b>	<b>1047.9</b>	<b>446.6</b>	<b>4.4</b>	<b>999.6</b>

0.19	1.23	3.70	1.86	0.02	2.13
0.20	1.06	3.90	1.53	0.02	3.35
0.21	0.85	3.10	1.55	0.01	2.71
0.25	1.50	4.81	3.63	0.02	2.72
0.17	0.96	3.88	1.10	0.02	1.31
0.20	0.78	4.06	1.14	0.02	1.55
0.15	1.23	3.69	1.10	0.01	2.22
0.15	0.83	3.22	1.18	0.00	5.99
0.12	0.52	1.57	0.81	0.01	3.17
0.16	1.01	2.76	1.51	0.01	5.44
0.20	0.93	3.73	1.45	0.02	6.57
0.18	1.24	3.48	1.57	0.01	3.51

0.11	0.43	3.42	1.04	0.01	0.18
------	------	------	------	------	------

0.14	0.40	3.89	1.02	0.01	0.26
0.09	0.16	2.72	0.93	0.01	0.14
0.18	0.71	5.15	1.81	0.02	0.41
0.11	0.43	3.91	0.80	0.01	0.14
0.11	0.43	3.64	0.80	0.01	0.10
0.08	0.65	3.50	0.76	0.01	0.31
0.09	0.17	2.54	0.85	0.01	0.40
0.10	0.33	2.23	0.70	0.01	0.51
0.13	0.45	2.50	0.86	0.01	0.24
0.15	0.61	3.15	1.17	0.01	0.28
0.12	0.80	3.29	1.05	0.01	0.22

	30	31	32	33	34
	Estrone	Estradiol	Etinyloestradiol	Ibuprofen	Perfluorooctanesulfonic acid
	0.1	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.1	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.1	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.1	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.4	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.3	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ
	0.2	n.d	n.d	n.d	<LOQ

#####

0.1

#####

#####

0.2

0.2

#####

#####

8.5	n.d	n.d	n.d	11.6
6.6	n.d	n.d	n.d	9.1
4.7	n.d	n.d	126.4	5.2
17.8	n.d	n.d	n.d	17.3
8.2	n.d	n.d	n.d	9.4
10.8	n.d	n.d	n.d	6.9
9.1	n.d	n.d	n.d	9.9
8.6	n.d	n.d	163.6	13.1
11.9	n.d	n.d	727.6	8.8
6.6	n.d	n.d	218.1	7.4
7.3	n.d	n.d	n.d	12.9
10.8	n.d	n.d	2141.0	16.0
<b>9.3</b>	<b>#DIVISION/0!</b>	<b>#DIVISION/0!</b>	<b>675.3</b>	<b>10.6</b>

58.7	n.d	n.d	162617.9	208.2
58.3	n.d	n.d	79010.2	68.5
47.4	n.d	n.d	112615.0	113.9
42.1	n.d	n.d	137940.4	227.6
42.4	n.d	n.d	166200.3	118.6
52.2	n.d	n.d	155543.0	161.1
36.8	n.d	n.d	96686.2	106.8
36.5	n.d	n.d	112307.0	142.5
48.3	n.d	n.d	25762.6	48.6
39.6	n.d	n.d	152553.0	156.7
58.1	n.d	n.d	141465.8	154.7
49.8	n.d	n.d	205701.6	238.1
<b>47.5</b>	<b>#DIVISION/0!</b>	<b>#DIVISION/0!</b>	<b>129033.6</b>	<b>145.4</b>

0.19			521.31	0.67
0.19			258.51	0.22
0.15			347.75	0.35
0.19			626.16	1.03
0.12			472.55	0.34
0.16			466.76	0.48
0.12			310.03	0.34
0.12			371.15	0.47
0.16			85.21	0.16
0.14			520.10	0.53
0.22			537.63	0.59
0.16			677.03	0.78

0.03				0.04
------	--	--	--	------



0.02		0.03
0.01	0.39	0.02
0.08		0.08
0.02		0.03
0.03		0.02
0.03		0.03
0.03	0.54	0.04
0.04	2.41	0.03
0.02	0.74	0.03
0.03		0.05
0.04	7.05	0.05

Perfluorooctanoic Acid **Total mängd**

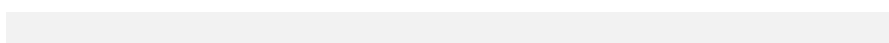
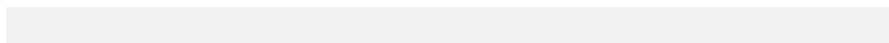
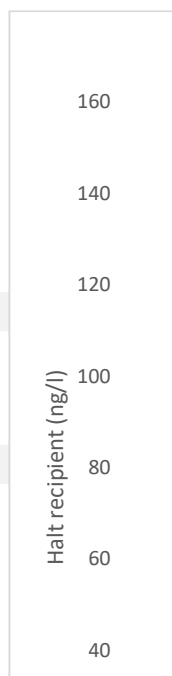
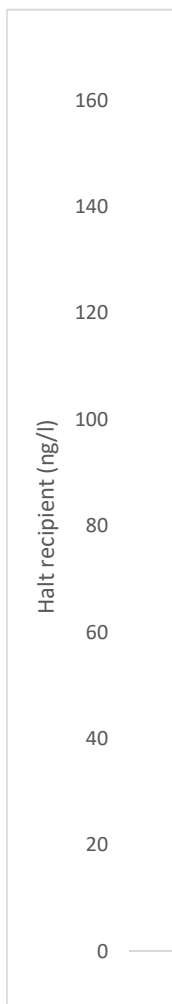
<LOQ	Yta 1
<LOQ	Yta 2
<LOQ	Yta 4:8
<LOQ	Yta 4:11
<LOQ	Botten 1
<LOQ	Botten 2
<LOQ	Botten 4:8
<LOQ	Botten 4:11

<LOQ  
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ

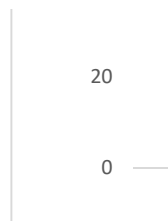
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ

<LOQ  
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ

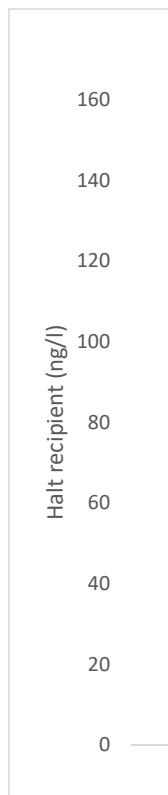
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ  
<LOQ



11.0  
 9.8  
 4.8  
 12.5  
 9.8  
 6.9  
 5.4  
 10.1  
 4.9  
 4.8  
 4.8  
 5.7  
**7.5**

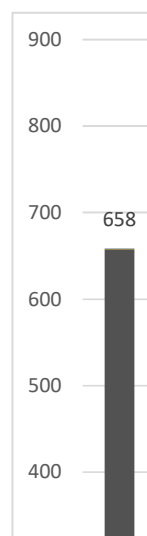


83.4  
 34.8  
 31.1  
 88.0  
 62.7  
 64.1  
 48.3  
 57.4  
 17.7  
 37.4  
 45.7  
 44.6  
**51.3**

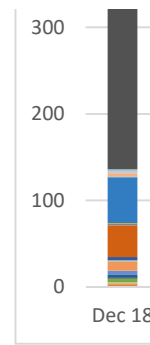


Total mängd/mån (kg)

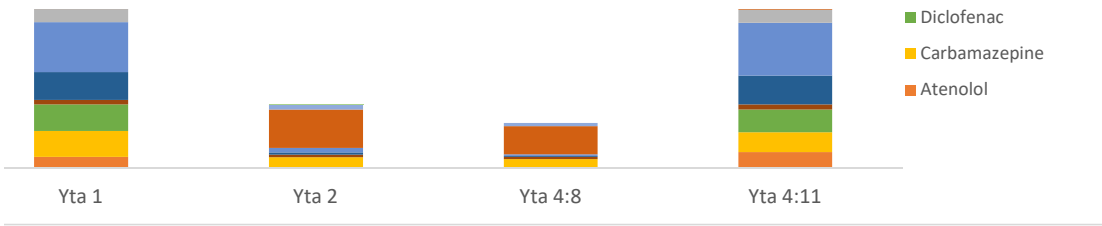
0.27	658 Dec 18
0.11	367 Jan 19
0.10	476 Feb 19
0.40	760 Mar 19
0.18	568 Apr 19
0.19	553 Maj 19
0.15	394 Jun 19
0.19	477 Jul 19
0.06	126 Aug 19
0.13	662 Sep 19
0.17	676 Okt 19
0.15	814 Nov 19
	<b>6532 Summa år (kg)</b>
0.04	54 Dec 18



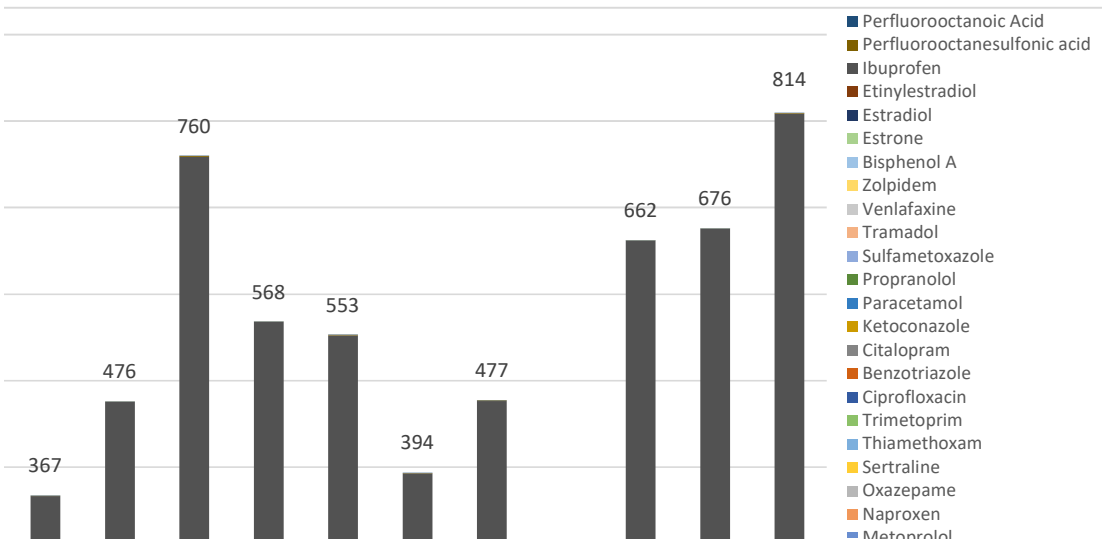
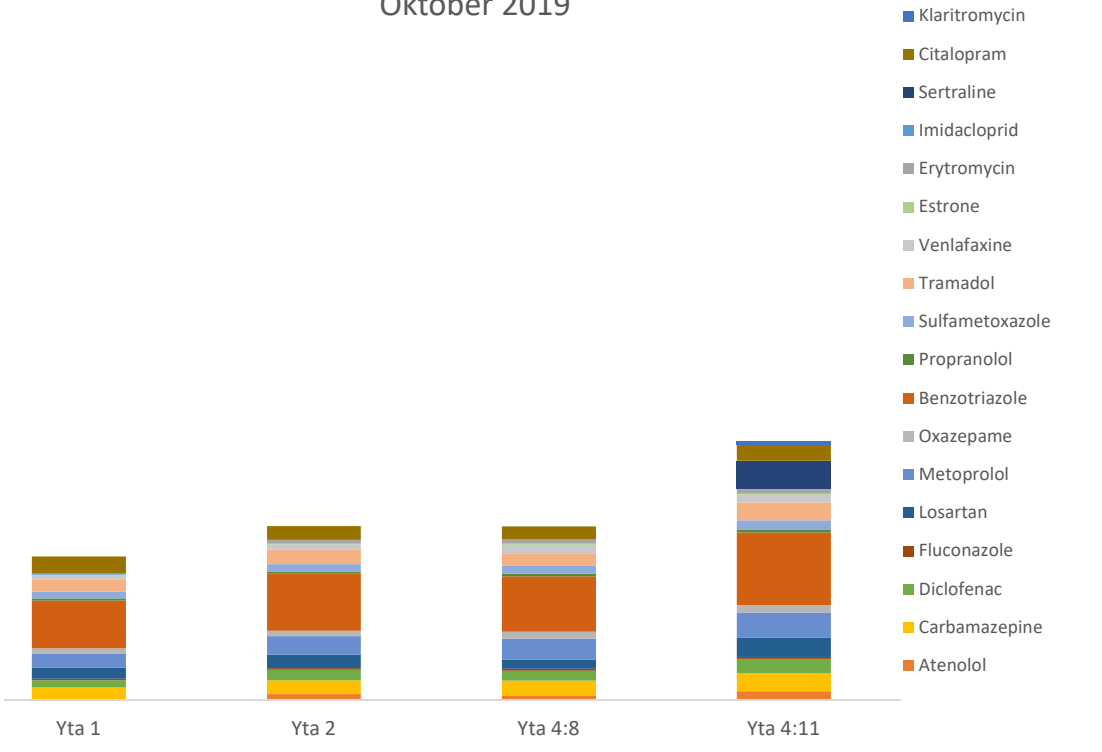
0.03	37 Jan 19
0.01	44 Feb 19
0.06	47 Mar 19
0.03	38 Apr 19
0.02	28 Maj 19
0.02	26 Jun 19
0.03	24 Jul 19
0.02	32 Aug 19
0.02	36 Sep 19
0.02	53 Okt 19
0.02	48 Nov 19
<b>465</b>	<b>Summa år (kg)</b>







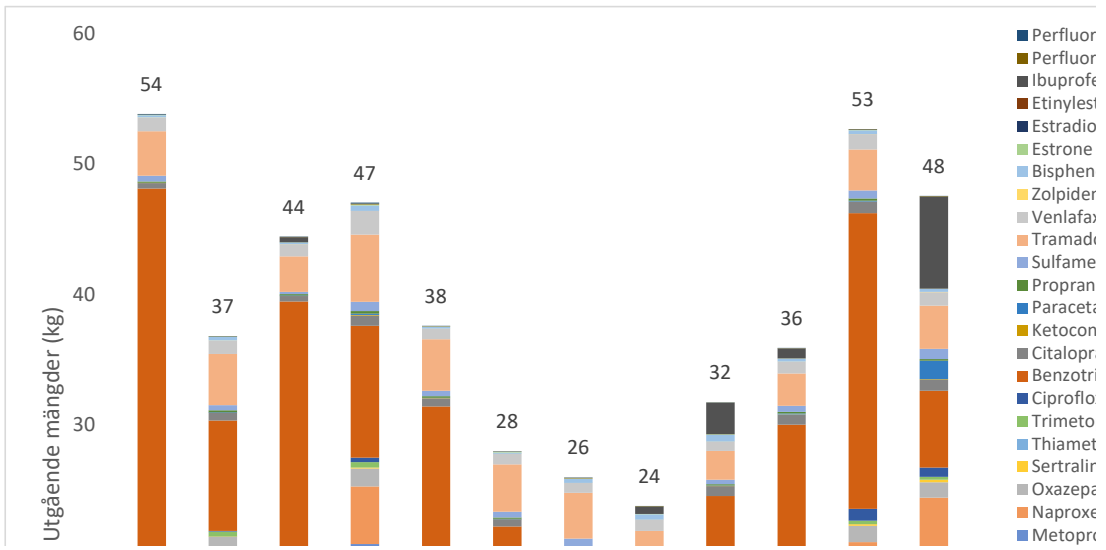
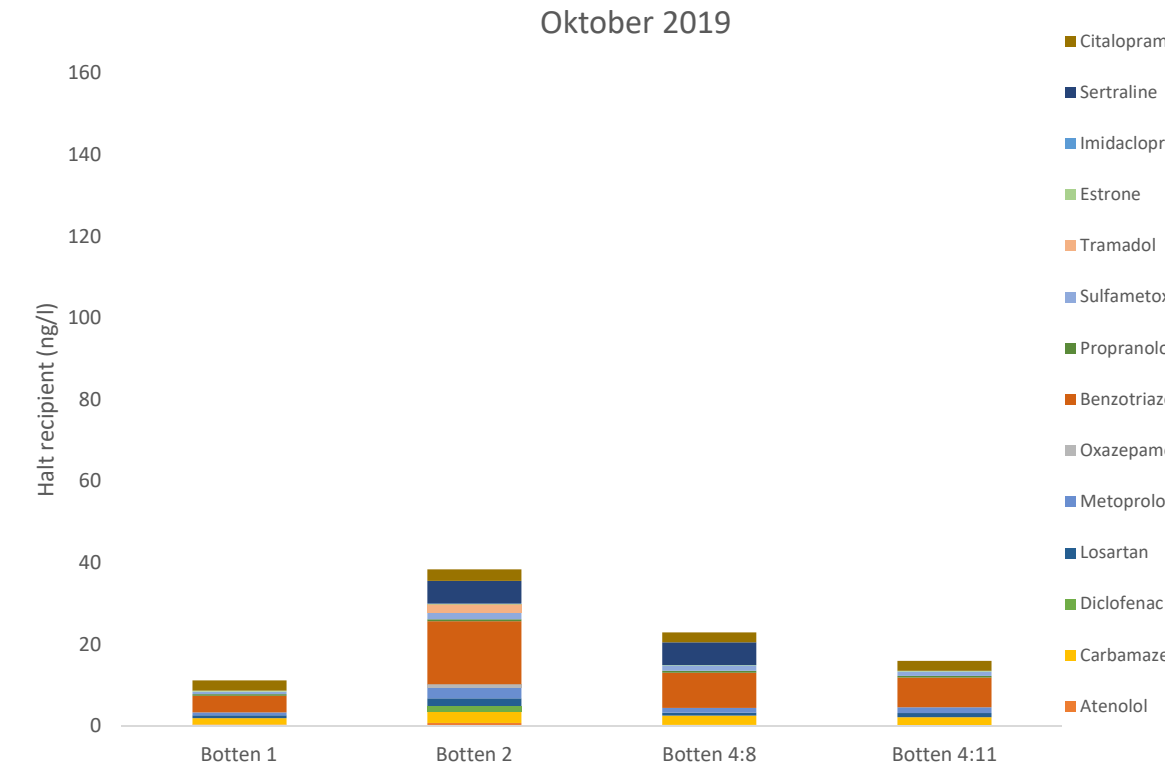
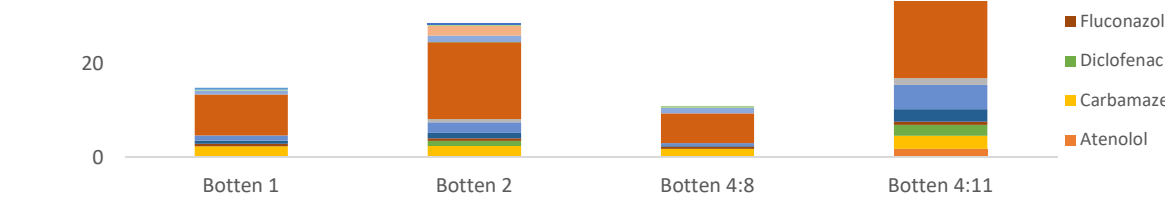
Oktober 2019

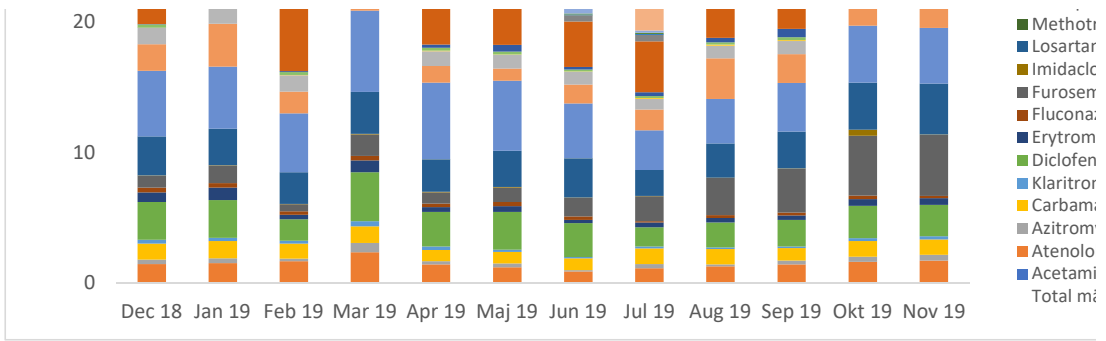












re

xazole

ol

zole

re

ol

le

c

epine

A

r

im

id

in

in

e

xazole

ol

ole

e

ol

le  
:  
epine

g

'id

xazole

ol

ole

e

ol

:

epine

'ooctanoic Acid  
'ooctanesulfonic acid  
en  
tradiol  
ol

iol A  
m  
xine  
ol  
'toxazole  
iolol  
amol  
iazole  
am  
iazole  
xacin  
prim  
thoxam  
re  
ame  
en  
olol

rexate  
n  
oprid  
nide  
zole  
ycin  
tac  
mycin  
azepine  
ycin  
l  
iprid  
ängd

	Diklofenac			Benzotriazole	
	SJL ut	100ggr spädn	Yta 1	Botten 1	SJL ut
Dec 18	909.5	9.1			8814.5
Jan 19	887.3	8.9			2590.7
Feb 19	535.9	5.4			7514.4
Mar 19	830.3	8.3			2221.3
Apr 19	928.2	9.3	3.8	4.1	4631.0
Maj 19	967.5	9.7			1323.6
Jun 19	815.4	8.2	5.8	<LOQ	1079.8
Jul 19	441.6	4.4			1186.3
Aug 19	579.8	5.8			1746.3
Sep 19	596.1	6.0			3101.4
Okt 19	652.3	6.5	1.8	<LOQ	5959.2
Nov 19	729.9	7.3			1792.3
<b>Årsmedel</b>	<b>739.5</b>	<b>7.4</b>	<b>3.8</b>		<b>3496.7</b>

100ggr spädn	Yta 1	Botten 1
88.1		
25.9		
75.1		
22.2		
46.3	16.6	16.95274
13.2		
10.8	93.7	8.73087
11.9		
17.5		
31.0		
59.6	11.9	4.05196
17.9		
<b>35.0</b>	<b>40.7</b>	<b>9.9</b>

## Bilaga 5. Uppmätta halter i Lommabukten

**Tabell B5.** Recipientresultat av de 35 mikroföroreningarna vid tre provtillfällen; april, juni och oktober, inhämtade från fyra provpunkter med yt-och bottenprov, n=8. Resultaten rangordnas och sorteras genomgående i de tre provtillfällena efter parametern högst halt i provet 1 yta, kolumn 1. Vidare presenteras den totala halten av de kvantifierbara ämnena för de åtta provpunkterna samt den relativa detektionsfrekvensen (%). a) april b) juni c) oktober.

a)

April	1 yta	1 botten	2 yta	2 botten	yta 4:8	botten 4:8	yta 4:11	botten 4:11
Bensotriazol	16,6	17,0	16,6	15,6	11,9	12,3	14,5	13,4
Metoprolol	5,7	6,7	6,0	5,8	2,9	2,5	3,6	3,5
Tramadol	5,1	5,2	4,7	4,8	2,7	2,4	2,9	2,7
Karbamazepin	4,3	4,6	4,2	4,0	3,2	3,1	3,3	3,2
Losartan	3,9	3,9	3,4	3,5	1,5	1,3	1,9	1,6
Diklofenak	3,8	4,1	3,7	4,0	1,5	1,7	1,9	2,2
Sulfametoxazol	2,9	2,9	2,7	2,4	2,0	1,8	2,3	2,0
Venlafaxin	1,9	2,0	2,0	1,9	1,1	<LOQ	1,4	1,2
Atenolol	1,7	1,5	1,7	2,0	0,7	n.d	n.d	1,2
Oxazepam	1,5	1,6	1,6	1,5	2,3	0,7	0,9	0,9
Flukonazol	0,9	1,2	1,1	1,1	0,9	1,0	0,9	1,0
Propranolol	0,2	0,2	0,2	0,1	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Östron (E1)	0,1	0,1	0,1	0,1	n.d	n.d	n.d	n.d
Azitromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Citalopram	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Klaritromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Imidakloprid	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOS	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Trimetoprim	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Acetamiprid	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Bisfenol A	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ	n.d
Ciprofloxacin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Erytromycin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
17-beta-östradiol (E2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Furosemid	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ibuprofen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ketokonazol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Metotrexat	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Naproxen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Paracetamol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Sertralin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Thiametoxam	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Zolpidem	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Total halt (ng/L)	48,5	51,0	47,9	46,8	30,7	26,9	33,6	32,9
Rel. det frekvens (%)	57,1	57,1	57,1	57,1	54,3	51,4	54,3	54,3



b)

Juni	1 yta	1 botten	2 yta	2 botten	yta 4:8	botten 4:8	yta 4:11	botten 4:11
Bensotriazol	93,7	8,7	8,3	16,4	6,2	6,4	81,7	33,8
Metoprolol	11,0	1,1	1,0	2,3	0,3	0,4	11,5	5,2
Tramadol	8,7	<LOQ	<LOQ	2,1	<LOQ	<LOQ	9,6	4,5
Losartan	6,1	0,6	0,5	1,2	0,2	0,3	6,4	2,7
Diklofenak	5,8	<LOQ	<LOQ	1,1	n.d	<LOQ	5,0	2,3
Karbamazepin	5,7	2,4	2,3	2,4	1,8	1,8	4,4	2,8
Sulfametoxazol	3,4	0,9	1,1	1,4	0,7	1,1	3,8	2,3
Oxazepam	2,9	<LOQ	<LOQ	0,7	<LOQ	<LOQ	2,9	1,4
Venlafaxin	2,7	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	3,2	1,6
Atenolol	2,3	<LOQ	n.d.	<LOQ	n.d.	n.d	3,4	1,8
Flukonazol	1,0	0,5	0,6	0,6	0,5	0,5	1,1	0,7
Citalopram	0,9	n.d	n.d	<LOQ	<LOQ	n.d	1,2	0,8
Erytromycin	0,7	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,8	0,6
Azitromycin	0,4	n.d	n.d	0,4	n.d	n.d	1,0	<LOQ
Imidakloprid	0,4	n.d	n.d	0,1	n.d	0,1	0,3	0,1
Sertralin	0,4	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0,3	n.d
Propranolol	0,2	n.d	n.d	0,1	n.d	n.d	0,2	0,1
Klaritromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Furosemid	<LOQ	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Naproxen	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	<LOQ	<LOQ
PFOS	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Trimetoprim	<LOQ	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	1,1	n.d
Acetamiprid	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Bisfenol A	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ	n.d	12,2
Ciprofloxacin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	<LOQ	n.d
17-beta-östradiol (E2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Östron (E1)	n.d	0,2	0,2	0,2	n.d	0,4	n.d	0,3
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ibuprofen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ketokonazol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Metotrexat	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Paracetamol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Thiametoxam	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Zolpidem	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Total halt (ng/L)	146,3	14,4	14,0	29,0	9,7	11,0	137,9	73,2
Rel. det frekvens (%)	65,7	48,6	45,7	60,0	40,0	45,7	65,7	62,9

c)

Oktober	1 yta	1 botten	2 yta	2 botten	yta 4:8	botten 4:8	yta 4:11	botten 4:11
Bensotriazol	11,9	4,1	14,2	15,5	13,8	8,6	18,1	7,3
Citalopram	4,2	2,5	3,4	2,8	3,2	2,4	4,0	2,4
Metoprolol	3,6	0,8	4,6	2,6	5,1	1,2	6,2	1,4
Karbamazepin	3,2	1,6	3,4	2,9	3,6	2,3	4,4	2,1
Tramadol	2,9	<LOQ	3,6	2,1	3,0	<LOQ	4,5	<LOQ
Losartan	2,7	0,7	3,3	1,9	2,3	0,7	4,8	1,0
Diklofenak	1,8	<LOQ	2,6	1,3	2,5	<LOQ	3,6	<LOQ
Sulfametoxazol	1,6	0,7	1,8	1,5	2,1	1,2	2,3	1,0
Oxazepam	1,2	<LOQ	1,4	0,9	1,8	<LOQ	1,8	<LOQ
Venlafaxin	1,1	<LOQ	1,3	<LOQ	2,2	<LOQ	1,9	<LOQ
Propranolol	0,5	0,4	0,5	0,5	0,6	0,5	0,7	0,4
Flukonazol	0,4	n.d	0,4	<LOQ	0,5	<LOQ	0,5	<LOQ
Östron (E1)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Imidakloprid	0,2	n.d	0,2	n.d	n.d	n.d	0,1	n.d
Bisfenol A	<LOQ	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Klaritromycin	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Erytromycin	<LOQ	<LOQ	1,0	<LOQ	1,1	<LOQ	1,0	<LOQ
Naproxen	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	n.d	n.d	<LOQ	<LOQ
PFOS	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
PFOA	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Trimetoprim	<LOQ	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	1,1	n.d
Acetamiprid	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Atenolol	n.d	0,3	1,5	0,8	1,1	0,2	2,2	n.d
Azitromycin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ciprofloxacin	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
17-beta-östradiol (E2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
17-alfa-etinylöstradiol (EE2)	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Furosemid	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ibuprofen	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Ketokonazol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Metotrexat	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Paracetamol	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Sertralin	n.d	n.d	n.d	5,5	n.d	5,5	6,8	n.d
Thiametoxam	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Zolpidem	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
Total halt (ng/L)	35,4	11,2	43,4	38,3	43,1	22,9	64,3	15,8
Rel. det frekvens (%)	60,0	51,4	57,1	57,1	51,4	54,3	62,9	28,6

<b>Substans</b>	<b>Sjölunda in medel 2019</b>	<b>Sjölunda ut medel 2019</b>	<b>Sjölunda ut 2050 80% rening</b>
	ng/l	ng/l	ng/l
Acetamiprid	2.85	2.87	0.57
Atenolol	1002	432	86.5
Azitromycin	337	92.9	18.6
Carbamazepine	325	333	66.6
Klaritromycin	109	63.0	12.6
Diclofenak	924	739	148
Erytromycin	83.4	149	29.7
Fluconazole	68.6	80.1	16.0
Furosemide	575	616	123
Imidacloprid	9.64	18.7	3.74
Losartan	959	864	173
Methotrexate	7.56	0.99	0.20
Metoprolol	1542	1378	276
Naproxen	3063	689	138
Oxazepam	290	344	68.9
Sertraline	151	20.6	4.13
Thiamethoxam	173	0.45	0.09
Trimetoprim	117	71.2	14.2
Ciprofloxacin	1154	106	21.3
Benzotriazole	4737	3497	699
Citalopram	1330	185	37.0
Ketoconazole	200	6.52	1.30
Paracetamol	13147	54.2	10.8
Propranolol	54.6	35.2	7.04
Sulfametoxazole	302	137	27.5
Tramadol	1048	997	199
Venlafaxine	447	289	57.8
Zolpidem	4.40	3.42	0.68
Bisphenol A	1000	78.1	15.6
Estrone	47.5	9.26	1.85
Estradiol	n.d.	n.d.	
Etinylestradiol	n.d.	n.d.	
Ibuprofen	129034	675	135
Perfluorooctanesulfonic acid	145	10.6	2.13
Perfluorooctanoic Acid	51.3	7.54	1.51

HVFMS 2013 kustvatten	åmv	PNEC IVL ng/l	PNEC Ågerstrand ng/l	PNEC antibiotikaresi stens ng/l	Risikkvot EC/PNEC utgående halt 2019
		10000	<b>32000</b>		0.01
		100	<b>2500</b>		0.13
			<b>40</b>	250	1.57
	10	50	<b>50</b>		14.8
		103	<b>20</b>	1000	7.44
		1420	<b>156</b>		3.9
		20	<b>2590</b>		0.53
		640	<b>15000</b>		0.05
		1.8	<b>10</b>		34.4
		180	<b>9.4</b>		2.20
		2.9	<b>500</b>	500	0.14
		120	<b>64</b>	64	1.66
		1050	<b>0.075</b>		<b>2470</b>
		300	<b>46000</b>		0.00
		10	<b>228</b>		0.15
		590	<b>118</b>		1.16
			<b>0.04</b>		
			<b>0.016</b>		
		1000	<b>102000</b>		0.01

Risikkvot EC/PNEC recipient, 100 ggr spädning 2019	Risikkvot EC/PNEC 100 ggr spädning 2050	Lommabukten yta 1 medel 2019 ng/l	Lommabukten botten 1 medel 2019 ng/l	
0.00	0.00			
0.00	0.00		4.4	2.9
0.02	0.00			
0.15	0.03		3.8	
0.07	0.01			
			0.8	0.8
0.04	0.01			
			4.2	1.7
0.01	0.00		6.8	7.1
0.00	0.00			
0.34	0.07		1.9	
0.02	0.00			
0.00	0.00			
0.02	0.00			
			40.7	9.9
24.7	4.94		1.9	1
0.00	0.00			
0.00	0.00		0.3	
0.01	0.00		2.6	1.5
			5.6	
			1.9	
0.00	0.00			

Riskkvot EC/PNEC  
Lommabukten yta

25.3 13.3

0.001  
0.022







