

**Förstudie**

# **LÄKEMEDELSRENING VID ULLARED RENINGSVERK**

*Utredning om behov och möjligheter för  
utökad rening av avloppsvatten från  
mikroföroreningar*

**Författare:**

**VIVAB:** Moshe Habagil, Andréas Petersén, Anders Gunnarsson, Sam Svedberg,  
Alexander Keucken

**IVL Svenska Miljöinstitutet:** Christian Baresel, Andriy Malovanyy

## Sammanfattning

I enighet med förordning (2018:495) från Miljö- och Energidepartement har VIVAB fått bidragsstöd från Naturvårdsverket för en utförande av förstudie för läkemedelsrening i Ullareds avloppsreningsverk. Ullareds avloppsreningsverket (ARV) har en särskild sammansättning av inkommande avloppsvatten eftersom den mest betydande belastningen härrör från verksamheter som är knutna till handelsverksamheten vid Gekås och därmed ett större antal av besökarna enbart vistas under kortare tidsperioder inom avrinningsområdet. Dessutom tillhör recipienten (Högvadsån) till ett av regeringens godkända Natura 2000-områden enligt EU:s art och habitatdirektiv vilket utgör en betydelsefull motivering för Naturvårdsverkets beslut om bidrag.

Förstudien utfördes i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet och kan indelas i 3 olika faser. Under den första fasen utfördes kartering av mikroföroreningar med fokus på Läkemedel, antibiotika, hormoner, bakterier och mikroplaster. Karteringen begränsades inte enbart till reningsverket utan utvidgades till reningsverkets primära (Högvadsån) och sekundära (Ätran) recipienter. Vidare utfördes riskanalyser och riskbedömningar baserat på den s.k. EC/PNEC -kvoten i primärrecipienten samt baserat på miljökvalitetsnormer och sekundärrecipienten. I den andra fasen utvärderades och jämfördes olika fristående tekniker och teknikkombinationer utifrån reningsverkets specifika förutsättningar. Under den tredje fasen utfördes pilotstudier med en trumfiltersanläggning som kompletterades med koagulering för att höja avskiljningsgraden, samt med en ozonanläggning som införskaffades från Ozontech.

Flera försök utfördes under pilotstudierna. Koaguleringsförsök utfördes runt trumfiltret för att kunna bestämma den optimala koaguleringsdosen. Tre olika ozoneringstester utfördes för att få fram den verkliga ozoninlösningen vid olika flöden. Ozoneringstesterna utfördes med dricksvattnen, nitritlösning samt med ORP. För att försäkra sig att inga cancerogena bromatprodukter produceras från ozonanläggningen, undersöktes halterna av bromider och bromater in och ut från pilotanläggningarna. Ozoneringens och trumfiltrets effekt på reducering av mikroföroreningar undersöktes med veckoprover i två olika omgångar. Vidare undersöktes ozoneringseffekten på reducering av mikroföroreningar genom en stickprovkampanj vid olika ozondoser. Pilotester med ozonering kunde visa att en effektiv rening (>90%) av många substanser kan uppnås vid väldigt låga ozondoser motsvarande 0,17 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. Förutom Citalopram och Oxazepam har samtliga undersökta substanser enligt den genomförda riskbedömningen en riskkvot under 0,1 i recipienten vilket medför låg risk. Endast Citalopram ligger över en riskkvot motsvarande 1,0.

Förstudien har visat att halter av inkommande vatten till Ullared ARV är högre för många läkemedelssubstanser jämfört med andra svenska anläggningar. Framförallt Gekås köpcentrum står för en signifikant andel av belastningen. Men utifrån genomförda riskbedömningar baserat på den väldigt effektiva avskiljning av mikroplaster i dagens reningsprocess samt recipientens höga spädningseffekt kan det konkluderas att det inte finns behov för extra rening vid Ullared ARV. Däremot rekommenderar projektgruppen att utföra liknande karteringar och recipientundersökningar på VIVAB:s stora verk, Smedjeholmen och Getteröverket inom snar framtid.

## Summary

In accordance with Regulation (2018: 495) from the Ministry of the Environment and Energy, VIVAB has received grants from the Swedish Environmental Protection Agency for conducting a feasibility study for treatment of pharmaceuticals residues in Ullared's sewage treatment plant. The Wastewater Treatment Plant (WWTP) has a special composition of inlet wastewater, as the most significant load rate originates from activities associated with Gekås and thus a larger number of visitors only stay for shorter periods in the catchment area. In addition, the recipient (Högvadsån) is one of the government's approved Natura 2000 areas under the EU's Nature and Habitats Directive.

The study was conducted in collaboration with Swedish Environmental Research Institute and can be divided into three different phases. During the first phase, mapping of micro-contaminants was carried out focusing on pharmaceuticals, antibiotics, hormones, bacteria and microplastics. The mapping was not limited to the wastewater treatment plant only but was extended to the plant's primary (Högvadsån) and secondary (Åtran) recipients. Furthermore, risk assessments were performed based on the so-called EC / PNEC quota in recipients. During the second phase, different stand-alone techniques and combinations of technologies were evaluated and compared, based on the specific conditions of the treatment plant. Throughout the third phase, pilot studies were carried out with a drum filter pilot plant and with an ozone plant purchased from Ozontech. The drum filter plant was supplemented with coagulation, in order to increase the separation rate.

Several trials were carried out during the pilot studies. Coagulation tests were performed in and out from the drum filter to determine the optimum coagulation dose. Three different ozonation tests were performed in order to attain the actual ozone dosage at different water flows. The ozonation tests were performed with drinking water, nitrite solution and with ORP. In order to ensure that no carcinogenic bromate products are produced during ozonation, the concentrations of bromides and bromates in and out of the pilot plants were investigated. The effect of ozonation and drum filter on reducing micro-contaminants was examined based on weekly samples in two separate trials. Furthermore, the ozonation effect on microbial pollution reduction was investigated with a sampling campaign at different ozone doses. Pilot tests with ozonation indicated an effective removal rate (> 90%) of several substances achieved at very low ozone doses of 0,17 mg O<sub>3</sub>/mg DOC. In addition to Citalopram and Oxazepam, all investigated substances had a risk ratio below 0.1 in the recipient.

The study has shown that the levels of incoming water for Ullared WWTP are higher for many pharmaceuticals' substances in comparison to other Swedish WWTPs, whereas Gekås shopping center accounts for a significant proportion of the load rate. Nevertheless, based on the efficient removal of microplastics in the current purification process and the high dilution effect of the recipient, it can be concluded that requirements for extra treatment processes at Ullared WWTP cannot be motivated. Nevertheless, the project team recommends to continue with similar mappings and recipient surveys at VIVAB's large WWTPs, Smedjeholmen and Getteröverket within the nearest future.

## Förkortningar

ARP	Aktiv Returslam Process
ARV	AvloppsReningsVerk
BOD	Biochemical Oxygen Demand
COD	Chemical Oxygen Demand
DOC	Dissolved Organic Carbon
EC	Environmental Concentration
GAK	Granulerat Aktiv Kol
IBC	Intermediate Bulk Container
LOD	Level of Detection
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration
LOQ	Level of Quantification
NO <sub>2</sub> -N	Nitritkväve
NO <sub>3</sub> -N	Nitratkväve
NOEC	No Effect Concentration
ORP	Oxidation Reduktion Potential
PNEC	Predicted No Effect Concentration
PO <sub>4</sub> -P	Ortofosfat
PP	ProvPunkt
SP	StickProver
SS	Suspended Solids
TF	Trumfilter
TOC	Total Organic Carbon
Total-P	Total fosfor
VP	VeckoProver
WWTP	Wastewater treatment plant

## Innehåll

Sammanfattning .....	I
Summary .....	II
Förkortningar .....	III
1 Bakgrund .....	1
1.1 Inledning .....	1
1.2 VIVAB .....	1
1.3 Ullared ARV .....	1
1.4 Recipienten (Högvadsån) .....	3
1.5 Syfte .....	3
2 Metodik och genomförande .....	4
2.1 Fas 1: Kartering av mikroföroreningar, provtagning och analys .....	4
2.2 Fas 2: Val av reningsmetoder .....	7
2.3 Fas 3: Praktiska försök samt utvärdering av kostnader och samhällsnytta med läkemedelsrening .....	7
2.3.1 Pilotanläggningar .....	7
3 Resultat .....	10
3.1 Fas 1. Kartering av mikroföroreningar .....	10
3.2 Fas 2. Val av reningsmetoder .....	14
3.3 Fas 3. Pilotförsök .....	15
3.3.1 Driftoptimering av trumfilteranläggning .....	15
3.3.2 Bromider och Bromater .....	16
3.3.3 Fastställande av ozondosering .....	16
3.3.4 Korrelation mellan inlöst ozon och redoxpotential (ORP) .....	17
3.3.5 Försök med ozonering av rent vatten .....	18
3.3.6 Försök med nitrit .....	19
3.3.7 Dos respons tester .....	20
3.3.8 ORP under veckoprovtagning .....	22
3.3.9 ORP styrning .....	23
3.3.10 Rening av läkemedelsrester med olika ozondoser .....	23
4 Bedömning och diskussioner .....	26
4.1 Bedömning av risker och reningsbehov .....	26
4.2 Bedömning utifrån gränsvärden för statusklassning av recipient .....	29
4.3 Bedömning av sekundärrecipienten .....	30

4.4	Jämförelse av halter mot andra verk .....	30
4.5	Drift av pilotanläggningen .....	33
4.6	Andra aspekter .....	34
4.6.1	Miljöpåverkan och miljövinster .....	34
4.6.2	Hälsoeffekter/Arbetsmiljö .....	34
4.6.3	Tekniska/praktiska hinder .....	35
4.6.4	Kostnader .....	35
5	Slutsatser och rekommendationer .....	36
6	Källförteckning .....	37
7	Bilagor.....	39
7.1	Analyserade mikroföroreningar vid IVL.....	39
7.2	Analysresultat för de olika provtagningstillfällena.....	41

# 1 Bakgrund

## 1.1 Inledning

Dagens reningsverk i Sverige är inte anpassade för rening av mikroföroreningar så som läkemedelsrester och utsläpp av dessa har negativ inverkan för miljön och kan på långt sikt medföra hälsorisker (Baresel, Ek, *et al.*, 2017). Mot bakgrund av detta har behovet för rening av dessa mikro-föroreningar uppmärksamats av regeringen sedan ett antal år tillbaka. På uppdrag av regeringen studerade Naturvårdsverket förutsättningarna för användning av avancerad rening vid avloppsreningsverk med syftet att avskilja läkemedelsrester. Utifrån denna studie bedömer Naturvårdsverket att politiska beslut och engagemang samt minskning av investeringskostnader kan vara viktigt incitament för reningsverken för att införa ett avancerat reningssteg (Naturvårdsverket, 2017).

I enlighet med förordning (2018:495) från Miljö- och Energidepartement om bidrag för rening av avloppsvatten från läkemedelsrester, med syftet att kunna nå miljökvalitetsmålen hav i balans samt levande kust och skärgård, Giftri miljö och levande kust och skärgård, har VIVAB fått bidragsstöd från Naturvårdsverket för utförande av en förstudie för läkemedelsrening på Ullareds Avloppsreningsverk (ARV) (*Regeringskansliet rättsdatabas*, 2018). Bidragsstödet totala summan var 2 214 936 SEK, vilket motsvarar 90 % av den totala projektbudgeten på 2 461 040 SEK.

## 1.2 VIVAB

Vatten & Miljö i Väst AB (VIVAB), bildades 2009 och driver VA- och avfallsverksamheterna i Varberg och Falkenberg. VIVAB ägs gemensamt av Varberg och Falkenbergs kommuner. Anläggningarna och infrastrukturen ägs av respektive kommun genom anläggningsbolagen, Varberg Vatten AB och Falkenbergs Vatten och Renhållnings AB, FAVRAB. Respektive kommun beslutar om sina anläggningar, taxor med mera. Ägardirektiv, policyer samt övergripande mål utgör ramen för VIVAB:s verksamhetsstyrning. På uppdrag av ägarna följer VIVAB den pågående utveckling av innovativa reningsmetoder för läkemedelsrester, mikro-föroreningar och miljöstörande ämnen. Enligt bolagets sammanvägda bedömning, så finns det nuförtiden tekniska lösningar som lämpar sig för läkemedelsavskiljning, men driftserfarenheter av kommersiell tillgängliga tekniker i fullskala är fortfarande begränsade. Dessutom har olika reningsverk olika förutsättningar för införande av läkemedelsrening, bl. a olika processutformningar som passar bättre för en eller annan teknik för borttagning av läkemedelsrester, olika reningseffektivitet avseende reduktion av organiska ämnen och kväve, och olika halter av läkemedelsrester. Även recipient för renat avloppsvatten spelar stor roll i hur hög avskiljning av läkemedelsrester krävs för minimering av miljörisker. Mot denna bakgrund finns det inte en universal metod och universal driftsätt som passar bäst för alla reningsverk.

## 1.3 Ullared ARV

Ullareds ARV invigdes våren 2013. Under tiden som reningsverket varit i drift har det framkommit att belastningen på verket varierar kraftigt, både under dygnet och under året. Belastningen är högst på sommaren

och inför julhandeln under december-månad. Ullareds ARV omfattar ett mekaniskt reningssteg (galler och sandfång), biologiskt reningssteg för reduktion av BOD, kväve och fosfor i s.k. aktiv returslam process (ARP) samt polerande fosforavskiljning genom kemisk fällning. Slutligen släpps renat avloppsvatten till fyra seriekopplade poleringsdammar för polerande rening med efterföljande utsläppspunkt till recipient. Sammansättningen av inkommande avloppsvatten domineras av handelsverksamheterna som är knutna till Gekås, ett stort köpcentrum med kraftig tillväxtpotential som bedöms att resultera i en ytterligare belastningsökning till ARV den närmaste framtiden. Vid en ökning av besökarantalet förväntas även att utsläppen av läkemedelsrester till reningsverket kommer att öka i motsvarande takt. Ett övergripande processchema för Ullared ARV samt relevanta provpunkter framgår av Figur 1 och Figur 2.

Ullareds ARV har en särskild sammansättning av inkommande avloppsvatten eftersom den mest betydande belastningen härrör från verksamheter som är knutna till handelsverksamheten vid Gekås (affärer, restauranger och camping). Eftersom ett större antal av besökarna enbart vistas under kortare tidsperioder inom avrinningsområdet förväntas det ge upphov till en annan sammansättning än vad som förväntas från mer traditionella villaområden. Recipienten till Ullareds ARV är Högvadsån, ett Natura 2000-område klassat som riksintresse av Naturvårdsverket. Hittills har inga kvalificerade recipientundersökningar med avseende på mikroföroreningar och läkemedelsrester utförts. Mot denna bakgrund har Naturvårdsverket beviljat VIVAB bidragsstöd för att utföra en förstudie med avseende på läkemedelsrening vid Ullareds ARV.

Ett investeringsprojekt för ett ytterligare poleringssteg (trumfilter) har påbörjats under 2018 med syftet att minska utsläpp av bland annat närsalter och partikulära föroreningar vid slamflykt. Trumfilteranläggningen planeras vara i drift slutet av 2019. En tillfällig installation av trumfiltret med möjlighet till koagulering med Ecoflock 90 användes som en pilot. Denna anläggning har studerats både som ett enskilt reningssteg samt som en förbehandlingsprocess för efterföljande pilotanläggning baserat på ozonteknik. Trumfilteranläggningen förväntas reducera partikulära föroreningar, vilket skapar gynnsamma förutsättningarna för en effektiv reduktion av läkemedelsrester.

VIVAB har i dagsläge tillstånd att rena upp till 7400 personekvivalenter på Ullareds ARV. Nedan följer dimensioneringsfakta och belastningsdata för år 2018 (Petersén, 2018).

*Tabell 1: Dimensionering av Ullared ARV.*

Dimensionerade belastning	7400 pe
Dimensionerad BOD <sub>7</sub> -belastning	518 kg/dygn
Dygnsmedelflöde torrväder	1 100 - 1 900 m <sup>3</sup> /d
Max torrväderflöde	130 m <sup>3</sup> /h
Max regnbelastning, m <sup>3</sup> /h	200 m <sup>3</sup> /h

*Tabell 2: Faktisk belastning 2018*

Belastning	2 991 pe
BOD <sub>7</sub> belastning	209 kg/dygn
Medelflöde	32 m <sup>3</sup> /h
Medelflöde	779 m <sup>3</sup> /dygn



Tabell 3 visar inkommande flöden till Ullared ARV och recipientens vattenföring under provtagningsveckorna.

Tabell 3: Inkommande flöden till Ullared ARV och recipientens vattenföring under provtagningsveckor

	Ullared ARV				Recipient (Högvadsån)			
	v50	v2	v18	v26	v50	v2	v18	v26
<b>Totalflöde (m<sup>3</sup>/v)</b>	6 294	4 411	5 889	5 310	9 225 792	4 763 232	2 156 544	1 032 480
<b>Medelflöde(m<sup>3</sup>/d)</b>	787	551	736	663	1 153 224	595 404	269 568	129 060
<b>Maxflöde (m<sup>3</sup>/d)</b>	865	650	941	704	1 572 480	691 200	506 304	181 440
<b>Minflöde (m<sup>3</sup>/d)</b>	666	226	646	618	819 072	543 456	135 648	95 904

#### 1.4 Recipienten (Högvadsån)

Recipienten till Ullared ARV, Högvadsån, tillhör ett av regeringens godkända Natura 2000-områden enligt EU:s art och habitatdirektiv. Högvadsån rinner till största delen fram i ett mjukt kuperat jordbrukslandskap omgiven av sumpskogar, fuktiga strandängar och korvsjöar. I Högvadsåns strandområden häckar känsliga fågelarter som är knutna till vattendraget. Följande habitat och art utpekade att vara av stor betydelse för just Högvadsåns Natura 2000-område: flodpärlmussla samt flera fiskarter såsom elritsa, lax, öring, havs-, flod- och bäcknejonöga. Enligt länsstyrelsen värdeomdöme, klassas Högvadsån som länets mest värdefulla vattendrag ur bottenfaunasynpunkt. Dessutom är växt-och djurlivet i området rikt med ett flertal hotade eller sårbara biotoper och arter. Vidare är området viktig för reproduktion av lax och öring vilket innebär att högre halter av läkemedel och mikroföroreningar under längre tid bedöms ge negativa konsekvenser.

En viktig förutsättning för att bibehålla en gynnsam bevarandestatus i detta naturområde är förbättrad vattenkvalité, vilket är ett av bevarandeplanens exempel på åtgärder som kan öka områdets naturvärden. Mot denna bakgrund anser VIVAB att det är av stor betydelse att ytterligare förbättra vattenkvaliteten genom att kraftigt minska utsläppen av mikroföroreningar, så som mikroplaster läkemedelsrester samt andra miljögifter, och partiklar (Norrconsult, 2008; Länsstyrelse, 2013). Val av lämplig reningsmetod för reduktion av läkemedelsrester kommer att baseras på erfarenheter och resultat från förstudieprojektet

#### 1.5 Syfte

Huvudsyftet med förstudieprojektet på Ullareds ARV var att ta fram relevanta reningsmål med avseende på mikroföroreningar utifrån anläggningsspecifika förutsättningar samt relevanta kriterier för val av lämplig reningsteknik.

- Att bedöma dagens rening med avseende på läkemedelsrester samt att utvärdera behovet av en framtida fullskaleanläggning. Omfattande provtagningar och analyser på inkommande avloppsvatten, renat utgående vatten och i slamfasen utfördes.
- Att utvärdera och jämföra olika fristående tekniker och teknikkombinationer utifrån reningsverkets specifika förutsättningar genom praktiska pilotförsök på anläggningsnivå.
- Att tillhandahålla väl underbyggt beslutsunderlag för eventuella framtida investeringsbeslut gällande implementering av läkemedelsrening vid Ullareds ARV

## 2 Metodik och genomförande

Förstudien utfördes under en elva månaders period (december 2018 t.o.m. oktober 2019). För att nå projektets mål på bästa sätt utfördes projektet i tre olika faser enligt följande upplägg:

- **Fas 1:** Omfattande kartering av mikroföroreningar för att få en generell överblick av belastningsnivåer och avskiljningsgrader inom befintlig reningsprocess
- **Fas 2:** Utvärdering av teknikkombinationer genom litteraturstudie i samarbete med IVL och upphandling av pilotanläggning med ozonbehandling
- **Fas 3:** Pilotstudier och samhällsekonomiska konsekvensanalyser samt tillhandahållande av resultatbaserat beslutsunderlag för eventuella framtida investeringsbeslut gällande implementering av läkemedelsrening vid Ullareds ARV

### 2.1 Fas 1: Kartering av mikroföroreningar, provtagning och analys

Under den första projektfasen karterades mikroföroreningarna vid två olika tillfällen i olika provpunkter på reningsverket samt nedströms reningsverket i primär och sekundär recipient. Det första provtagningstillfälle togs i december månad då julhandeln förväntas vara igång vilket medför hög belastning till reningsverket. Den andra provtagningen genomfördes under januari-månad, då förväntas belastningen från Gekås vara betydligt lägre. Dessa provtagningar användes för en preliminär miljöriskbedömning och val av de lämpligaste reningsmetoder utifrån anläggningens specifika förutsättningar. Karteringen kompletterades sedan med resultat av ytterligare två provtagningsserier som genomfördes senare i tid. Provtagningarna spreds ut över hela projektperioden för att på bästa sätt fånga in eventuella variationer av utsläppshalter vid olika årstider i samband med varierande besökarantal på Gekås.

Tabell 4 sammanfattar alla veckoprovtagningsserier som utfördes under projektets gång. I tabellen framgår även provtagningsserierna på reningsverket samt nedströms och uppströms.

Tabell 4: Översikt av veckoprovtagningar under förstudien

START-DATUM	LEDNINGS-NÄTET		ULLAREDS RENINGSVERK					RECIPIENT			
	Gekås	Ullareds-camping	INK	Efter sandfång	Efter biosteget	Efter filter	Efter ozon	UTG	Uppströms	Primär recipient	Sekundär recipient
18-12-11 <sup>#</sup>			VP	SP	VP			VP	VP	VP	VP
19-01-15 <sup>#</sup>			VP	SP	VP			VP	VP	VP	VP
19-04-23 <sup>□</sup>			VP		VP	VP		VP			
19-06-18 <sup>*</sup>	VP	VP	VP		VP	VP	VP	VP			

<sup>#</sup> - Kartering ARV

<sup>□</sup> - Undersökning av filtrets effektivitet, utan koagulanter

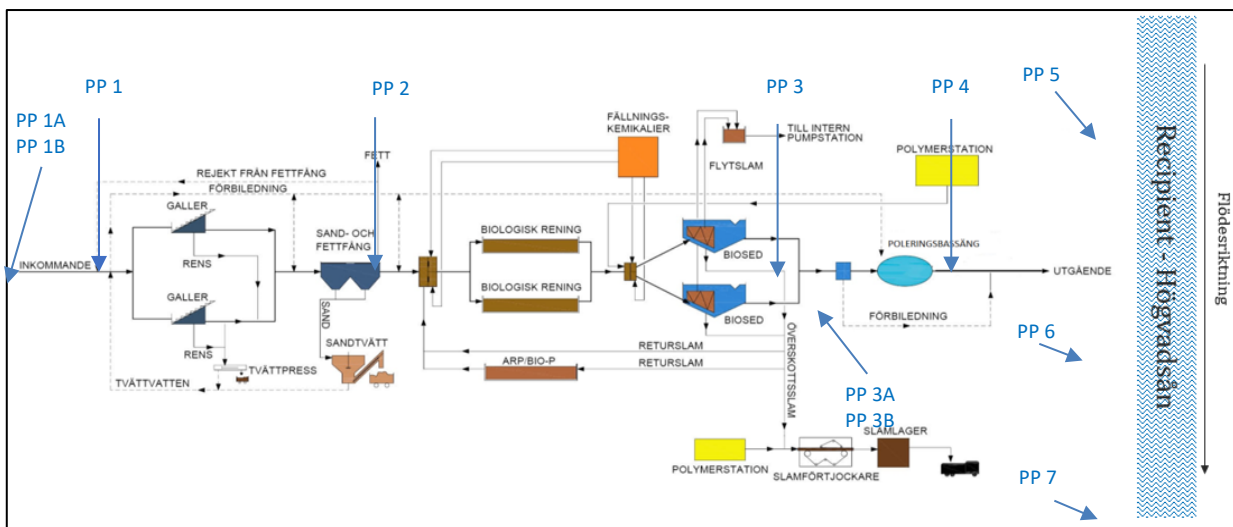
<sup>\*</sup> - Kartering av ledningsnätet, undersökning av trumfiltrets effektivitet med koagulanter samt ozon

VP = Veckoprover

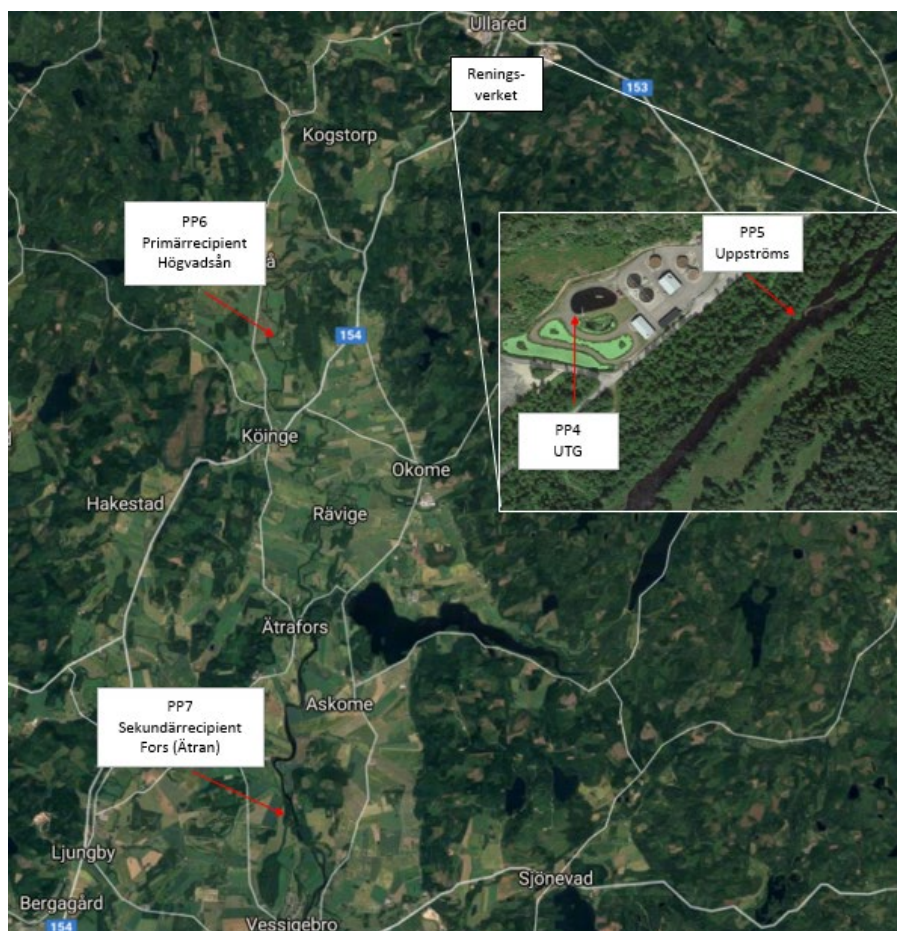
SP = stickprover

Karteringen utfördes med fokus på: läkemedel, antibiotika, hormoner, bakterier och mikroplaster. Bilaga 7.1 redovisar de läkemedel, antibiotika och hormoner som har analyserats av IVL Svenska Miljöinstitutet.

Alla veckoprover togs som samlingsprover från sju åtföljande dagar där varje dygnsprov togs som tidsproportionellt blandningsprov (provvolym: 100 ml var tjugonde minut). Samlingsproverna skickades i slutet av varje provperiod till IVL i Stockholm för analys. Provpunkterna valdes noggrant för att maximalt kunna täcka samtliga processflöden inne på verket och för att kunna bedöma reningsgraden vid reningsverkets samtliga relevanta reningssteg. Dessutom utfördes provtagningar vid den primära och de sekundära recipienterna nedströms verket för att kunna bedöma mikroföroreningarnas påverkan på recipienten (Figur 1, Figur 2).



Figur 1: Processchema samt relevanta provpunkter vid Ullared ARV



Figur 2: Relevanta provtagningspunkter i recipienten

Provtagningspunkterna som användes i projektet och beteckningar i rapporten återges i (Tabell 5).

Tabell 5: Beskrivning av provpunkter

PROVPUNKTER	BESKRIVNING/PLACERING
PP 1	Inkommande ARV
PP 1A	Ledningsnätet, från Gekås
PP 1B	Ledningsnätet, från Gekås camping
PP 2	Efter sandfång
PP 3	Efter den biosteget (in till filteranläggningen)
PP 3A	Ut från filteranläggning
PP 3B	Ut från Ozonanläggning
PP 4	Utgående ARV
PP 5	Uppströms recipient
PP 6	Primär recipient
PP 7	Sekundär recipient

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros m fl. 2006 med två avvikelser (Gros, Petrović and Barceló, 2006). Den första avvikelsen är tillsats av 200 mg EtylenDiamintetraAcetic (EDTA) till vattenprovet för att bryta eventuella interaktioner mellan

analyserna och förekomsten av metalljoner i provet. Den andra metodavvikelsen innebar att elueringen av substanserna från filterbädden utfördes med aceton. Läkemedelsanalyserna utfördes på IVL. De analyserade ämnena redovisas i bilagorna.

Mikroplaster analyserades enligt följande. En liter av varje prov filtrerades genom ett 20 µm filter och det uppsamlade materialet studerades i ett stereomikroskop med 50 gångers förstoring. Alla mikroplastpartiklar räknades och delades in i tre grupper: plastfragment, plastflagor respektive plastfibrer. Dessutom räknades antalet icke-syntetiska fibrer, som t ex bomull.

Koliforma bakterier analyserades enligt SS028167-2, termotoleranta koliforma bakterier enligt SS028167-2 och intestinala Enterokocker enligt SS-EN ISO 7899-2. Bakterierna mäts som antal kolonibildande enheter (colony forming units, cfu) per volymsenhet.

Analyserna av standardparametrar (BOD, COD, SS, DOC, kväve- och fosforfraktioner) har utförts enligt gällande standarder. Bakterieanalys genomfördes av Eurofins. BOD<sub>7</sub>, COD, Kväve- och fosforfraktionerna (Tot-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, Tot-P och PO<sub>4</sub>-P) samt suspenderat material (SS) genomfördes av VIVAB ackrediterat laboratorium. Resterande analyser, NO<sub>2</sub>-N, DOC, O<sub>3</sub> och absorptions utfördes med en spektrofotometer av typen DR 3900.

## **2.2 Fas 2: Val av reningsmetoder**

Denna projektfas omfattade en litteraturstudie i tätt samarbete med IVL. Erfarenheter från försök i pilotskala från Sverige och utomlands utvärderades för att välja de mest lovande teknikkombinationerna. Utifrån screeningsresultaten och anläggningens specifika förutsättningar, valdes pilotstudier baserade på en kombination av en fysikaliska och en oxidativa metoder.

## **2.3 Fas 3: Praktiska försök samt utvärdering av kostnader och samhällsnytta med läkemedelsrening**

### **2.3.1 Pilotanläggningar**

Två pilotanläggningar användes för pilotförsök med syftet att förbättra av läkemedelsreduktion på reningsverket enligt beskrivning i följande kapitel.

#### **2.3.1.1 Trumfilteranläggning**

Trumfilteranläggningen av Nordic Water Dyna Drum (med en kapacitet för att kunna behandla hela utgående vattenflöde från reningsverket) placerades mellan det biologiska reningssteget och poleringsdammen (Figur 3). Eftersom mikrofilter har större porstorlek än konventionella fysikaliska tekniker avsedda för rening av mikro-föroreningar, kompletterades filteranläggningen med dosering av koagulanter för att höja barriärverkan. Dessutom placerades filteranläggningen innan befintlig poleringsdamm vilket kan öka dammens effektivitet för rening av mikro-föroreningar. Anläggningen togs i drift i början av april (vecka 14) och kompletterades med dosering av koagulanter (Ekoflock 90), vecka 17. Filteranläggningens funktion övervakades och utvärderades genom online-mätning av halten suspenderade ämnen i utgående vatten från trumfiltret (online givare: Hach-solita och SC-200 som införskaffades i början av juni). Utgående flöde från filteranläggningen passerade en 1,0 m<sup>3</sup> IBC tank. IBC-tanken användes som provtagningspunkt samt online mätpunkt för suspenderat material för funktionskontroll av filteranläggningen. Vattnet i IBC-tanken användes som matarvatten till ozon-

pilotanläggningen och pumpades kontinuerligt till ozonbehandlingen. Filteranläggningen kördes kontinuerligt under resterande förstudien och ett delflöde på uppemot 1000 l/h pumpades kontinuerligt från IBC tanken till efterföljande ozonanläggningen. Anläggningen är utrustad med backspolning som styrs via analog nivågivare och frekvensomvandlare för bakspolningspumpen för att nå maximal backspolningseffekt, för att säkerställa en optimal filterfunktion och för att minimera energiförbrukningen (Nordic Water, n.d.).



Figur 3: Trumfilterpilotanläggning.

### 2.3.1.2 Ozonanläggning

Ozonanläggningen av typ RENA™ Vivo A2 från Ozontech installerades på Ullared ARV under perioden 25 mars till 2 oktober 2019 (Figur 4). Anläggningen var utrustad med HELS™ elektrodfri ozongenerator, trycksensorer för kontroll av systemoperation, 50 l kontakttank för inlöst ozon samt en Oxidation Reduktion Potential (ORP) elektrod för kontroll av ozonkoncentration i utgående vatten efter en intern kontakttank. Ozonet löstes in i vattenfasen med hjälp av en särskild injektor och gasinjektionsloop. Anläggningen kompletterades med ytterligare 1,0 m<sup>3</sup> IBC tank för att kunna öka den totala kontakttiden. Uppehållstiden i IBC-tanken justerades under samtliga försök till 20 minuter. Ozondoseringen kunde styras antingen i manuellt läge eller i autoläge baserat på online ORP mätvärden.



Figur 4: Pilotanläggning, Ozon.

### 2.3.1.3 Genomförda försök

Förutom veckoprovtagningar för kartering av mikroföroreningar och utvärdering av pilotanläggningarnas effekt på reducering av läkemedelsrester (se Tabell 4) har följande försök utförts vid olika faser under förstudien:

**Dosering av koagulanter:** För att kunna bestämma den lämpligaste doseringen av koagulanter före filteranläggningen undersöktes trumfiltrets effektivitet på avskiljning av suspenderat material med följande doseringar av Ekoflock: 0, 1, 2, 3, 4, 6, och 8 mg/l. Försöken genomfördes under veckorna 19 och 20.

**Dosering av ozon:** Ozoneringsanläggningen saknade sensorer som kunde användas för mätning av ozon som löses upp i vatten. För att kunna mäta den verkliga ozondosen krävs givare för ozonhalt efter ozongeneratoren, gasflödesmätare samt givare av ozonhalt före restozondestruktör. Leverantören av ozoneringsanläggningen rekommenderade att använda en redoxgivare för att övervaka ozondoseringen. Mot bakgrund av detta fick Ozontech i uppdrag att utföra mätningar för bestämmelser av en specifik korrelation mellan ozon och ORP för Ullareds processavloppsvatten. Försöket utfördes vecka 26.

Eftersom förhållanden mellan ORP och löst ozon är specifika för rådande processförhållanden, utfördes ytterligare två försök för utvärdering av den verkliga ozondoseringen efter samråd med IVL och enligt ett testprotokoll framtagen av IVL. Det första och preliminära försöket utfördes med ozonering av rent vatten och det andra försöket utfördes med ozonering av nitritlösning. Dessa försök anses vara värdefulla för andra reningsverk som vill verifiera att ozoneringsanläggning, antingen i pilot eller fullskala, kan tillföra den mängd ozon som den är dimensionerat för och därför tas en beskrivning av dessa med i denna rapport.

Efter att kapaciteten av pilotanläggningen kunde approximeras, har försök med ozonering av utgående avloppsvatten genomförts. För att kunna bestämma den lämpligaste ozondoseringen för veckoprovtagning, undersöktes ozonets effektivitet för reducering av läkemedelsrester med hjälp av stickprover vid följande faktiska ozondoseringar utifrån resultat från försöket som utfördes med ozonering av ren nitritlösning: 3,16, 6,33, 9,50, 14,24 och 19,00 mg/l. DOC-halten i det behandlade vattnet låg i genomsnitt vid 18 mg/l.

**Bromider och bromater:** Bromid och bromathalter har analyserats på inkommande vatten till ozonanläggningen, på utgående renat avloppsvatten från reningsverket samt efter ozonering av avloppsvatten vid följande uppskattade ozondoseringar utifrån resultat från ozoneringsförsök med dricksvatten: 2, 6 och 12 mg O<sub>3</sub>/l. Dessutom analyserades bromidhalterna i anslutning till trumfiltret för att undersöka filtrets inverkan på reducering av bromider.

**Ozonprestanda:** För att bedöma pilotanläggningens prestanda under en längre tidsperiod samt korrelation mellan en bestämd ORP och reduktion av läkemedelsrester utfördes långtidsförsök mellan veckor 37 och 39. Under dessa veckor kördes pilotanläggningen på autoläge baserad på ett ORP-börvärde och stickprover togs vid olika veckodagar vecka 35, 36 och 37 som sedan skickades till IVL för läkemedelsanalyser. Pilotanläggningen kördes med ett konstant vattenflöde på 650 l/tim och insamlade prover analyserades också på andra parametrar som restozon, DOC och absorbans.

## 3 Resultat

### 3.1 Fas 1. Kartering av mikroföroreningar

Tabell 6 visar resultat för de fyra provomgångarna vad gäller inkommande och utgående halter av de mest vanliga parametrarna för avloppsreningsverk. Som värden indikerar uppnås en effektiv rening av föroreningarna vid alla tre mättillfällen. Belastningen in till reningsverket ökar i stort sett med varje mättillfälle och är omkring 20% högre vid sista provtagning v26, 2019 jämfört med första provtagning v 50, 2018. Vid samtliga mättillfällen behandlades allt flöde till reningsverket i det biologiska steget.

Tabell 6: Analysresultat för vanliga parametrar för de tre relevanta provomgångar.

Parameter	v50		v2		v18		v26	
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT
Susp mg/l	240	6,2	270	3,6	170	6,4	350	7,0
Tot-P mg/l	4,8	0,4	5,1	0,2	5,5	0,4	9,8	0,4
BOD7 mg/l	280	7	310	4,0	220	8	400	4,0
Tot-N mg/l	32	3,6	31	4,4	33	5,9	62	5,1
NH4-N mg/l	22	1	21	2,0	25	2	52	2
TOC mg/l	140	14	140	8,0	120	19	220	17
Flöde m <sup>3</sup> /d	570		599		646		693	

Tabell 7 visar analysresultaten för analyserade hormoner, läkemedelsrester och antibiotika för inkommande och utgående avloppsvatten för de fyra provomgångarna inkl. medelvärde och medelreduktionsgraden. Halter under detektionsgräns anges i rött med den faktiska detektionsgränsen (LOD), medan resultat under kvantifieringsgräns anges som halva kvantifieringsgräns (LOQ/2). Faktiska halter kan således vara lägre och reduktionsgraden högre än redovisat i tabellen.

En väldigt bra reningseffektivitet för hormoner kunde påvisas (mellan 74 % och 96 %) och utgående halter ligger förutom vid första provtagning under LOD eller LOQ. Medelvärdet för de fyra provtagningarna visar att reningseffektiviteten för läkemedelsrester varierar kraftigt. Endast för Ibuprofen, Naproxen, Paracetamol och Simvastatin uppnås en väldigt hög reduktion (> 80%). Bortsett från Atenolol, Ketoprofen och Ranitidine, ligger medel för reningseffektiviteten av resterande läkemedel under 40% och för flera substanser kan en negativ reduktion konstateras. Av de analyserade antibiotika renas Ciprofloxacin, Sulfamethoxazole och Tetracycline effektivt bort i befintlig reningsprocess (85 - 89 % reduktion). Resterande antibiotika uppvisar en låg reduktion eller negativ reduktion med befintlig reningsprocess.

För en del substanser konstateras en viss variation mellan provomgångarna. Nedan (under avsnitt 7.2) redovisas samtliga analysresultaten inklusive de två provpunkterna efter sandfånget och inloppet till dammen. Det kan konstateras att den största reningseffekten uppnås i det biologiska steget även om en viss variation mellan olika substanser och provtagningstillfällen kunde konstateras.



Tabell 7: Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten för de fyra provtillfällena.

Substans (ng/l)	v50		v2		v18		v26		Medel		Rening %
	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	IN	UT	
<b>Hormoner</b>											
Östron (E1)	200	12	24	0,5	8,4	1,5	14	1	61,6	3,8	>94%
Östradiol (E2)	45	0,6	10	0,5	3,5	0,5	10	1	17,1	0,7	>96%
Etinylöstradiol (EE2)	8,3	1,5	2,5	0,5	1	0,5	1,5	1	3,3	0,9	>74%
<b>Läkemedelsrester</b>											
Amlodipine	74	19	160	120	93	30	60	230	96,8	99,8	-3%
Atenolol	3400	1600	1000	540	1800	780	1900	440	2025	840	59%
Bisoprolol	230	200	250	290	350	350	250	300	270	285	-6%
Carbamazepine	370	380	600	700	490	640	400	500	465	555	-19%
Citalopram	470	460	290	590	780	770	670	590	552,5	602,5	-9%
Diclofenac	1200	1100	1300	1300	1600	4100	1000	1000	1275	1875	-47%
Fluoxetine	16	20	7,5	27	27	14	60	60	27,6	30,3	-10%
Furosemide	2100	1400	5100	3000	4900	6900	5300	1900	4350	3300	24%
Hydrochlorothiazide	2100	2400	2200	2100	3600	6900	3100	2600	2750	3500	-27%
Ibuprofen	18 000	390	5800	62	15 000	9900	19 000	120	14 450	2618	82%
Ketoprofen	1200	370	1000	210	1200	240	700	75	1025	223,8	78%
Metoprolol	1800	1800	1600	1700	2600	2700	3000	2900	2250	2275	-1%
Naproxen	13 000	630	9600	360	15 000	6800	19 000	80	14 150	1967,5	86%
Oxazepam	400	500	2700	3100	3800	3700	4500	4500	2850	2950	-4%
Paracetamol	3600	61	7,5	7,5	17	49	50	85	918,6	50,6	94%
Propranolol	130	150	34	120	160	170	130	35	113,5	118,8	-5%
Ramipril	15	15	50	50	20	56	80	80			
Ranitidine	570	210	220	150	360	120	450	35	400	128,8	68%
Risperidone	1,67	1,67	15	15	3	3	80	80			
Sertraline	56	32	30	100	260	66	40	65	96,5	65,8	32%
Simvastatin	1000	5	450	5	350	20	880	95	670	31,3	>95%
Terbutaline	94	63	7,5	19	19	20	70	70	47,6	43	10%
Warfarin	13	5,3	5	5	21	29	120	120			
<b>Antibiotika</b>											
Benzylpenicillin					1,5	1,5	115	115			
Ciprofloxacin	840	85	14,1	7,5	150	37	85	3	272,3	33,1	88%
Clarithromycin	13	18	1,7	5,4	300	280	73	91	96,9	98,6	-2%
Clindamycin	8,2	30	1,7	14,5	3,8	110	1	21	3,7	43,9	-1098%
Doxycycline	51	15	115	115	420	60	75	75	165,3	66,3	60%
Erythromycin	30	31	16,1	24	67	100	190	230	75,8	96,3	-27%
Fusidic acid	2,5	2,5	9	9	7,5	7,5	30	30			
Linezolid	2,5	2,5	1,7	1,7	5,0	5	7,5	7,5			
Metronidazole		5,3	1,7	1,7	7,5	26	4,5	4,5	4,6	9,4	-106%
Moxifloxacin	11	11	6	6	12,5	12,5	12,5	12,5			
Norfloxacin	220	22,5	10,0	10,0	22,5	22,5	60	60	78,1	28,8	63%
Rifampicin	340	16	110,0	3,0	7,5	7,5	90	90	136,9	29,1	79%
Sulfamethoxazole	100	15	36,7	11,1	470	79	830	60	359,2	41,3	89%
Tetracycline	50	200	450	65	4500	820	2100	370	2350	363,8	85%
Trimetoprim	10	13	8,2	9,5	62	220	22	35	25,5	69,4	-172%
Renings effektivitet			>80%	>40%	<40%						

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification, i.e. smallest amount of analyte can be measured with reasonable accuracy)

XX - < LOD (Level of Detection, i.e. minimum detectable concentration)

Tabell 8 visar att under karteringsfasen (provomgång v50 2018 och v2 2019), hamnar halterna av de flesta hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i den primära och den sekundära recipienter under LOD eller LOQ. Endast för Östron, Ibuprofen och Hydrochlorothiazide noterades i den första provomgången detekterbara halter.

Men även dessa halter ligger signifikant lägre än i det renade avloppsvattnet (utgående vatten från reningsverket).

Tabell 8: Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i recipienten för provomgångarna.

Substans (ng/l)	v50			v2		
	Recipient uppströms	Recipient utlopp	Sekundär-recipient	Recipient uppströms	Recipient utlopp	Sekundär-recipient
<b>Hormoner</b>						
Östron (E1)	3,2	3,3	3,1	0,5	0,5	0,5
Östradiol (E2)	2	2	2	0,5	0,5	0,5
Etinylöstradiol (EE2)	1,5	1,5	1,5	0,5	0,5	0,5
<b>Läkemedelsrester</b>						
Amlodipine	10	10	10	30	30	30
Atenolol	2,5	2,5	2,5	7,5	7,5	7,5
Bisoprolol	5	5	5	1,5	1,5	1,5
Carbamazepine	5	5	5	50	50	50
Citalopram	5	5	5	15	15	15
Diclofenac	2,5	2,5	2,5	30	30	30
Fluoxetine	2,5	2,5	2,5	7,5	7,5	7,5
Furosemide	1,67	1,67	1,67	50	50	50
Hydrochlorothiazide	1,67	5,5	4,4	15	15	15
Ibuprofen	18	21	26	25	25	25
Ketoprofen	5	5	5	90	90	90
Metoprolol	5	5	5	10	10	10
Naproxen	2,5	12	2,5	25	25	25
Oxazepam	5	5	5	75	75	75
Paracetamol	5	5	5	7,5	7,5	7,5
Propranolol	1,67	1,67	1,67	1,5	1,5	1,5
Ramipril	15	15	15	50	50	50
Ranitidine	5	5	5	5	5	5
Risperidone	1,67	1,67	1,67	15	15	15
Sertraline	1,67	1,67	1,67	1,5	1,5	1,5
Simvastatin	5	5	5	5	5	5
Terbutaline	2,5	2,5	2,5	7,5	7,5	7,5
Warfarin	1,67	1,67	1,67	5	5	5
<b>Antibiotika</b>						
Benzylpenicillin						
Ciprofloxacin	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
Clarithromycin	5	5	5	1,7	1,7	1,7
Clindamycin	2,5	2,5	2,5	1,7	1,7	1,7
Doxycycline	15	15	15	115	115	115
Erythromycin	5	5	5	5,1	1,7	1,7
Fusidic acid	2,5	2,5	2,5	9	9	9
Linezolid	2,5	2,5	2,5	1,7	1,7	1,7
Metronidazole	11	11	11	1,7	1,7	1,7
Moxifloxacin	2	2	2	6	6	6
Norfloxacin	22,5	22,5	22,5	10	10	10
Rifampicin	7,5	7,5	7,5	3	3	3
Sulfamethoxazole	1,9	1,9	1,9	1,7	1,7	1,7
Tetracycline	75	75	75	65	65	65
Trimetoprim	1,5	1,5	1,5	3	3	3

XX - < LOQ/2

XX - < LOD

Analysresultaten för karteringen av mikroplaster för de första två provtagningsomgångar visas i Tabell 9. En väldig effektiv avskiljning av mikroplaster från vattenfasen och överföring till slamfasen kan konstateras i

befintlig reningsprocess. Det observerades en kraftig ökning av dessa halter mellan PP1 och PP2 vilket tyder på att det sker en interncirkulering av mikroplaster antingen från slamrejekt, polymer, tvättvatten, eller externt slam. Ytterligare utredningar eller analyser på dessa delströmmar har emellertid inte genomförts inom ramen för detta projekt vilket innebär att ursprunget till den interna cirkulationen inte kan fastställas.

Tabell 9: Halter för mikroplaster vid fyra provpunkter i reningsverket (provomgång 1 och 2; v50 2018 och v2 2019).

Mikroplaster (summerat) antal/m <sup>3</sup>	PP1 ARV IN	PP2 Sandfång UT	PP3 Biologi UT	PP4 Damm UT	Rening ARV %
<b>Provtagning v50 2018</b>					
>300 µm	38 260	157 300	0	550	98,6%
>100 µm	43 480	61 800	1 330	550	98,7%
>50 µm	34 780	52 000	560	450	98,7%
<b>Provtagning v2 2019</b>					
>300 µm	12 000	6 000	0	0	100,0%
>100 µm	14 000	28 000	500	600	95,7%
>50 µm	36 000	54 000	0	200	99,4%

Tabell 10 visar reduktionsgrader av mikroplaster i det sista provtagningen som utfördes v26. Vid denna provtagning ingick även strategiska uppströmsprovpunkter på ledningsnätet (Gekås och campingplatsen). Detta för att kunna identifiera om halterna i dessa punkter skiljer sig avsevärt från halterna in till reningsverket och därmed bidrar till ovanligt höga halter av mikroplaster. Utifrån resultaten kan man tydligt konstatera att dessa punkter inte är signifikanta punktkällor för mikroplaster och skiljer sig inte från resten av samhället. Halterna in till reningsverket (PP1) ligger på samma nivå som vid campingen och Gekås (PP1A och PP1B). Endast minimala skillnaderna som ligger inom felmarginalerna kunde observeras.

Tabell 10: Halter för mikroplaster vid samtliga provpunkter för provtagningen v26.

Mikroplaster (summerat) antal/m <sup>3</sup>	PP1A Gekås	PP1B Camping	PP1 ARV IN	PP3 Biologi UT	PP3A TF UT	PP3B O <sub>3</sub> UT	PP4 Damm UT	Rening ARV %
>300 µm	26 000	24 000	30 000	0	1 081	400	0	100,0%
>100 µm	38 000	28 000	46 000	1 333	3 243	300	238	99,5%
>50 µm	112 000	148 000	102 000	2 333	2 703	1 300	714	99,3%

I likhet med tidigare prover (Tabell 9) observerades en effektiv reduktion av mikroplaster över reningsverket framför allt i den biologiska reningen (mellan 97 % reduktion för partiklar som är > 300 µm och 100 % reduktion för partiklar som är > 100 µm och < 300 µm). Provresultaten från pilotanläggningarna (trumfilter och ozonbehandling) visar på en ökning av mikroplaster i trumfiltret, men en minskning efter ozoneringen. Mikroplaster är extrem svåra att analysera för sin vikt vilket innebär att även om antal makroplastpartiklar ökar över trumfiltret kan den totala massan av partiklar fortfarande minska. Denna information är dock tyvärr inte tillgängligt eftersom analyser utfördes endast på halter. Analyserna visade också på ett större antal färgade plastartiklar (redovisas inte i tabellen) endast i proverna PP3A och PP3B vilket tyder på en kontaminering av proverna. Vad som orsakade kontamineringen är oklart men kan möjligen förklaras med att en provisorisk pilotuppsättningen kan bestå av komponenter som riskerar att tillföra plastartiklar under drift.

Sammanfattningsvis kan det tveklöst fastställas att det sker en väldigt bra reduktion av mikroplaster i befintligt reningsverk och införande av polerande rening genom filtrering och ozonering ökar inte ringsgraden av mikroplaster. Vissa analysresultat är svårt att tolka, vilket kan bero på kontaminering av prover.

Tabell 11 visar resultaten för bakterieanalyserna för utgående vatten (PP4) och recipientprovet nedströms utloppet (PP6). Tyvärr har antal bakterier inte kunnat kvantifieras i PP4 för de flesta fallen eftersom antalet var högre än övre gräns av analysmetoden. Därmed är det också omöjligt att bedöma om bakteriehalterna i utgående vatten är mycket högre än rapporteringsgränsen eller ej. En förväntad utspädning i recipienten till lägre halter kan påvisas tydligt för samtliga parametrar förutom för Aktinomyceter och mögelsvampar. Halterna av Aktinomyceter är minst 9 gånger högre i recipienten än vid utloppet från reningsverket för båda provtillfällena medan halterna av mögelsvamparna var högre i recipienten än vid utloppet från reningsverket endast vid första provtagningstillfället.

Tabell 11: Analysresultat för bakterier för samtliga provomgångar.

Bakterier	v50		v2	
	PP4 Damm UT	PP6 Recipient utlopp	PP4 Damm UT	PP6 Recipient utlopp
Aktinomyceter (cfu/100 ml)	< 1	9	<1	26
Escherichia coli (cfu/100 ml)	> 80	> 20	>100	16
Intestinala enterokocker (cfu/100 ml)	> 100	> 16	>100	12
Jästsamp (cfu/100 ml)	> 1000	380	860	360
Koliforma bakterier 35°C (cfu/100 ml)	> 100	> 100	>100	80
Långsamväxande bakterier (cfu/ ml)	> 5000	1280	>5000	920
Mögelsvamp (cfu/100 ml)	70	200	490	280
Odlingsbara mikroorganismer 22°C (cfu/ml)	> 5000	880	>5000	790
Presumptiva Clostridium perfringens (cfu/ml)	> 100	20	>100	8

### 3.2 Fas 2. Val av reningsmetoder

Utifrån screeningsresultaten och anläggningens specifika förutsättningar valdes pilotstudier som kombinerar både en fysikalisk och en oxidativ reningsteknik. Eftersom VIVAB planerar att införskaffa mikrofilter i framtiden, för polering av utgående vatten och avskiljning av partikelbundna substanser. Mot bakgrund av detta införskaffades en testanläggning för trumfilter av typ Nordic Water Dyna Drum med en porstorlek motsvarande 10 mikrometer för pilotförsök. Trumfiltret kompletterades med dosering av koagulanter samt online mätning av suspenderat material. Mikrofiltret kombinerades med efterföljande konventionell ozonanläggning som hyrdes av Ozontech och kompletterades med en extern IBC-tank för att öka kontakttiden.

Först utförde VIVAB en egen kritisk granskning av befintliga tekniker med hjälp av följande studier: (Rivera-Utrilla *et al.*, 2013; Baresel *et al.*, 2014; Baresel, Magnér, *et al.*, 2017; Daoud *et al.*, 2017). Utifrån resultat och literturstudier valdes att vidare undersöka användning av extra filtrering i kombination med aktiv kol eller ozonering, alternativt att använda en kombination av både. Men efter ytterligare en fördjupad granskningsgenomgång som utfördes med hjälp av IVL valdes att utföra pilotstudier med en kombination av trumfilter och ozonering med följande motiveringar:

- Ger möjlighet att undersöka effekt av ett filter som en separat rening. Filtret är likvärdig med det filter som är planerad att installeras i fullskala i efterhand.
- Ozonering bedömdes som lämplig då den existerande dammen kan fungera som efterpolering till ozoneringen och därmed minskar risken för skadliga produkter och miljöpåverkan samt minskar avsevärt förväntade investeringskostnader.

- Kombinationen O<sub>3</sub> & GAK är inte relevant då det inte skulle kunna motiveras rent ekonomiskt och miljömässigt, baserat på recipientbedömningen och utifrån karteringsresultat.
- Screeningen visade på bra reduktion av mikroföroreningar. Därmed är behovet av rening från läkemedelsrester generellt lägre än för andra reningsverk. GAK rekommenderas framförallt när man behöver uppnå en betydlig effektivare rening än vad som krävs utifrån karteringsresultaten och recipientundersökningen med avseende på mikroföroreningar.
- Ozonering bedöms vara enklare att styra efter aktuellt flöde och föroreningsbelastning. GAK filter passar bra vid någorlunda stabila flöden. Eftersom en stor del av belastningen kommer från Gekås och är säsongberoende så varierar även avloppsflödet. Även under perioder med lågt flöde skulle alla GAK-filter behövas vara i drift för att undvika påväxt och igensättningar, vilket kan inte motiveras för Ullared ARV.

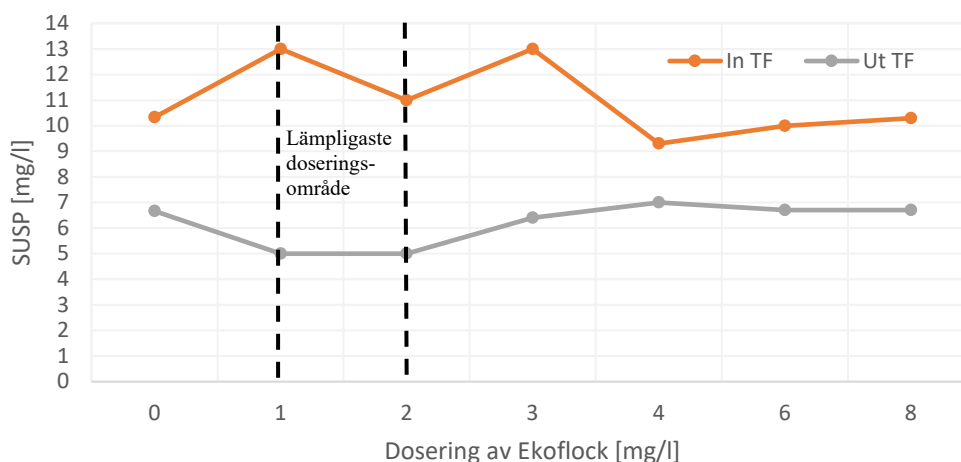
### 3.3 Fas 3. Pilotförsök

#### 3.3.1 Driftoptimering av trumfilteranläggning

Som nämns tidigare undersöktes den lämpligaste dosering av Ekoflock med fokus på avskiljning av suspenderat material. Stickprover på suspenderat material togs före och efter trumfiltret. Analysresultaten sammanfattas nedan i Tabell 12.

Tabell 12: Dosering av Ekoflock vid trumfilter pilotanläggning

Dosering	In till TF	Ut från TF
Ekoflock [mg/l]	SUSP [mg/l]	SUSP [mg/l]
0	10,3	6,7
1	13,0	5,0
2	11,0	5,0
3	13,0	6,4
4	9,3	7,0
6	10,0	6,7
8	10,3	6,7



Figur 5: Undersökningen av lämplig dosering av koagulanter.

Av Figur 5 framgår den lämpligaste doseringsnivån av Ekoflock. Testkörningar resulterade i lägst halt suspenderat material på utgående vatten från trumfilteranläggningen (5 mg/l) vid doseringshalter mellan 1,0 och 2,0 mg/l. Därför valdes ekoflockdosering av 2,0 mg/l för vidare undersökning av rening av mikroföroreningar under resten av förstudieperioden. För att kontrollera och garantera en optimal funktion av trumfiltret uppgraderades anläggningen med online mätning av suspenderat material (mätpunkt: utgående vatten från trumfilteranläggningen).

### 3.3.2 Bromider och Bromater

Bromid och bromathalterna undersöktes för att försäkra sig att inga kancerogena bromatprodukter produceras från ozonanläggningen (Sehlén *et al.*, 2018). Således undersöktes bromid och bromathalterna i inkommande och utgående vatten från ozonanläggningen vid tre olika ozondoseringar (3,16, 9,5 och 19,0 mg/l). Bromidhalterna in till ozonanläggningen och bromathalterna efter ozonering är mest signifikativa i detta försök p.g.a. den övervägande risken för omvandling av bromider till bromater vid reaktion med ozon. Analysresultaten sammanfattas i nedanstående tabell (Tabell 13).

Vidare undersöktes bromider in och ut från filteranläggningen. Dessa undersökningar genomfördes både med och utan koagulering för att kunna bedöma om dosering av koagulanter ökar avskiljningsgraden av bromider och därmed minskar riskerna av kancerogena biprodukter efter ozoneringen.

Tabell 13: Bromid- och bromathalter runt pilotanläggningen.

<b>Undersökning av bromidhalter runt filteranläggning (mg/l)</b>			
Utan koagulanter		Med koagulanter	
Bromider in	Bromider ut	Bromider in	Bromider ut
0,25	0,24	0,26	0,23
<b>Undersökning av bromid och bromater runt ozonanläggning</b>			
Bromidhalt in till ozoneringssteget: 0,3 mg/l			
Bromathalt in till ozoneringssteget: <0,2 mg/l			
Ozon dosering mg/l	Bromider ut mg/l	Bromater ut mg/l	
3,16	0,32	<0,20	
9,50	0,31	<0,20	
19,0	0,30	0,06	

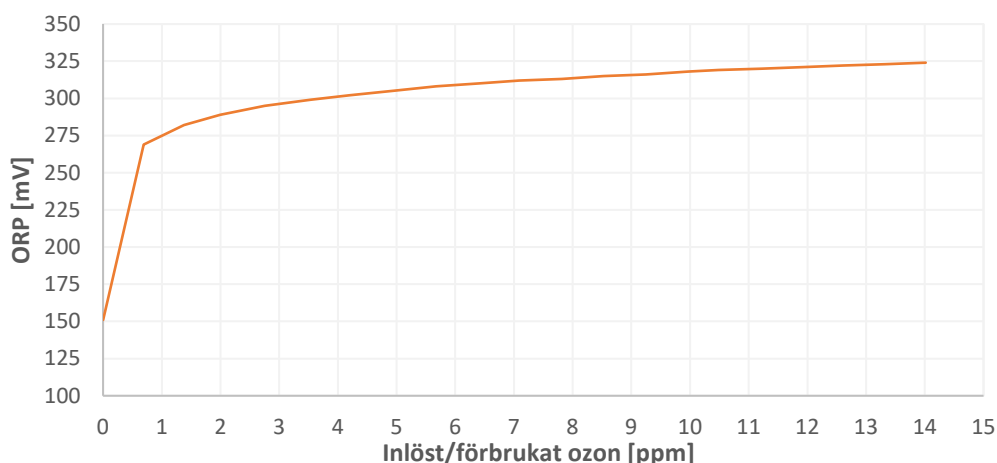
Utifrån Tabell 13 kan det fastställas att även vid högst ozondosering uppstår extremt låga bromathalter (under 0,1 mg/l), vilket är 10 gånger lägre än den rekommenderat maximal halt för bromater på 1 mg/l i dricksvatten. Även vid en kraftig ozonering bedöms risken för höga bromathalter som minimal. Utifrån tabellen kan det även konkluderas att filteranläggningen har endast en begränsad effekt på bromidhalterna. Dosering av koagulanter förbättrar inte filtratvattnets kvalitet med avseende på bromider.

### 3.3.3 Fastställande av ozondosering

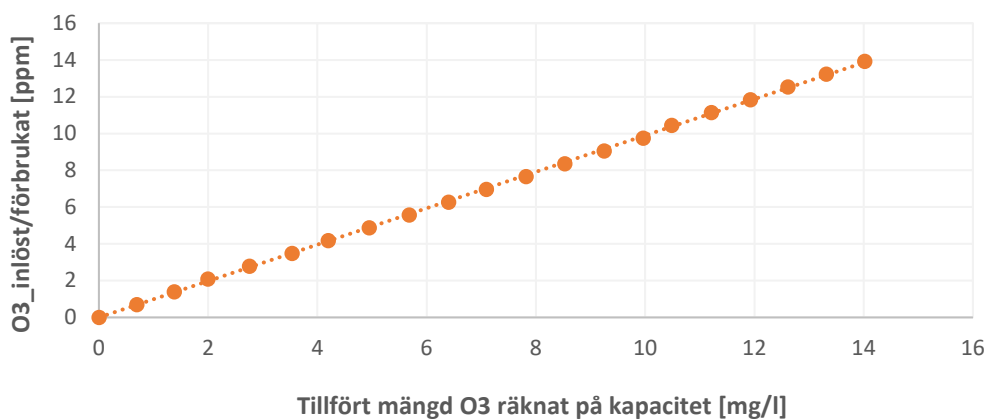
För att kunna bestämma den verkliga ozondoseringen utfördes tester med tre olika metoder. Eftersom pilotanläggningen levererades med ORP-elektrod, bestämdes korrelationen mellan inlöst ozon och ORP i ”skarp läge” med avloppsvatten. Vidare utfördes ytterligare två försök för bestämning av den verkliga ozonmängden som löser sig i vattnet. Två kontrollmetoder utfördes, en med enbart dricksvatten och den andra med nitritlösning. Dessa försök utfördes i samarbete med IVL.

### 3.3.4 Korrelation mellan inlöst ozon och redoxpotential (ORP)

ORP tester utfördes av Ozontech vid pH 8,2 och fast flöde på 0,56 m<sup>3</sup>/h (Forsgren, 2019). Dessa tester utfördes utifrån de specifika förutsättningar som rådde på reningsverket under försöksdagen. Kapacitet av ozongeneratoren ställdes på olika effekter från 0 % till 100 % med 5% stegförändringar och ORP lästes av från styrsystemet efter att den stabiliserats. Ozonhalt efter ozongeneratoren mättes upp med hjälp av Ozontech's egen konstruerat ozonmättningsanordning. Redovisade resultat tyder på att ozonhalten uppmättes vid 100 % effekt till 7,9 g/h och att ozondosen vid andra effekt kan beräknats genom linjär skalning, se Figur 7.



Figur 6: Kurva över relation mellan ORP och inlöst ozon under specifika processförhållanden



Figur 7: Linjär skalning för beräkning av ozondosering

Redovisad samband mellan ozondos och ORP i dessa försök (Figur 6) stämmer dåligt överens med andra resultat från testkörningar av pilotanläggningen (se Figur 8 och Figur 9). Det kan förklaras med att relationen mellan ORP och inlöst ozon beror på flera parametrar, bl. a:

- Vattnets ORP utan ozonering
- Processflöde
- Temperatur
- pH värdet i vattnet.

Dessutom planar kurvans lutning kraftigt redan vid 0,69 ppm inlöst ozon, vilket innebär att vid relevanta ozondoser >2 ppm är styrningen i stort sätt omöjligt för att få den noggrannhet som kan krävas, särskilt med tanke på att avloppsvattnets karaktär varierar ständigt, vilket i sig kan påverka ORP:n. Vår bedömning är att en styrning med ORP är inte möjlig med de förutsättningar som fanns i pilotanläggningen vilket också bekräftas av resultat som redovisas vidare i rapporten i avsnitt 3.3.8. Eftersom anläggningen saknade några instrument för mätning av ozonhalt i gas- eller vattenfas kunde anläggningen inte styras på ett optimalt sätt. Följaktligen har VIVAB, med hjälp av IVL genomfört ytterligare två försök för att ta fram kapaciteten för inlösning av ozon i pilotanläggningen vid olika driftförhållanden. Dessa försök beskrivs i avsnitt 3.3.5 och 3.3.6.

### 3.3.5 Försök med ozonering av rent vatten

I försök att få fram den verkliga ozoninlösningen vid olika flöden utfördes tester med dricksvattnen. Detta eftersom inlösning av ozon i vatten kan variera vid olika system, beroende på hur man löser in ozon vilket i sin tur avgör vilken prestanda man får i vattenfasen.

För beräkningar i nedanstående tabell används följande uppgifter:

- Kapacitet av ozongeneratoren enligt leverantören: 10 g O<sub>3</sub>/h
- Inställt effekt 100 %
- Vattenvolym i den interna tanken: 50 liter
- Max vattenvolym i den externa tanken: 1000 liter

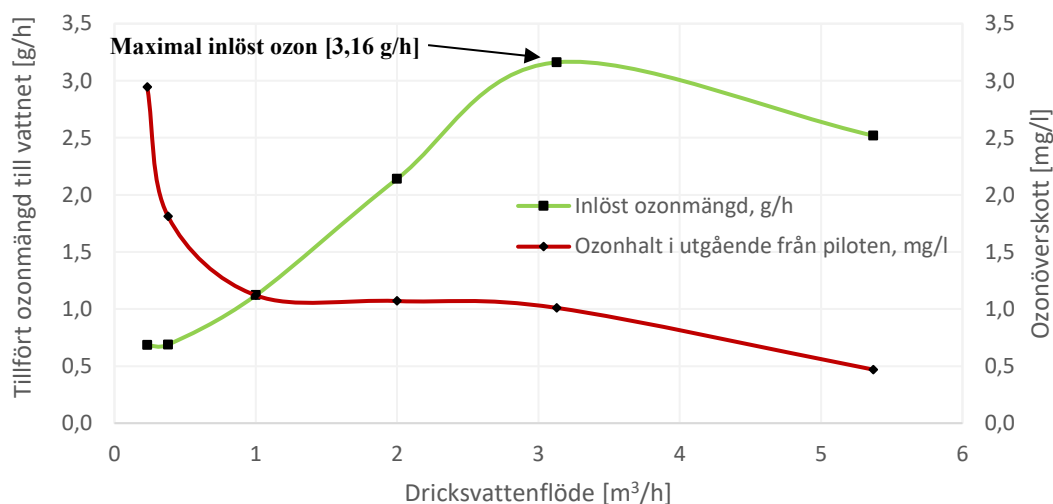
Tabell 14: Försök med dricksvatten för bestämning av verklig inlöst ozon i vatten.

Flöde	Ozon-generator	Förväntat ozonhalt vid ingen nedbrytning	Analyserat halt ozon	Ozonhalt i utgående från piloten	Tillfört ozonmängd vid ingen nedbrytning	Upphålls-tid i den interna tanken	Tillfört ozonmängd, kompenserat för halveringstid
m <sup>3</sup> /h	% av max-kapacitet	mg/l	mg/l	mg/l	g/h	Minuter	g/h
0,232	100 %	43,1	0,589	2,95	0,68	12,9	0,9
0,38	100%	26,3	0,362	1,81	0,69	7,9	0,8
1	100%	10,0	0,224	1,12	1,12	3,0	1,2
2	100%	5,0	1,07	1,07	2,14	1,5	2,2
3,13	100%	3,2	1,01	1,01	3,16	1,0	3,2
5,37	100%	1,9	0,469	0,469	2,52	0,6	2,6
5,37	100%	1,9	0,333	0,333	1,79	0,6	2,6

Utifrån resultaten som redovisas i Tabell 14 kan den verkliga ozonmängden som löser sig i rent vattnet vid maxkapacitet beräknas till 3,2 g/h. Det är tydligt att man med lägre flöden kan nå högre restozonhalter i vattnet, men inlösning av ozon från gas till vätska minskar kraftigt. Dessa försök anses därför inte visa full kapacitet av ozoneringspiloten vid ozonering av avloppsvatten, speciellt vid låga flöden. Rent kranvatten har väldigt lite av organiska ämnen som kan reagera med ozon, vilket ger höga restozonhalter vid höga inställda doser. Renat avloppsvatten innehåller mycket mer organiskt material och restozonhalter är mycket lägre även vid höga doser (se exempelvis Figur 9 som visar en maximal restozonhalt efter den interna kontakttanken på 0,15 mg/l), vilket betyder att ozoninlösningen är högre än i dessa försök med rent vatten. Dessa försök understryker vikten av att ha tillgång till en tillförlitlig mätning av inlöst ozondos i pilot- och fullskalanläggningar. Inlöst ozondos kommer variera beroende på bl.a. hur mycket organiskt material och andra syretärande ämnen det finns i vattnet.



Eftersom försöken visade att ozoninlösningen vid behandling av rent vatten inte kan appliceras på avloppsvatten har försök med nitritlösning genomförts, som beskrivs i nästa kapitel.



Figur 8: Bestämning av maximal inlöst ozon.

### 3.3.6 Försök med nitrit

Vidare utfördes försök med nitritlösning för att ta reda på vilken ozondos som kan tillföras vatten vid olika flöden och 100% effekt på ozongeneratoren vid förhållanden där det finns mycket av ämnen som kan reagera med ozon. Oxidation av nitrit till nitrat kräver 3,4 g O<sub>3</sub>/g NO<sub>2</sub>-N och genom att mäta nitrithalten i inkommande och utgående vatten kan man se hur mycket nitrit oxideras, vilket kan räknas om till förbrukning av ozon. Eftersom det alltid fanns överskott av nitrit i behandlat vatten är förhållanden i dessa försök jämförbara med behandling av avloppsvatten.

Resultaten i nedanstående tabell visar tydligt att den verkliga tillförda ozonmängden är likvärdigt i de tre utförda testerna med ett genomsnitt på 5,0 +/- 0,17 g/h. Därmed bedöms dessa resultat som tillförlitliga och ligger till grund vid utvärdering av läkemedelsreduktion och pilotens kapacitet. I försöken som redovisas i kapitel 3.3.7 och 3.3.10 har ozongeneratoren ställts på 100% av kapacitet och ozondosen beräknats utifrån ozoninlösning av 5,0 g/h.

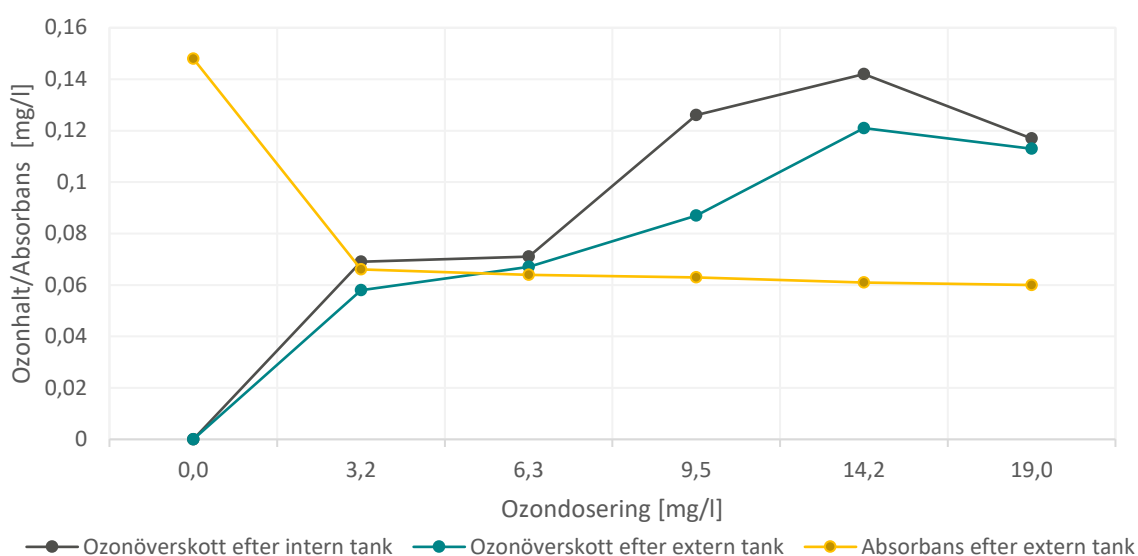
Tabell 15: Försök med nitritlösning för beräkning av verklig tillförd ozonmängd.

Verkligt flöde	Redox	Restozon efter pilotanläggningen	Restozon efter IBC tanken	Inkommande nitrit	Utgående nitrit	Verkligt Tillförd ozonmängd
l/h	mV	mg/l	mg/l	mg NO <sub>2</sub> -N/l	mg NO <sub>2</sub> -N/l	g/h
1 100	349	0,022	0,020	3,20	1,93	4,792
700	345	0,021	0,020	4,52	2,41	5,066
300	341	0,024	0,021	10,72	5,77	5,094

Enligt leverantören av piloten (Ozontech) är kapaciteten av ozongeneratoren 10 g/h. Att det är endast 50% av den producerade ozonen som löses in och reagerar med föroreningar i vatten tyder antingen på en ineffektiv inblandning av ozon eller att den faktiska kapaciteten av ozongeneratoren är lägre än 10 g/h, eller en kombination av båda.

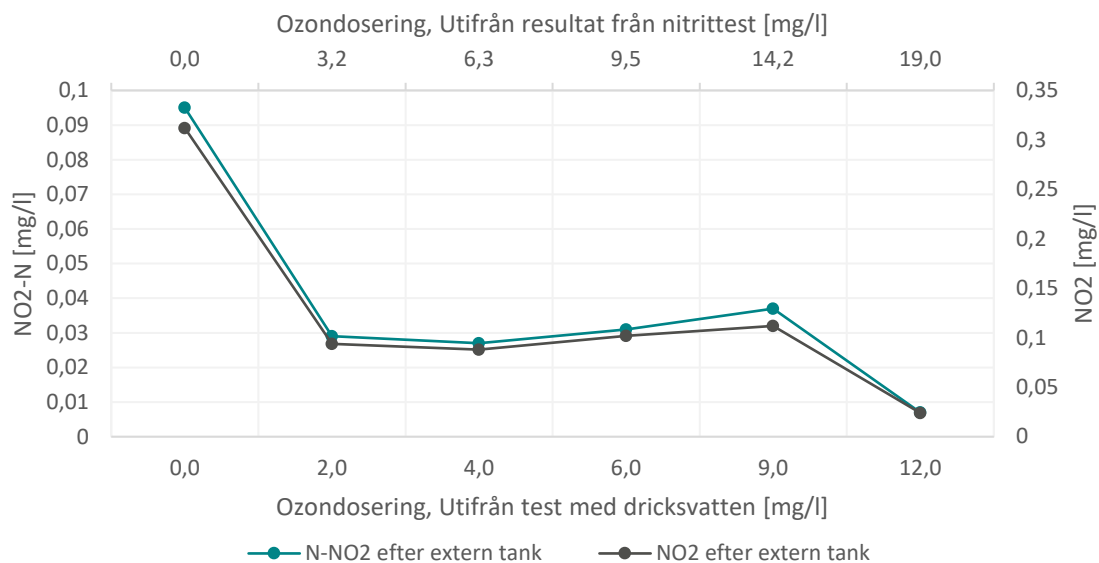
### 3.3.7 Dos respons tester

Före försändelser av prover för utförande av analyser med avseende på mikroföroreningar analyserades ozonanläggningen med avseende på ozonöverskott, nitrit och UV-absorbans (som mätts i 10 mm kyvetter), se nedanstående Figur 9 och Figur 10. I figurerna visas beräknat ozondosering utifrån utförda nitrittester. Vidare registrerades även ORP online vid dessa doseringar, Figur 11.



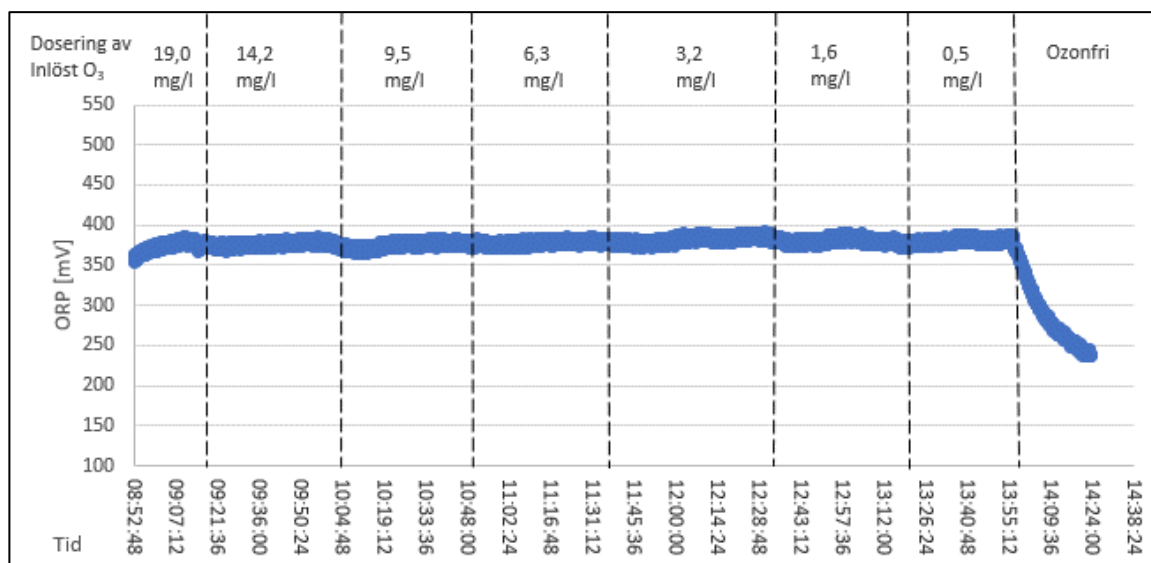
Figur 9: Ozonöverskott samt absorbans vid varierande ozondoser.

Som kan observeras i Figur 9 ökar ozonöverskott med ökad dosering upp till dosering 14,2 mg/l. Ozon överskottet är låg redan efter den interna tanken och inga betydande skillnader i ozonöverskottet kunde observeras efter IBC tanken vilket tyder på att ozonet förbrukades snabbt och effekten av uppehållstiden i IBC tanken är låg. Upphållstiden i den interna tanken var som kortast vid ozondos 3,2 mg/l eftersom effekten av ozongeneratoren var konstant och dosen reglerades genom ändring av flödet. Även vid den kortaste uppehållstiden på 2,3 min var det endast ca 2 % av inlöst ozon som lämnade tanken oreagerat. Skillnaden mellan ozonhalten efter den interna tanken och IBC-tanken var som störst i försöket med dosen 9,5 mg/l. Ökning av uppehållstiden från 5,7 till 20 min ökade utnyttjande av ozon med bara en bråkdel av en procent. Den ökade ozondoseringen ger tydlig minskning av UV-absorbansen vid den lägsta undersökta dosen på 3,2 mg/l. Vidare ökning av ozondosen ger endast marginell minskning av UV-absorbansen.



Figur 10: Nitrithalter i ozonbehandlat vatten vid varierande ozondoser.

Generellt, syns en stor minskning av nitrithalten i ozonbehandlat utgående vatten vilket tyder på att nitritet i vattnet reagerar i kontakt med ozon. En kraftig minskning av nitrit observerades i början på försöket vid lägre ozonhalter. Nitritkvävehalten sjunker då till 0,03 mg/l. Vidare ökning av ozondosen ger ingen större reduktion av nitrit, förutom för den sista dosen. Det är värt att nämna att dessa nitritkvävehalter är väldigt låga och ligger nära detektionsgränsen av metoden eller även under den (för provet med högst ozondos; detektionsgränsen är 0,015 mg NO<sub>2</sub>-N/l). Sammanfattningsvis kan konstateras att nästan all nitrit förbrukas vid ozonering oavsett dosen, vilket bekräftar vikten av en bra styrning av biologiska steget på reningsverket om ozonering ska tillämpas i full skala. Vid högre nitrithalter kommer ozon förbrukas för oxidation av nitrit vilket minskar utnyttjande av den för reduktion av läkemedelsrester.

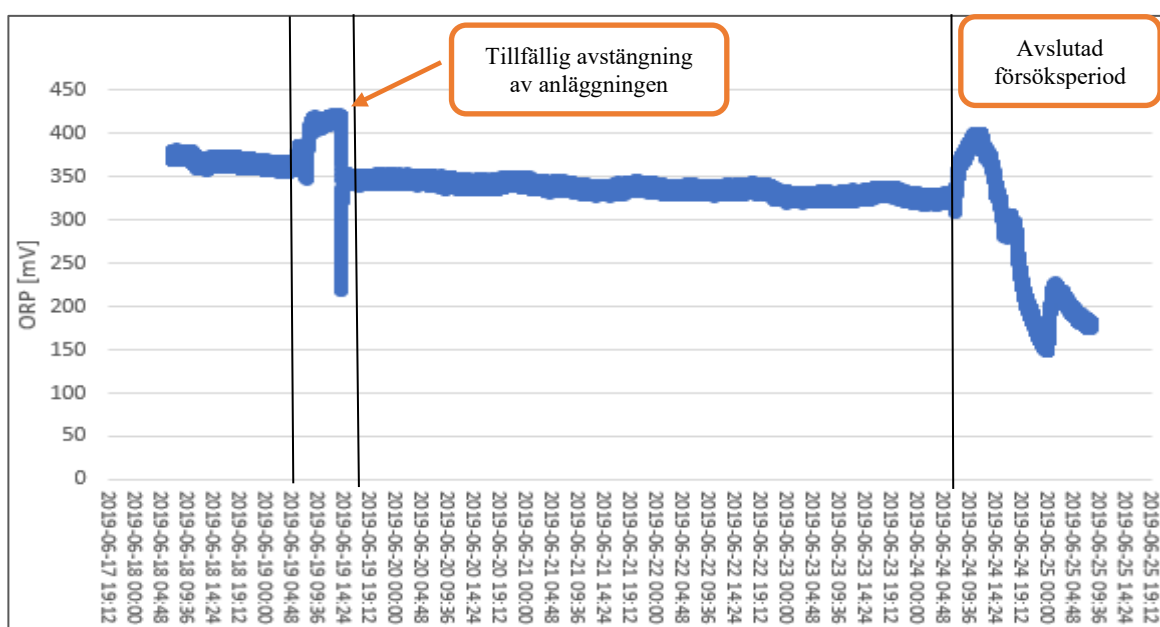


Figur 11: ORP vid olika ozondoser (stickprover).

Som syns i Figur 11, ORP:n är stort sätt konstant under hela försöksperioden. Till och med en försiktig ökning av ORP:n observerades medan doseringen av ozon minskades. Detta är i motsats till förväntan, då ORP:n förväntades öka vid ökad ozondosering. Detta kan delvis förklaras med förändringar i det inkommande vattnets karaktär under dagen även om ändringarna i vattnets karaktär under denna dag inte kan styrkas med verkliga mätningar eftersom online ORP-mätning saknas vid inkommande vatten till ozonanläggningen. En del av förklaringen är också att redoxpotentialmätning är komplex och signalen kan driva med tiden. Därmed kan ORP-kurvan i figuren styrka påståenden under avsnitt 3.3.4, nämligen att styrning endast med ORP är inte bra nog för rening av läkemedelsrester i avloppsvatten.

### 3.3.8 ORP under veckoprovtagning

Nedanstående figur visar online ORP trenden under veckoprovtagningen.



Figur 12: ORP efter ozonanläggningen under veckoprovtagning.

I likhet med Figur 11, syns en oväntad ORP trend i Figur 12. Här visar ORP online mätningarna en nedåtgående trend under veckan även då ozondoseringen kördes i manuellt läge med fast effekt och oföränderligt vattenflöde. ORP-kurvan visar att det rådde oxiderande förhållanden vid ozoneringsförsöket, vilket var som förväntat. Att ORP:n sjönk långsamt under veckan kan troligtvis förklaras av osäkerheten i redoxmätning eller förändringar med vattnets sammansättning (Vattnets ORP före ozonering och pH värdet) under veckan. Alla redoxmätare ger en snabb förändring av redoxvärdet vid förändring av oxiderande förhållanden men ORP-värdet aldrig stabiliserar sig och driver med tiden. Därför används redoxmätare ofta för att se förändring i oxidationsförhållanden och inte till att styra mot ett fast ORP-börvärde. Exempelvis, när redoxpotentialen används för styrning av biologisk kväverening så är det typiska förändringar av ORP-kurvan som ligger till grund för processtyrning men dessa inträffar vid olika absoluta värden av ORP (Holman and Wareham, 2003).

### 3.3.9 ORP styrning

Den avslutade testperioden med automatisk ORP-styrning av ozoneringspiloten bekräftade tidigare slutsatsen att ORP-styrningen inte kan användas i den befintliga pilotanläggningen. Det registrerade ORP-värdet endast skiljer marginellt mellan de tre provtagningar (342, 348 och 349 mV) vilket enligt tillverkarens rekommendation skulle innebära en ganska jämförbar ozonkoncentration vid de tre mättillfällen. Både DOC-halter och registrerat absorbans i proverna visar dock på kraftig varierande halter med 25% respektive 50% mellan provtagningar. Båda dessa parametrar rekommenderas ofta som styrparametrar för ozondosen och båda indikerar tydligt att olika ozondoser borde ha tillämpats vid de tre provtillfällen. Även analyserna av restozon i vattenfasen visar en trend som väl stämmer överens med uppmätta DOC trender i behandlat vatten.

Analyserna av läkemedelsrester visar att hormoner och antibiotika renas bort vid alla tre provomgångar. Halter av hormoner och antibiotika var dock redan låga i inkommande vatten till ozoneringspiloten. Övriga analyserade läkemedelsresterna togs komplett bort endast vid första provtagningen. Vid andra provtagning återfanns de flesta substanser i höga halter även efter ozoneringen och vid sista provtagning kunde endast en delvis reningseffekt observeras. Eftersom DOC-halten vid första provtagningen var högst men reningseffektiviteten med avseende för läkemedel bäst, bör ozondosen ha varit betydligt högre vid detta tidpunkten än vid de andra provtagningar. Detta kan också bekräftas med att halten av restozon i utgående vatten var också högst vid det provtagningstillfället.

De varierande resultat från dessa långtidsförsök visar på utmaningar som en ORP-styrning bjuder på. Det är dock inte möjligt att fastställa i vilken grad själva ORP-styrning inte har fungerat eller om andra begränsningar i pilotanläggningen har bidragit till dessa resultat.

### 3.3.10 Rening av läkemedelsrester med olika ozondoser

Försök gjordes för att se vilka ozondoser som krävdes för att avlägsna huvuddelen av de läkemedelsrester som passerade reningsverket inkl. trumfiltret. Dessa försök utfördes vid olika testperioder, en långtidstest med en fast ozondos och konstant inkommande flöde samt en kortare intensivare testperiod för att kartlägga dos-responssamband. Resultat med avseende på reningseffekt för hormoner, läkemedel och antibiotika för olika testperioderna redovisas i Tabell 16.

Skillnaden mellan förväntat och faktiskt ozondos (se ovan) innebar tyvärr att de planerade ozondoser på 6 mg/l för långtidsförsöken och doserna 2, 4, 6, 9 mg/l för att undersöka dos-responssambandet i verkligheten motsvarande 9,5 mg/l för långtidsförsöken och 3,2, 6,3, 9,5 och 14,2 mg/l för dos-responstesterna. Som analysresultaten i Tabell 16 visar så hamnar de flesta substanshalterna under LOQ eller LOD redan vid lägsta ozondos. För många läkemedelssubstanser som t.ex. Fluoxetine, Ibuprofen, Risperidone, Sertraline, Simvastatin, Terbutaline och Warfarin ligger samtliga halter under kvantifieringsgräns och en möjlig reduktion över ozoneringssteget kan således inte kvantifieras. För hormoner kan endast en trolig hög reningseffekt för E1 antas då resterande halter ligger under LOQ redan innan ozoneringen. Det kan också konstateras att för de substanser som kan kvantifieras efter ozonering så sker en bra till mycket bra reduktion av dessa.

Tabell 16: Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande vid tester med olika ozondoser.

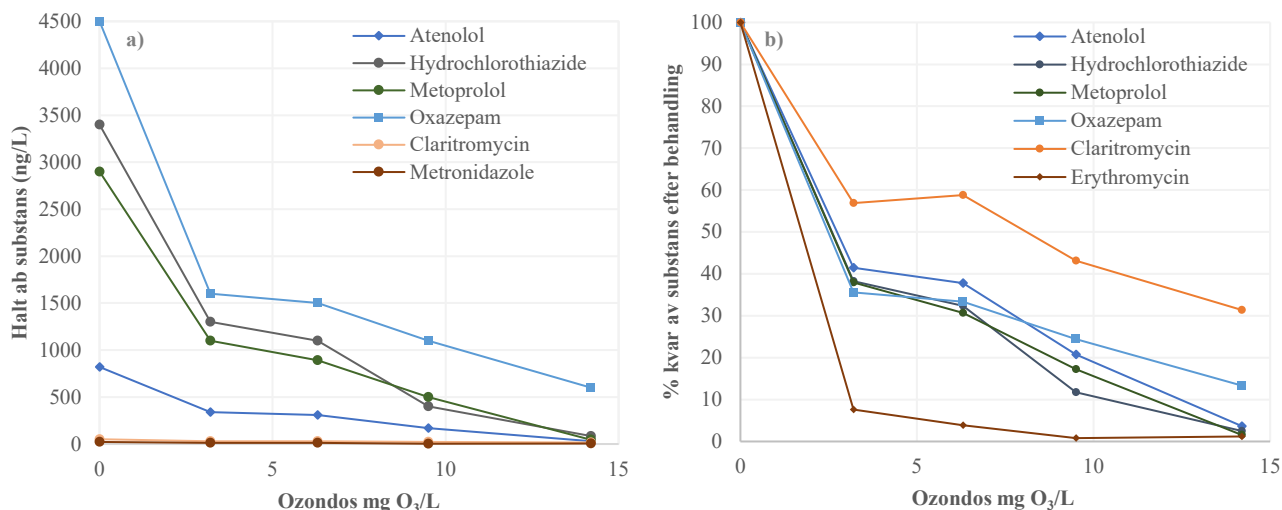
Substans (ng/l)	Långtidstester			Korttidstester									
	IN O <sub>3</sub>	9,5 mg O <sub>3</sub> /l	Rening (%)	O <sub>3</sub> -dos					Reningseffektivitet (%)				
				IN O <sub>3</sub>	3,2 mg/l	6,3 mg/l	9,5 mg/l	14,2 mg/l	3,2 mg O <sub>3</sub> /l	6,3 mg O <sub>3</sub> /l	9,5 mg O <sub>3</sub> /l	14,2 mg O <sub>3</sub> /l	
Östron (E1)	1	0,5	-	6	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	>92%	>92%	>92%	>92%
Östradiol (E2)	1	0,5	-	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-
Etinylöstradiol (EE2)	1	0,5	-	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-
Amlodipine	130	60	>54%	35	60	60	60	60	60	-	-	-	-
Atenolol	470	170	64%	820	340	310	170	30	30	59%	62%	79%	>96%
Bisoprolol	320	50	>84%	310	50	50	85	85	85	>84%	>84%	>73%	>73%
Carbamazepine	570	135	>76%	450	135	135	135	135	135	>70%	>70%	>70%	>70%
Citalopram	580	45	>92%	700	45	45	75	75	75	>94%	>94%	>89%	>89%
Diclofenac	1200	75	>94%	1100	75	75	75	75	75	>93%	>93%	>93%	>93%
Fluoxetine	60	60	-	60	60	60	60	60	60	-	-	-	-
Furosemide	2600	90	>97%	2300	90	90	90	90	90	>96%	>96%	>96%	>96%
Hydrochlorothiazide	3200	1000	69%	3400	1300	1100	400	85	85	62%	68%	88%	>98%
Ibuprofen	120	120	-	70	120	120	120	120	120	-	-	-	-
Ketoprofen	45	45	-	190	45	45	45	45	45	>76%	>76%	>76%	>76%
Metoprolol	2900	1100	62%	2900	1100	890	500	45	45	62%	69%	83%	>98%
Naproxen	310	135	>56%	410	135	135	135	135	135	>67%	>67%	>67%	>67%
Oxazepam	4900	1900	61%	4500	1600	1500	1100	600	600	64%	67%	76%	87%
Paracetamol	85	85	-	85	85	85	85	85	85	-	-	-	-
Propranolol	140	60	>57%	170	60	60	60	60	60	>65%	>65%	>65%	>65%
Ramipril	80	80	-	80	80	80	80	80	80	-	-	-	-
Ranitidine	35	55	-	140	55	55	55	55	55	>61%	>61%	>61%	>61%
Risperidone	80	80	-	80	80	80	80	80	80	-	-	-	-
Sertraline	65	65	-	65	65	65	65	65	65	-	-	-	-
Simvastatin	95	95	-	95	95	95	95	95	95	-	-	-	-
Terbutaline	70	70	-	70	70	70	70	70	70	-	-	-	-
Warfarin	120	120	-	120	120	120	120	120	120	-	-	-	-
Benzylpenicillin	115	115	-	115	115	115	115	115	115	-	-	-	-
Ciprofloxacin	15	5	>67%	19	3	5	5	5	5	>84%	>74%	>74%	>74%
Clarithromycin	80	15	81%	51	29	30	22	16	16	41%	43%	57%	69%
Clindamycin	26	1,5	>94%	19	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	>92%	>92%	>92%	>92%
Doxycycline	75	75	-	75	75	75	75	75	75	-	-	-	-
Erythromycin	280	13	95%	250	19	9,7	2	3	3	92%	96%	>99%	>99%
Fusidic acid	30	30	-	30	30	30	30	30	30	-	-	-	-
Linezolid	7,5	7,5	-	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	-	-	-	-
Metronidazole	4,5	4,5	-	22	11	11	3	4,5	4,5	50%	50%	>86%	>80%
Moxifloxacin	12,5	12,5	-	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	-	-	-	-
Norfloxacin	60	60	-	60	60	60	60	60	60	-	-	-	-
Rifampicin	90	90	-	90	90	90	90	90	90	-	-	-	-
Sulfamethoxazole	60	100	-	60	100	100	100	100	100	-	-	-	-
Tetracycline	580	260	>55%	980	260	260	260	260	260	>73%	>73%	>73%	>73%
Trimetoprim	53	1,5	>97%	35	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	>96%	>96%	>96%	>96%
Reningseffektivitet			≥80%	>40%	≤40%								

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification, i.e. smallest amount of analyte can be measured with reasonable accuracy)

XX - < LOD (Level of Detection, i.e. minimum detectable concentration)

Läkemedelsresterna har olika benägenhet att oxidera beroende på deras kemiska struktur. Figur 13 visar gällande halter (vänster) och återstående andel (höger) vid varje dos för alla de ämnen som kunde detekteras efter ozoneringen (Tabell 16). Resultaten visar att en ökande ozondos ger en ökad reningseffekt av läkemedel i det behandlade vattnet. Reduktionen stämmer överens med vad som rapporterades i tidigare studier dock bör det noteras att de genomsnittliga DOC analyserna som utfördes i samband med provtagningstillfällena var ovanligt höga (18 mg/l), vilket innebär att de applicerade ozondoser, beräknat per mg DOC, ligger nästan 50% lägre än i tidigare studier (Baresel *et al.*, 2015). Eftersom halterna av läkemedelsrester i utgåden avloppsvatten i Ullared ARV samtidigt ligger på signifikant högre halter än i andra svenska reningsverk (se avsnitt 4.4) innebär detta en ännu mer effektiv reduktion av läkemedelsrester med extremt låga ozondoser, beräknat på mg DOC. Vidare tester som inte ryms i detta projekt krävs för att kunna fastställa den exakta orsaken till den väldigt effektiva

oxidationen av läkemedelsresterna, baserat på DOC analyser, i jämförelse med tidigare studier. Högre inkommande halter av läkemedelsrester betyder samtidigt att inte lika låga resthalter uppnås vid likvärdig procentuell reduktion. Det kan också konstateras att en fullständig reduktion (100 %) aldrig uppnås ens vid de högsta doserna. Förutom för Oxazepam och Claritromycin ligger dock analysresultaten vid högsta ozondosen under LOQ eller LOD och reningseffekten som visas i Figur 13 är den minsta reningseffekt som kan uppnås.



Figur 13: Dos-responssamband för rening av mätbara läkemedelssubstanter vid olika ozondoser (a) – halter; b) % kvar av substans efter behandling).

Många av de undersökta substanserna reduceras till under detekterbara halter redan vid lägst ozondos på 3,2 mg/l (0,18 mg O<sub>3</sub>/mg DOC). För att uppnå en reduktion med 80% även för de substanser som föreligger i mätbara halter efter ozonering krävs det en ozondos på minst 10 mg/l (0,55 mg O<sub>3</sub>/mg DOC) eller högre (t.ex. Oxazepam). Detta bekräftas även i långtidsförsöken med en ozondos på 9,5 mg/l (0,53 mg O<sub>3</sub>/mg DOC, Tabell 16).

Reduktionsgraderna under långtidsförsöket var något lägre än reduktionsgraderna i korttidsförsöket med samma ozondos. Detta kan förklaras med att korttidsförsöken kördes ungefär samtidigt med endast små tidsskillnader mellan varje provtillfälle. Under denna kortare tidsperiod uppskattas variationen av inkommande halter av läkemedelsrester minimal. Under långtidsförsöket borde halter av läkemedelsrester och andra föroreningar som påverkar oxidationsgraden variera med tid på dygnet och under olika dagar. Påståendet att förändringar sker under en provtagningsvecka kan bekräftas med det resultat som visas i Figur 12, där förändras ORP:n över tid fastän både ozondoseringen och inkommande flödet till pilotanläggningen var konstanta.

Jämförelse av reduktionsgrader (Tabell 16) med minskning av UV-absorbansen (Figur 9) visar att mätning av UV-absorbansen kan vara en bra metod för övervakning av en ozoneringsanläggning. Den kan förmodligen även användas för styrning av ozondosen om något lägre ozondos behövs (upp till 5 mg/l av inlöst ozon). Däremot är det mindre användbar vid behov av hög reduktion för samtliga läkemedelsrester, vilket kräver en hög ozondos. Eftersom endast små skillnader i UV-absorbansen påvisades mellan ozondos 3,2 mg/l och 19 mg/l blir det svårt att endast använda UV-absorbansen för styrning av ozonering om, exempelvis, 80% reduktion av oxazepam skulle krävas.

## 4 Bedömning och diskussioner

### 4.1 Bedömning av risker och reningsbehov

I Tabell 17 har en riskbedömning av recipienten vid reningsverket gjorts samt en bedömning av vilka reningsbehov som skulle finnas vid olika reningsmåldefinitioner. Riskbedömningen bygger på riskkvoten, den s.k. EC/PNEC -kvoten i recipienten. Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 är risken måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk. 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 vatten (PP4) delat med utspädningen. PNEC (Predicted No Effect Concentration) baseras på NOEC (No Effect Concentration) som motsvarar den koncentration som är gränsen för när toxiska effekter på den akvatiska miljön börjar enligt litteraturen och en säkerhetsfaktor som tar hänsyn till osäkerheten i de ekotoxikologiska studier som också föreligger i litteraturen (USE and (CHMP), 2006; European Chemicals Agency, 2011); The Swedish Trade Association for the Research-Based Pharmaceutical Industry 2012). NOEC och säkerhetsfaktorer har uppdaterats inom projektet med (Sehlén *et al.*, 2018) och redovisas i del projektrapporten (Ågerstrand, 2019). Delresultat från den uppdaterade bedömningen finns redan publicerat i Baresel och Malovanyy, 2019.

Flera studier utfördes kring toxiska effekter, men dock ingen samlad databas. Eftersom dessa värden är i ständig förändring behövs det fortlöpande uppdateringar när nya toxikologiska studier kommer fram. Säkerhetsfaktorn för varje substans beror på tillgängliga toxikologiska data. 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 två kroniska tester 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. Förhoppningsvis, kommer nya studier leda till att säkerhetsfaktorer kommer sänkas och man kommer vara mer säker på vilka halter vår akvatiska miljö tål.

Utspädningen av utgående avloppsvatten i recipienten har räknats som en kvot mellan flödet i recipienten och flödet ut från reningsverket för en period över flera år. Utspädningen bedöms ligga på >835 i medel baserat på SMHI:s flödesdata och en bedömning av påverkan på Natura 2000-området Högvadsån (Norrconsult, 2008). Det är även viktigt att notera att bedömning av riskkvoten med utspädningsfaktor förutsätter att halten av ämnet i recipienten uppströms (det vatten som man späder ut renat avloppsvatten med) är mycket lägre än PNEC. Vid de fallen där renat avloppsvatten släpps till en recipient som tar emot mycket renat avloppsvatten från andra reningsverk uppströms, kommer halter av läkemedelsrester i recipienten uppströms utsläppspunkten vara betydande och därmed höja riskkvoten. Halterna av läkemedelsrester i uppströmsproverna under denna undersökning visade emellertid på halter under detektionsgränsen och därmed inte påverkar riskvoter negativt.

De flesta av de analyserade ämnen har ett PNEC som är lägre än detektionsgränsen. Detektionsgränser är 110 gånger högre än respektive PNEC, som median för alla analyserade ämnen. Därför kan halter i recipienten för vissa läkemedel vara redan mycket högre än PNEC. Det krävs därför vidare utveckling av analysmetoder för att kunna mäta halter på samma nivå som PNEC.



För könshormonerna (Östron, Östradiol och Etinylöstradiol) gjordes ingen effektbedömning då uppmätta halter generellt var lägre än detektions- eller kvantifieringsgränsen. En bedömning av risker och reningsbehov baserat på LOD eller LOQ/2 skulle ge en missvisande bild. För Metronidazole har ingen bedömning gjorts eftersom relevanta NOEC och säkerhetsfaktorer inte har definierats än för denna substans.

Från Tabell 17 framgår att samtliga analyserade substanser förutom Citalopram och Oxazepam har en riskkvot under 0,1 i recipienten vilket medför låg risk. Oxazepam ligger på en riskkvot mellan 0,1 och 1 som medför måttlig risk. Endast Citalopram ligger över 1, alltså en hög risk för påverkan av recipienten. Om man endast fokuserar på utgående avloppsvatten, utan hänsyn till recipienten, så bedöms effektrisken som hög för 13 substanser och som måttlig för ytterligare 11 substanser (Tabell 17, under "Utflöde"). Det bör dock noteras att denna riskbedömning baseras på medelvärden från de fyra provtillfällena och inkluderar delvis värden under detektions- eller kvantifieringsgräns.

För att uppnå en riskkvot  $<1$  i recipienten skulle det krävas en extra rening på 90% för Citalopram som blir den dimensionerade substansen. Det bör dock noteras att säkerhetsfaktorn för just denna substans är väldigt högt ( $\geq 1000$ ) då inga kroniska effektstudier föreligger. För Citalopram och Oxazepam används dessutom effektvärdet baserat på en LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) och därmed ska det användas en ytterligare bedömningsfaktor på 2 för att kompensera för osäkerheten. Att försöka uppnå en riskkvot  $<1$  för Citalopram är därmed inte motiverat med dagens kunskapsläge och kompletterande effektstudier rekommenderas.

Resultat av korttidsförsök med ozonering av utgående avloppsvatten visar att Citalopram bryts ner till under detektionsgränser redan vid den lägsta testade dosen på 3,2 mg/l. Om ozoneringsanläggningen skulle utformas för att minska riskkvoter av samtliga läkemedelsrester till under 1 skulle det vara motiverat att använda en relativt låg ozondos på ca 3 mg/l. Vid denna dos förväntas att 34 av de 41 analyserade läkemedel reduceras till under detektionsgräns och resterande 7 läkemedel reduceras med 41–92 %.

För att uppnå en riskkvot som ligger under 0,1 i recipienten skulle det behövas en ännu kraftigare rening av utgående vatten. Trots riskkvoter i recipienten  $<1$  för flera substanser kan en rening av avloppsvatten till låga halter vara motiverat (Naturvårdsverket, 2017).

Tabell 17: Sammanställning av riskbedömning och reningsbehov för läkemedel vid Ullared ARV.

Substans	Medel, ng/l		Rening	PNEC <sup>1</sup> (µg/l)	Riskkvot (RK) <sup>2</sup>		Reningskrav för	
	IN	UT	Medel %		Utflyde	Recipient	RK <1 i recipient	Vid 80% IN-UT
<b>Hormoner</b>								
Östron (E1)	61,6	3,8	>94%	0,00008	Ingen riskkvotberäkning och reningskravbedömning då halter är under LOD/LOQ			
Östradiol (E2)	17,1	0,7	>96%	0,00004				
Etinylostradiol (EE2)	3,3	0,9	>74%	0,000016				
<b>Läkemedelsrester</b>								
Amlodipine	96,8	99,8	-3%	0,01	10	0,01	-	81%
Atenolol	2025	840	59%	32	0,03	0	-	52%
Bisoprolol	270	285	-6%	35,6	0,01	0	-	81%
Carbamazepine	465	555	-19%	2,5	0,22	0	-	83%
Citalopram	552	602	-9%	0,000075	8033	9,6	90%	82%
Diclofenac	1275	1875	-47%	0,05	37,5	0,04	-	86%
Fluoxetine	27,6	30,3	-10%	1,16	0,03	0	-	82%
Furosemide	4350	3300	24%	0,156	21	0,03	-	74%
Hydrochlorothiazide	2750	3500	-27%	1000	0	0	-	84%
Ibuprofen	14 450	2618	82%	102	0,03	0	-	-
Ketoprofen	1025	224	78%	2	0,11	0	-	8%
Metoprolol	2250	2275	-1%	2,59	0,88	0	-	80%
Naproxen	14 150	1967	86%	15	0,13	0	-	-
Oxazepam	2850	2950	-4%	0,01	295	0,35	-	81%
Paracetamol	919	50,6	94%	46	0	0	-	-
Propranolol	114	119	-5%	0,228	0,52	0	-	81%
Ramipril				100	0	0	-	84%
Ranitidine	400	130	68%	0,002	64	0,08	-	38%
Risperidone				5,8	0	0	-	-
Sertraline	96,5	65,8	32%	0,0094	7	0,01	-	71%
Simvastatin	670	31,3	>95%	0,2	0,16	0	-	-
Terbutaline	47,6	43	10%	240	0	0	-	78%
Warfarin				11	0	0	-	-
<b>Antibiotika</b>								
Benzylpenicillin				0,006	9,7	0,01	-	-
Ciprofloxacin	272	33	88%	0,064	0,52	0	-	-
Claritromycin	97	99	-2%	0,04	2,47	0	-	80%
Clindamycin	3,7	44	-1098%	0,014	3,1	0	-	98%
Doxycycline	165	66	60%	0,0369	1,8	0	-	50%
Erythromycin	76	96	-27%	0,02	4,81	0,01	-	84%
Fusidic acid				0,5	0,02	0	-	-
Linezolid				8	0	0	-	-
Metronidazole	4,6	9,4	-106%		-	-	-	90%
Moxifloxacin				0,125	0,08	0	-	80%
Norfloxacin	78	28,8	63%	0,022	1,3	0	-	46%
Rifampicin	137	29	79%	0,064	0,46	0	-	6%
Sulfamethoxazole	359	41	89%	0,118	0,35	0	-	-
Tetracycline	2350	364	85%	0,482	0,75	0	-	-
Trimetoprim	25,5	69,4	-172%	0,5	0,14	0	-	93%
<sup>1</sup> - uppdaterat 2019 inom projektet			>80%		<0,1	<0,1	<40%	<40%
<sup>2</sup> - med medelutspädning på 100			40-80%		0,1-1	0,1-1	40-80%	40-80%
			<40%		>1	>1	>80%	>80%

Vid ett definierat reningskrav på 80% för olika substanser över hela reningsverket som tillämpas i andra länder som t.ex. Schweiz skulle en extra rening av utgående avloppsvatten från dammen för de flesta substanser behövas. Substanser med halter under detektionsgräns i antingen inkommande eller utgående vatten inkluderas inte i denna bedömning.

För de ämnen som i analyserna uppvisat en negativ reduktion i den befintliga reningsprocessen skulle det krävas en mycket högre reningsgrad än 80%. Denna måldefinition tar dock ingen hänsyn till recipientens känslighet

och behov, eller att olika substanser kan ge olika påverkan hos recipienten. Enligt vår bedömning är denna typ av måldefinition behäftad med följande problematiska aspekter:

- (1) Implementering av rening av substanser, som inte bedöms ge någon som helst negativ miljöeffekt i recipienten, riskerar att resurser förbrukas och ytterligare relaterade negativa miljöeffekter skapas i onödan.
- (2) En måldefinition som baseras på reduktion över reningsverk medför dessutom att incitament för uppströmsåtgärder minskar, då det kan vara enklare att uppnå en högre reduktion vid högre inkommande halter än vid lägre.
- (3) Ingen hänsyn tas till skillnader mellan olika reningsverk och dess recipienter. Inkommande och utgående halter kan variera kraftigt mellan reningsverk vilket också medför att ett reningskrav på 80% slår olika mot olika reningsverk utan att hänsyn tas till deras uppströmsarbete, reningsprocess eller möjligheter till utspädning i recipienten.
- (4) Det finns svårigheter med analysmetoderna, framförallt på inkommande orenat avloppsvatten. Detta eftersom läkemedel utgör en heterogen grupp av ämnen, med stor variation i fysikaliska och kemiska egenskaper. Analys av flera substanser samtidigt kräver dock användandet av generella metoder för provberedning och analys. Därmed påverkan från komplexa matriser (sammansättning), såsom inkommande avloppsvatten, riskerar att försämra återvinningen (separering från resten för analys) av läkemedel vid provupparbetning, samt påverka signalen vid analys på instrument. Höga halter av andra förekommande föreningar i inkommande avloppsvatten kan störa analysen på ett sätt som medför att vissa läkemedel detekteras till lägre koncentrationer i det orenade vattnet än i det renare avloppsvatten i reningsverkets utlopp. Faktisk koncentration i inkommande avloppsvatten kan därmed underskattas, och den beräknade reduktionen blir lägre än den faktiska.

## 4.2 Bedömning utifrån gränsvärden för statusklassning av recipient

IVL genomförde också en riskbedömning utifrån klassningen av kemisk status i vattenförekomster via halter av särskilt förorenande ämnen. I senaste utgåvan av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19, 2013) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten ingår två läkemedel (Ciproflaxin och Diclofenac) och två hormoner (Estron och Etinylöstradiol) i listan av särskilt förorenande ämnen. För att klassa kemisk status av recipienten som god måste halter av dessa läkemedel i recipient vara lägre än respektive gränsvärden (Tabell 18). Om utsläpp av avloppsvatten leder till att gränsvärdet överskrids måste rening från dessa ämnen förbättras, annars kan inte tillstånd för utsläpp till recipienten lämnas.

Som framgår i tabellen ligger gränsvärden i HVMFS 2013:19 på samma nivå som PNEC. Haltbidraget från reningsverket motsvarar endast 2 % av gränsvärdet för Diclofenac medan haltbidraget för de andra läkemedelsrester ligger antingen under 1% eller inte kan kvantifieras eftersom halterna i utgående avloppsvatten är lägre än detektionsgränsen av analysmetoden.

Tabell 18: Bedömning av utsläpp utifrån gränsvärden i HVMFS 2013:19.

Ämne	Beräknad halt i recipient efter utspädning (Medel), µg/l	PNEC, µg/l	Risikkvot i recipient	Detektionsgräns, µg/l	Gränsvärde i inlandsvatten enligt HVMFS 2013:19, µg/l	Andel av gränsvärde som tas i anspråk, %
Ciprofloxacina	0,00004	0,064	0	0,001	0,1*	<1%
Diclofenac	0,0022	0,05	0,04	0,004	0,1**	2,2%
EE2	0,000001	0,00016	-	0,002	0,000035**	3,1%
E2	0,000001	0,00004	-	0,002	0,0004**	<1%

\* - maximal tillåten koncentration

\*\* - som årsmedelvärde

Bedömningen visar att det inte föreligger något särskilt lagkrav för rening av avloppsvattnet från läkemedelsrester eftersom haltbidraget för de fyra substanserna som ingår i listan av särskilt förorenande ämnen är väldigt lågt i förhållandet till respektive gränsvärden.

### 4.3 Bedömning av sekundärrecipienten

Halter av samtliga läkemedel i både primära- och sekundära recipienten var under detektionsgräns, förutom för några ämnen som detekterats i halter strax över detektionsgränsen i första provtagningsomgången (se Tabell 8). Därför är det svårt att göra bedömning av påverkan i primära och sekundära recipienten utifrån analyserade halter, PNEC och gränsvärden i HVMFS2013:19.

Det är dock viktigt att framhålla att bedömning enligt riskkvoter och genom jämförelsen med gränsvärden i recipient är starkt beroende av utspädningsgraden. Det är därför enklare att klara gränsvärden om utspädningsgraden är hög. Ett reningsverk som ligger nära en stor opåverkad recipient kan släppa avloppsvatten med högre halter av föroreningar än ett reningsverk som släpper i en liten recipient eller en recipient som är redan förorenat. Enligt Vattendirektivet ska man dock utgå från recipienten status och alla verksamheter ska ha ett solidariskt ansvar för att hålla god statusen av recipienten. För att undersöka om utsläpp av läkemedelsrester från Ullared ARV påverkar möjligheten av andra reningsverk nedströms att släppa ut samma mängd föroreningar i proportion till befolkningsanslutning kan utspädningsgraden för Ullared ARV jämföras med andra reningsverk nedströms. Det finns dock vissa utmaningar för att kunna göra denna bedömning, bl.a. att specifik avloppsmängd varierar för olika reningsverk, det krävs mycket tid för att göra bedömning för olika reningsverk, och att utsläpp från enskilda avlopp är svårt att ta med i beräkningen.

Ett enklare sätt är att jämföra specifik vattenföring i recipient är för en ansluten person för olika punkter i recipienten. Medelbelastning för Ullared ARV är 2991 pe och medelvattenföring i Högvadsån är 8,5 m<sup>3</sup>/s. Dessa motsvarar en medelvattenföring i recipienten på 2,8 l/s, pe. Högvadsån ingår i Ätrons vattenavrinningsområdet. Medel vattenföring i Ätran vid mynning i havet är 59,6 m<sup>3</sup>/s. Det bodde 71 795 personer i Ätrons vattenavrinningsområdet under 2004 (Kron and Brodin, 2004). Av de är det ca 18 500 personer som bor i Falkenberg. Avloppsvatten från Falkenberg behandlas på Smedjeholm ARV och släpps ut direkt till havet. Om man räknar bort Falkenbergs befolkning så blir en medel specifik vattenföring i Ätran 1,1 l/s,pers, dvs ca 2,5 gånger lägre än för vattenföring vid utsläppspunkten av Ullared ARV. Detta visar att Ullared ARV har bättre förutsättningar för utspädning av föroreningarna än för medelvattenföring för Ätran. Om man ska utgå från ett solidariskt ansvar för recipienten så borde man ha som mål att nå tolerabla riskkvoter med 2,5 gånger lägre utspädning än vad den egentligen är i den primärrecipienten. Om man tillämpade detta tillvägagångssätt skulle riskkvoterna i recipienten fortfarande ligga under 1 för samtliga substanser, förutom för Citalopram.

### 4.4 Jämförelse av halter mot andra verk

Tabell 19 visar medelhalter och referensvärde för de olika substanserna som möjliggör en jämförelse av halterna i inkommande och utgående avloppsvatten. Referenshalterna baseras på medianvärdet för de olika substanserna i karteringar som IVL har deltagit i inklusive pågående projekt. Eftersom antal mätningar ökar stadig kan de presenterade referensvärden i tabellen förändras över tid. För substanser där ett medelvärde baseras på endast värden under LOD eller LOQ har ingen jämförelse gjorts. Underlaget för inkommande halter utgörs av mer än 30 mättillfällen vid mer än 14 svenska reningsverk. Det bör noteras att dessa analyser baseras på olika mättillfällen, olika provtagningsfrekvens (t.ex. veckoprov, dygnspov och stickprov), olika belastningsfall och att analyser har genomförts av olika analyslaboratorier med olika detektionsgränser och noggrannhet. Värden kan ändå ge en indikation om hur Ullared ARV ligger till i jämförelse med dessa mätningar.

Tabell 19: Medelhalter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten jämfört med referensvärde baserat på andra karteringar.

Substans (ng/l)	Medel		Referens		Avvikelse	
	Ullared IN	Ullared UT	ARV IN	ARV UT	IN (%)	UT (%)
<b>Hormoner</b>						
Östron (E1)	61,6	3,8	37,5	2,5	164%	150%
Östradiol (E2)	17,1	0,7	12,5	1	137%	65%
Etinylöstradiol (EE2)	3,3	0,9	10	1	33%	88%
<b>Läkemedelsrester</b>						
Amlodipine	96,8	99,8	84	47,5	115%	210%
Atenolol	2025	840	1800	560	113%	150%
Bisoprolol	270	285	160	110	169%	259%
Carbamazepine	465	555	350	470	133%	118%
Citalopram	552	602	180	420	307%	143%
Diclofenac	1275	1875	710,2	810	180%	231%
Fluoxetine	27,6	30,3	8,8	22,5	316%	134%
Furosemide	4350	3300	1850	1550	235%	213%
Hydrochlorothiazide	2750	3500	1600	1450	172%	241%
Ibuprofen	14 450	2618	5300	155	273%	1689%
Ketoprofen	1025	224	380	225	270%	99%
Metoprolol	2250	2275	1500	1850	150%	123%
Naproxen	14 150	1967	4150	360	341%	547%
Oxazepam	2850	2950	375	2100	760%	140%
Paracetamol	919	50,6	250	22,5	367%	225%
Propranolol	114	119	64	120	177%	99%
Ramipril			13	26,3		
Ranitidine	400	130	190	180	211%	72%
Risperidone			15	12,5		
Sertraline	96,5	65,8	49,5	53	195%	124%
Simvastatin	670	31,3	240	7,5	279%	417%
Terbutaline	47,6	43	11,5	19,5	414%	221%
Warfarin			11	5		
<b>Antibiotika</b>						
Benzylpenicillin			1	1,5		
Ciprofloxacin	272	33	110	9,8	248%	340%
Clarithromycin	97	99	37	24	262%	411%
Clindamycin	3,7	44	8,2	30	45%	146%
Doxycycline	165	66	90	57,5	184%	115%
Erythromycin	76	96	40	12	189%	802%
Fusidic acid			14	9		
Linezolid			4	2,5		
Metronidazole	4,6	9,4	3,3	10,5	140%	90%
Moxifloxacin			9	6		
Norfloxacin	78	28,8	25	10	313%	288%
Rifampicin	137	29	14,9	5,5	919%	530%
Sulfamethoxazole	359	41	250	40	144%	103%
Tetracycline	2350	364	350	115	671%	316%
Trimetoprim	25,5	69,4	62	19	41%	365%
Avvikelse Medel/Referens:	<110%		110 - 130%		>130%	

Det framgår från Tabell 19 att förutom några få undantag så ligger samtliga halter av hormoner, läkemedel och antibiotika halter i inkommande och utgående vatten vid Ullared ARV mycket eller extremt mycket över genomsnittshalter för andra svenska reningsverk. Speciellt för de läkemedel som också identifierades som mest betydande i recipientbedömningen, Citalopram och Oxazepam förekommer i signifikant högre halter än i andra anläggningar. Att utgående halter ligger över referensvärden beror främst på de höga halter i inkommande vatten då reningseffektiviteten över anläggningen är jämförbart med andra reningsverk. Även om denna jämförelse

mot referensvärden endast baseras på medelvärdet från fyra veckoprovtagningar blir det tydligt att Ullared ARV har en annan belastning av dessa substanser än andra svenska reningsverk.

Tabell 20 visar analysresultaten från inkommande avloppsvatten och två provtagningspunkter uppströms i ledningsnätet. Båda provtagningspunkterna fokuserade på avloppsvatten från två av de största enskilda bidragsgivare till reningsverket, nämligen köpcentret Ullared och Ullareds camping.

Tabell 20: Halter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och två uppströms provpunkter vid provtagningen v26 2019.

Substans (ng/l)	PP1A Gekås	PP1B Camping	PP1 Ullared IN
<b>Hormoner</b>			
Östron (E1)	29	33	14
Östradiol (E2)	4,3	18	10
Etinylöstradiol (EE2)	1	1	1,5
<b>Läkemedelsrester</b>			
Amlodipine	60	60	60
Atenolol	2200	2300	1900
Bisoprolol	340	50	250
Carbamazepine	490	80	400
Citalopram	660	540	670
Diclofenac	1900	840	1000
Fluoxetine	60	60	60
Furosemide	4800	3500	5300
Hydrochlorothiazide	5700	2300	3100
Ibuprofen	33 000	14 000	19 000
Ketoprofen	1500	490	700
Metoprolol	4100	2600	3000
Naproxen	66 000	21 000	19 000
Oxazepam	9800	1500	4500
Paracetamol	50	50	50
Propranolol	60	35	130
Ramipril	80	80	80
Ranitidine	460	35	450
Risperidone	80	80	80
Sertraline	65	65	40
Simvastatin	1400	210	880
Terbutaline	70	70	70
Warfarin	120	120	120
<b>Antibiotika</b>			
Benzylpenicillin	115	115	115
Ciprofloxacin	77	27	85
Clarithromycin	25	17	73
Clindamycin	1	1,5	1
Doxycycline	75	75	75
Erythromycin	1600	3	190
Fusidic acid	90	160	30
Linezolid	7,5	7,5	7,5
Metronidazole	4,5	4,5	4,5
Moxifloxacin	12,5	12,5	12,5
Norfloxacin	60	60	60
Rifampicin	500	90	90
Sulfamethoxazole	1300	60	830
Tetracycline	3100	5300	2100
Trimetoprim	46	26	22

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification)

XX - < LOD (Level of Detection)

Det bör anmärkas att ett avloppsflöde från campingen uppstår mest under sommarsäsongen som data över vattenförbrukningen i Tabell 21 visar. Gekås köpcentrum har däremot en stor påverkan året runt med extra stor andel av totalflödet kring julperioden (inkl. provtagning v50 2018 och v2 2019). Det framgår tydligt av Tabell 20 att halter för många av de analyserade substanser i dessa två delströmmar är antingen högre än eller på samma nivå som i det samlade inkommande vattenflödet till reningsverket. Eftersom provpunkterna PP1A och PP1B ligger direkt vid utsläppskällan bör andelen av ovidkommande vatten i dessa punkter i princip vara obefintlig. Utifrån årsrapport för 2018 ligger andelen ovidkommande vatten på runt 23 % och därför står utspädning av avloppsvatten med ovidkommande vatten endast för en liten del av minskning av läkemedelshalter. Det tyder på att avloppsvatten från Gekås och campingen har en större andel läkemedelsrester än flödet från övriga samhället. Skillnad i halter kan bero på en annorlunda vattenanvändning med t.ex. mer bad- och tvättvatten (som inte innehåller läkemedel) från samhället. I princip förekommer ingen av substanserna i lägre halter i de två uppströmsprover än vid inkommande vatten. Detta gäller även för Citalopram som enligt Tabell 19 ligger tre gånger högre i inkommande vatten till Ullared ARV än i andra verk.

Tabell 21: Dricksvattenförbrukning under provtagningsveckorna.

	Dricksvattenförbrukning											
	Ullared samhälle (Inkl. camping och köpcenter)				Campingplats				Gekås köpcentrum			
	v50	v2	v18	v26	v50	v2	v18	v26	v50	v2	v18	v26
<b>Totalflöde (m3/v)</b>	3 164	3 233	3 552	4197	210	196	350	705	713	491	1059	885
<b>Medelflöde(m3/d)</b>	452	462	470	524	30	28	50	88	102	70	151	126
<b>Maxflöde (m3/d)</b>	519	505	579	580								
<b>Minflöde (m3/d)</b>	415	436	457	477								

#### 4.5 Drift av pilotanläggningen

Eftersom filteranläggningen placerades utomhus hade störningar förekommit i början av försöksperioden p.g.a. frost. I övrigt fungerade filteranläggning under hela förstudien utan driftstörningar och med en jämn reduktion av suspenderat halt.

Vid tre olika tillfällen under försöksperioden hade ozonanläggningen slutat att fungera. Detta innebar totalstopp i ozonproduktion i väntan på att leverantören antingen skickade personal och/eller reservdelar för att åtgärda problemen. Dessa oväntade driftstörningar krävde extra personresurser från både VIVAB och leverantören.

Följande stopp hade skett p.g.a. problem med pilotanläggningen:

- 22 maj: Ozon destruktörens funktionalitet hade avstannat helt vilket resulterade i ozonläckage som utlöste larm. En ny destruktör och fyllnadsmassa skickades av leverantören mot ekonomisk ersättning. Destruktören kunde inte ersättas före i slutet av månaden p.g.a. leveransfördröjningar.
- 31 maj: Problem med ozongeneratoren innebar total stopp i ozonproduktion. P.g.a. fördröjningar som berodde på leverantören åtgärdades problemet av leverantören inte förre 11 juni. Efter upprepade påtryckningar från VIVAB, gick leverantören med att inte ta betalt för hyran under perioden som anläggningen var funktionsoduglig.
- 29 augusti: Ozongeneratoren slutade att fungera för andra gången, vilket innebar stopp i ozonproduktion på nytt. P.g.a. fördröjningar som berodde på leverantören, åtgärdades problemet av leverantören inte

före 11 september. Därmed fick VIVAB möjligheter att förlänga hyresperioden utan extra ersättning för att avsluta de resterande planerade försöken.

## 4.6 Andra aspekter

Från tidigare studier och genomgång av litteraturen enligt avsnitt Fas 2 så har allmänna aspekter belyst av IVL inom projektet som behöver beaktas och som relaterar till en eventuell implementering av ett avancerat reningssteg som kompletterande rening för läkemedelsrester vid Ullared ARV.

### 4.6.1 Miljöpåverkan och miljövinster

Ett extra reningssteg skapar en extra miljöpåverkan eftersom resurser förbrukas både vid installation (stål, betong, m.m.) och under drift (energi, kemikalier, m.m.). Endast vid en komplett nyinstallation av ett helt reningssystem eller signifikant optimering av befintliga anläggningsdelar kan miljöpåverkan pga. den extra reningen vara lägre än innan. Ullared ARV kommer att kompletteras med ett trumfilter som förutom själva tillverkning förbrukar resurser främst i form av energi och tillsatser för bättre avskiljning. Den extra energiförbrukningen bedöms dock som låg (1,87 kW under ca 3 timma om dagen) och testerna inom förstudieprojektet visade att även mängden kemikalier kan begränsas utan att försämra reningsresultatet (se Figur 5).

För ozonering finns det förutom risker med bildning av farliga biprodukter framförallt aspekten av den höga energianvändningen för ozonproduktion som dominerar miljöpåverkan. Vid behov för en extra rening för läkemedelsrester har dock ozonoxidation generellt sett ett av de lägsta energibehoven och låg miljöpåverkan jämfört med andra teknikalternativ. En ozondos som motsvarar de utförda långtidsförsöken, alltså 9 mg O<sub>3</sub>/l innebär omkring 0,09 kWh/m<sup>3</sup> behandlat vatten vid antagandet att ett kg producerat ozon kräver runt 10 kWh oavsett om det används flytande syre (LOX) eller luft via pressure swing absorption (PSA) för ozonproduktion. Vid eventuell installation av ozonering vid Ullared ARV kan miljöpåverkan minskas bl.a. genom användning av förnybar energi samt minimering av energiförbrukning i processen. Som projektet har visat är en optimal utformning av ozoneringsutrustning en viktig del i detta. Även en fungerande styrning av ozonering kan minimera energiåtgången.

Problemet med risken för bildning av oxidationsbiprodukter som t.ex. bromat, nitrosaminer, formaldehyd och andra toxiska ämnen från ozoneringen bedöms som låg då uppmätta halter av t.ex. bromat inte visade nämnvärda halter i ozonerat vatten. En viktig faktor för Ullared ARV är dock att en eventuell ozoneringsanläggning skulle integreras mellan trumfiltret och biodammen så att eventuella nedbrytningsprodukter kunde tas hand om i den polerande biodammen innan vattnet når recipienten. Däremot är det viktigt att notera att det finns idag begränsad kunskap angående biprodukter vid ozonering och deras miljöpåverkan.

### 4.6.2 Hälsoeffekter/Arbetsmiljö

Eftersom ozon är ett kraftfullt oxidationsmedel är aspekter kring arbetsmiljörisker och hälsoeffekter betydelsefulla när ozongas används som reningssystem och hanteringen måste ske uppmärksamt och med stor försiktighet. Ozonet kan orsaka ögon-, hud och luftvägsirritation, men misstänks även kunna orsaka allvarligare skador vid lång eller upprepad exponering. Ozon har dock använts i många år vid flera reningsverk t.ex. för slamkonditionering och hanteringen av arbetsmiljörisker och hälsoeffekter är således väl känd och dokumenterat. Ozoneringsanläggningar är utrustade med flera säkerhetssystem och den kraftiga lukten av ozon redan vid låga, ofarliga halter gör att ozonemissioner är lätt att upptäcka. Vid användning av flytande "oxygen" kan hänsyn till dess hanteringen behövas tas med tanke på brand- och explosionsrisk.



### 4.6.3 Tekniska/praktiska hinder

Erfarenheter från befintliga anläggningar visar att utmaningen med ozonering framförallt ligger i övervaknings- och styrningsdelar av ozonbehandlingen. Problem med realtidsmätning av t.ex. DOC, nitritkväve och absorptions för styrning av ozondosen kan utgöra en utmaning t.ex. på grund av järnbeläggningar och andra föroreningar i vattnet. Även automatisk rengöring med ultraljud, luftblåsning och varmvattenspolning räcker inte alltid och manuell rengöring (bl.a. med saltsyra) kan krävas (se t.ex. Sehlén m fl., 2015) vilket kan innebära ökade driftkostnader och insatser som påverkar både miljön och arbetsmiljö negativt. Beaktas dessa aspekter vid val av processdesign kan en del problem dock delvis undvikas. En placering av ozoneringen efter huvudreningen som i detta projekt minskar också problem som uppstår pga. en komplexare vattenmatrix med flera störande ämnen som t.ex. har rapporterats vid ozonering på Tekniska Verken AB i Linköping (Sehlén m fl., 2015).

Tabell 3 visar att flödesvariationen till reningsverket kan variera kraftigt, detta bör tas hänsyn till vid dimensionering av en fullskalanläggning för ozonering. En teknisk utformning som tillåter stora flödesvariationer, exempelvis större kontaktbassäng, ett utjämningsmagasin före ozoneringssteget eller en förbiledning vid höga flöden kan vara olika alternativ för att möta framtida reningsmål/-krav.

### 4.6.4 Kostnader

Ozonering kan generellt betraktas som en av de billigaste tekniker jämfört med andra kompletterande reningstekniker så länge inte en extra polering behövs och inga andra stora investeringar (t.ex., för att säkerställa det ökade energibehovet) behövs. En eventuell fullskaleinstallation vid Ullared ARV skulle dock pga. den existerande biodammen troligtvis inte kräva någon extra efterbehandling. Med tanke på anläggningens storlek bör inte heller energiförsörjningen av ozonsteget utgöra en utmaning.

Wahlberg m fl. (2010) uppger kostnaden för ozonbehandling till ca 0,6 kr/m<sup>3</sup> vatten vid stora anläggningar (> 100 000 PE). Kostnadsberäkningar inom (Baresel, *et al.*, 2017) *et al.*, 2017) som tagits fram för svenska förhållanden tillsammans med svenska och utländska teknikleverantörer tyder på en kostnad på 0,5 - 0,8 kr/m<sup>3</sup> för en relevant anläggningsstorlek på 2000 - 10 000 PE. Det bör dock noteras att denna siffra gäller för en ozondos på 5 mg O<sub>3</sub>/l vid DOC 10 mg/l. Enbart energikostnader kan beräknas med en beräknat teoretisk energiförbrukning på omkring 0,03 kWh/m<sup>3</sup> behandlat vatten vid en dos på 3 mg O<sub>3</sub>/l. I praktiken är dock energiförbrukningen högre och icke linjär då viss utrustning har en viss energiförbrukning oavsett hur mycket ozon som produceras. Minskade ozondoser motsvarar därför i praktiken inte alltid en lika tydlig minskning av relaterade energikostnader. En aspekt som vid val av utrustning bör beaktas.

## 5 Slutsatser och rekommendationer

Karteringen av mikroplaster, hormoner, läkemedelsrester och antibiotika tyder på att det med de genomförda riskbedömningarna inte finns ett direkt behov för extra rening vid Ullared ARV för att minska halter av mikroföroreningar i recipienten. Denna slutsats baseras på den väldig effektiva reningen av mikroplaster från vattenfasen i befintlig reningsprocess. Även om reningen inte är lika effektivt för de andra undersökta substanserna så utgör reningsverkets flöde endast en väldig liten del i recipienten, vilket medför låg risk för recipientpåverkan både i den primära och den sekundära recipienten. En rening baserat på fördefinierade reduktionsgrader över anläggningen oavsett halter och recipientbedömning bedöms som resursineffektivt (se Tabell 17). Dessutom medför en extra rening en miljöpåverkan, vilket in sin tur innebär att miljönyttan av ett extra reningssteg är svårare att motivera.

Projektet har dock visat att halter i inkommande vatten till Ullared ARV uppvisar avsevärt högre halter för många läkemedelssubstanser jämfört med andra svenska kommunala avloppsreningsverk. En initial uppströmskarteringen tyder på att framförallt Gekås köpcentrum står för en signifikant andel av denna höga belastning. Projektgruppen rekommenderar därför att den specifika belastningen från uppströms ”punktkällor” bör undersökas vidare för att kunna identifiera möjliga uppströmsåtgärder som kan minska belastningen på reningsverket och därmed behovet för en eventuell ytterligare rening.

Pilotester med ozoneringen visade att en effektiv rening av läkemedelsrester kan åstadkommas. För de flesta substanserna uppnåddes en reduktionsgrad motsvarande >90% redan vid väldig låga ozondoser motsvarande 3 mg O<sub>3</sub>/l. Förutom Citalopram och Oxazepam har samtliga undersökta substanser enligt den genomförda riskbedömningen (Tabell 17) en riskkvot under 0,1 i recipienten, vilket innebär en låg risk. Endast Citalopram ligger över en riskkvot på 1,0, alltså en hög risk för påverkan av recipienten. För att uppnå en riskkvot <1 i recipienten även för Citalopram skulle det krävas en extra rening på 90%. Som framgick av pilottesterna sker redan en reduktion vid den lägsta undersökta ozondosen på 3,4 mg O<sub>3</sub>/l (0,19 mg O<sub>3</sub>/mg DOC). Det bör dock noteras att effektstudier för Citalopram är nästintill obefintliga och säkerhetsfaktorn för beräkningen av den lägsta halten som inte ger en effekt blir därmed väldig högt ( $\geq 1000$ ) för att kompensera för osäkerheten. Mot bakgrund av detta efterfrågas av projektgruppen ytterligare effektstudier för att kunna ge ett bättre underlag för bedömning av PNEC (Predicted No Effect Concentration) för Citalopram.

En viktig aspekt som projektgruppen vill lyfta fram är utmaningen av en effektiv ozonstyrning. Det finns ett antal olika ansatser och några fungerar mindre bra som utförda tester i detta förstudieprojekt visar. Följaktligen kan utvärderingen av reningseffektiviteten och därmed drift och kostnader för en eventuell fullskaleanläggning i värsta fall grundas på helt felaktiga antaganden om tillsatt ozon m.m. Detta projekt understryker behovet för samarbete mellan olika aktörer och kunskapsstöd till reningsverk för att säkerställa en bra kvalitet och tillförlitlighet i framtagna driftresultat. Det är av yttersta vikt att undvika felaktiga beräkningar av reduktionsgrader som utgör beslutsunderlag för investeringar i fullskaleanläggningar.

Projektgruppen rekommenderar att likartade karteringar och recipientundersökningar utförs för VIVAB:s stora avloppsreningsverk, Smedjeholmen och Getteröverket. Dessutom föreslås en undersökning av en potentiell punktkälla som utgörs av sjukhuset i Varberg.

## 6 Källförteckning

Ågerstrand, M. (2019) *Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. ACES report nr 36.*

Baresel, Christian; Malovanyy, A. (2019) *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket Sammanställning av tidigare.*

Baresel, C. *et al.* (2014) 'Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol', *IVL Svenska Miljöinstitutet*, pp. 1–28.

Baresel, C. *et al.* (2015) 'Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options', *Number B*, (April). Available at: [www.ivl.se](http://www.ivl.se).

Baresel, C., Ek, M., *et al.* (2017) 'Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar', *IVL Svenska Miljöinstitutets Slutrapporter*, (B2288), pp. 1–112. Available at: [http://sjostad.ivl.se/download/18.1369484715f59ce4bab17f/1509705944359/Slutrapport B2288 - Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk.pdf](http://sjostad.ivl.se/download/18.1369484715f59ce4bab17f/1509705944359/Slutrapport+B2288+-+Handbok+för+rening+av+mikroföroreningar+vid+avloppsreningsverk.pdf).

Baresel, C., Magnér, J., *et al.* (2017) *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten [In Swedish: Technologies for advanced treatment of wastewater]*, *IVL Swedish Environmental Research Institute Reports*. Available at: <http://www.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f49cc/1493365924862/C235.pdf>.

Daoud, F. *et al.* (2017) 'Ozone pretreatment of process waste water generated in course of fluoroquinolone production', *Chemosphere*. Elsevier Ltd, 185, pp. 953–963. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.07.040.

'DYNADRUM Trumfilter- Användarmanual' (no date). Nordic Water.

European Chemicals Agency (2011) *Pharmaceutical residues and other emerging substances*. doi: [http://vav.griffel.net/filer/C\\_IVL2015-B2226.pdf](http://vav.griffel.net/filer/C_IVL2015-B2226.pdf).

Forsgren, A. (2019) *ORP-kurva, Rapport-VIVAB, Ullareds Reningsverk, 190626*. Ullared.

Gros, M., Petrović, M. and Barceló, D. (2006) 'Development of a multi-residue analytical methodology based on liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) for screening and trace level determination of pharmaceuticals in surface and wastewaters', *Talanta*, 70(4), pp. 678–690. doi: 10.1016/j.talanta.2006.05.024.

Holman, J.B. and Wareham, D. G. (2003) 'Oxidation-Reduction Potential as a Monitoring Tool in a Low Dissolved Oxygen Wastewater Treatment Process', *Journal of Environmental Engineering*, 1, pp. 52–58.

HVMFS 2013:19 (2013) *HVMFS 2013:19 Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Available at: <https://www.prevent.se/Regelbanken/Regelbanken/Start/Forfattningar/Mark-och-miljo/Havs--och-vattenmyndigheten-hvmfs/Hvmfs-201319--Klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten/>.

Kron, Y. and Brodin, A. (2004) *Variationer i vattnets sammansättning längs Ätrons vattendrag*. Göteborgs Universitet Rapport B412.

Länsstyrelse (2013) 'Miljöövervakning i Halland: Meddelande 2013:1 från Länsstyrelsen i Halland'. Halland. doi: ISSN 1101-1084.

Naturvårdsverket (2017) 'Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen', (April).

Norrconsult (2008) 'En bedömning av påverkan på Natura 2000-området Högvadsån: Ullareds nya reningsverk'.

Petersén, A. (2018) *Miljörapport Ullared VIVAB*.

Regeringskansliet rättsdatabas (2018) <http://rkrattsbaser.gov.se/sfst?bet=2018:495>. doi: <http://rkrattsbaser.gov.se/sfst?bet=2018:495>.

Rivera-Utrilla, J. *et al.* (2013) 'Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review', *Chemosphere*. Elsevier Ltd, 93(7), pp. 1268–1287. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.07.059.

Sehlén, R. *et al.* (2018) 'Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten'.  
USE, C. F. M. P. F. H. and (CHMP) (2006) *GUIDELINE ON THE ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT OF MEDICINAL PRODUCTS FOR HUMAN USE*.

## 7 Bilagor

### 7.1 Analyserade mikroföroreningar vid IVL.

#### Package 1. Estrogenic hormones

Estrogenic hormones	
Substance	Mode of action
Estrone	<i>Hormone</i>
$\beta$ -Estradiol	<i>Hormone</i>
Ethinylestradiol	<i>Hormone</i>

#### Package 2. Common pharmaceuticals

Pharmaceuticals	
Substance	Mode of action
Amlodipine	<i>Antihypertensives</i>
Atenolol	<i>Antihypertensives</i>
Bisoprolol	<i>Antihypertensives</i>
Caffeine	<i>Stimulants</i>
Carbamazepine	<i>Sedatives</i>
Citalopram	<i>Antidepressants</i>
Diclofenac	<i>Anti-inflammatories</i>
Fluoxetine	<i>Antidepressants</i>
Furosemide	<i>Diuretics</i>
Hydrochlorothiazide	<i>Antihypertensives</i>
Ibuprofen	<i>Anti-inflammatories</i>
Ketoprofen	<i>Anti-inflammatories</i>
Metoprolol	<i>Antihypertensives</i>
Naproxen	<i>Anti-inflammatories</i>
Oxazepam	<i>Sedatives</i>
Paracetamol	<i>Anti-inflammatories</i>
Propranolol	<i>Antihypertensives</i>
Ramipril	<i>Antihypertensives</i>
Ranitidine	<i>Antiulcers</i>
Risperidone	<i>Antipsychotic</i>
Sertraline	<i>Antidepressants</i>
Simvastatin	<i>Lipid-regulating</i>
Terbutaline	<i>Asthma medication</i>
Warfarin	<i>Anticoagulants</i>

### Package 3. Antibiotics

Antibiotics	
Substance	Mode of action
Benzylpenicillin	<i><math>\beta</math>-Lactams</i>
Fusidic acid	<i>Fusidanes</i>
Rifampicin	<i>Antimycobacterials</i>
Sulfamethoxazole	<i>Sulfonamides</i>
Ciprofloxacin	<i>Fluoroquinolones</i>
Clarithromycin	<i>Macrolides</i>
Clindamycin	<i>Lincosamide</i>
Doxycycline	<i>Tetracyclines</i>
Linezolid	<i>Oxazolidinones</i>
Moxifloxacin	<i>Fluoroquinolones</i>
Norfloxacin	<i>Fluoroquinolones</i>
Tetracycline	<i>Tetracyclines</i>
Trimetoprim	<i>Folic acid antagonist</i>
Erythromycin	<i>Macrolides</i>

## 7.2 Analysresultat för de olika provtagningstillfällena.

### Provtagning v50 2018

XX - < LOQ/2 (Level of Quantification, i.e. smallest amount of analyte can be measured with reasonable accuracy)

XX - < LOD (Level of Detection, i.e. minimum detectable concentration)

Substans	PP1	PP2	PP3	PP4	PP5	PP6	PP7	Key	Key	Key	Key
	ARV IN (ng/l)	Sandfång UT (ng/l)	ARV UT (ng/l)	Damm UT (ng/l)	Rec uppstr. (ng/l)	Rec nedstr. (ng/l)	Sek recipient (ng/l)	>80%	>80%	>80%	>80%
								40-80%	40-80%	40-80%	40-80%
								<40%	<40%	<40%	<40%
								Rening PP1>PP2 (%)	Rening PP2>PP3 (%)	Rening PP3>PP4 (%)	Rening ARV Totalt (%)
Östron (E1)	200	150	8,4	12	3,2	3,3	3,1	25%	94%	-43%	94%
Östradiol (E2)	45	47	0,6	0,6	2	2	2	-4%	99%	0%	99%
Etinylöstradiol (EE2)	8,3	2,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-	-
Amlodipine	74	52	37	19	10	10	10	30%	29%	49%	74%
Atenolol	3400	3400	1500	1600	2,50	2,50	2,50	0%	56%	-7%	53%
Bisoprolol	230	210	210	200	5	5	5	9%	0%	5%	13%
Carbamazepine	370	390	370	380	5	5	5	-5%	5%	-3%	-3%
Citalopram	470	400	420	460	5	5	5	15%	-5%	-10%	2%
Diclofenac	1200	1100	1100	1100	2,50	2,50	2,50	8%	0%	0%	8%
Fluoxetine	16	12	17	20	2,50	2,50	2,50	25%	-42%	-18%	-25%
Furosemide	2100	2100	1500	1400	1,67	1,67	1,67	0%	29%	7%	33%
Hydrochlorothiazide	2100	2000	2400	2400	1,67	5,5	4,4	5%	-20%	0%	-14%
Ibuprofen	18000	17000	390	390	18	21	26	6%	98%	0%	98%
Ketoprofen	1200	1100	380	370	5	5	5	8%	65%	3%	69%
Metoprolol	1800	1700	1800	1800	5	5	5	6%	-6%	0%	0%
Naproxen	13000	11000	680	630	2,50	12	2,50	15%	94%	7%	95%
Oxazepam	400	430	480	500	5	5	5	-8%	-12%	-4%	-25%
Paracetamol	3600	2900	78	61	5	5	5	19%	97%	22%	98%
Propranolol	130	120	150	150	1,67	1,67	1,67	8%	-25%	0%	-15%
Ramipril	15	15	15	15	15	15	15	-	-	-	-
Ranitidine	570	480	150	210	5	5	5	16%	69%	-40%	63%
Risperidone	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67	-	-	-	-
Sertraline	56	38	31	32	1,67	1,67	1,67	32%	18%	-3%	43%
Simvastatin	1000	1100	5	5	5	5	5	-10%	100%	-	100%
Terbutaline	94	110	90	63	2,50	2,50	2,50	-17%	18%	30%	33%
Warfarin	13	10	5,4	5,3	1,67	1,67	1,67	23%	46%	2%	59%
Benzylpenicillin								-	-	-	-
Ciprofloxacin	840	560	120	85	7,5	7,5	7,5	33%	79%	29%	90%
Clarithromycin	13	14	17	18	5	5	5	-8%	-21%	-6%	-38%
Clindamycin	8,2	7,3	33	30	2,5	2,5	2,5	11%	-352%	9%	-266%
Doxycycline	51	36	15	15	15	15	15	29%	58%	-	71%
Erythromycin	30	24	40	31	5	5	5	20%	-67%	23%	-3%
Fusidic acid	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	-	-	-	-
Linezolid	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	-	-	-	-
Metronidazole			6,2	5,3	11	11	11	-	-	15%	-
Moxifloxacin	11	11	11	11	2	2	2	-	-	-	-
Norfloxacin	220	66	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5	70%	66%	0%	90%
Rifampicin	340	170	19	16	7,5	7,5	7,5	50%	89%	16%	95%
Sulfamethoxazole	100	90	14	15				10%	84%	-7%	85%
Tetracycline			250	200	75	75	75	-	-	20%	-
Trimetoprim	10	11	13	13	1,5	1,5	1,5	-10%	-18%	0%	-30%

Provtagning v2 2019

XX - < LOQ/2

XX - < LOD

Substans	PP1 ARV IN (ng/l)	PP2 Sandfång UT (ng/l)	PP3 ARV UT (ng/l)	PP4 Damm UT (ng/l)	PP5 Rec uppstr. (ng/l)	Key	Key	Key	Key
						>80%	>80%	>80%	>80%
						<40%	<40%	<40%	<40%
						Rening PP1>PP2 (%)	Rening PP2>PP3 (%)	Rening PP3>PP4 (%)	Rening ARV Totalt (%)
Östron (E1)	24	21	1,5	0,5	0,5	13%	93%	67%	>98%
Östradiol (E2)	10	7	0,5	0,5	0,5	30%	93%	0%	>95%
Etinylöstradiol (EE2)	2,5	2,5	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-
Amlodipine	160	280	280	120	30,00	-75%	0%	57%	25%
Atenolol	1000	980	550	540	7,50	2%	44%	2%	46%
Bisoprolol	250	290	310	290	1,50	-16%	-7%	6%	-16%
Carbamazepine	600	570	710	700	50,00	5%	-25%	1%	-17%
Citalopram	290	470	520	590	15,00	-62%	-11%	-13%	-103%
Diclofenac	1300	1400	1200	1300	30,00	-8%	14%	-8%	0%
Fluoxetine	7,5	7,5	7,5	27	7,50	-	-	-	-
Furosemide	5100	4200	3500	3000	50,00	18%	17%	14%	41%
Hydrochlorothiazide	2200	2100	2000	2100	15,00	5%	5%	-5%	5%
Ibuprofen	5800	6200	79	62	25	-7%	99%	22%	99%
Ketoprofen	1000	890	290	210	90,00	11%	67%	28%	79%
Metoprolol	1600	1600	1700	1700	10,00	0%	-6%	0%	-6%
Naproxen	9600	8200	400	360	25,00	15%	95%	10%	96%
Oxazepam	2700	2900	3100	3100	75,00	-7%	-7%	0%	-15%
Paracetamol	7,5	7,5	7,5	7,5	7,50	-	-	-	-
Propranolol	34	77	100	120	1,50	-126%	-30%	-20%	-253%
Ramipril	50,00	50,00	50,00	50,00	50,00	-	-	-	-
Ranitidine	220	200	170	150	5,00	9%	15%	12%	32%
Risperidone	15,00	15,00	15,00	15,00	15,00	-	-	-	-
Sertraline	30	79	73	100	1,50	-163%	8%	-37%	-233%
Simvastatin	450	410	5,00	5,00	5,00	9%	99%	-	99%
Terbutaline	7,5	7,5	16	19	7,50	-	-	-	-153%
Warfarin	5	5	5	5	5,00	-	-	-	-
Benzylpenicillin						-	-	-	-
Ciprofloxacin	14,1	19,0	10,3	7,5	7,5	-35%	46%	27%	47%
Clarithromycin	1,7	1,7	1,7	5,4	1,7	-	-	-	-230%
Clindamycin	1,7	1,7	1,7	14,5	1,7	-	-	-	-781%
Doxycycline	115,0	115,0	115,0	115,0	115,0	-	-	-	-
Erythromycin	16,1	22,6	12,2	24,0	5,1	-40%	46%	-97%	-49%
Fusidic acid	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	-	-	-	-
Linezolid	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	-	-	-	-
Metronidazole	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	-	-	-	-
Moxifloxacin	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	-	-	-	-
Norfloxacin	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	-	-	-	-
Rifampicin	110,0	82,3	8,3	3,0	3,0	25%	90%	64%	97%
Sulfamethoxazole	36,7	39,1	11,2	11,1	1,7	-6%	71%	0%	70%
Tetracycline	450,0	260,0	140,0	65,0	65,0	42%	46%	54%	86%
Trimetoprim	8,2	9,4	5,1	9,5	3,0	-15%	46%	-87%	-17%



Provtagning v18 2019

XX - < LOQ/2

XX - < LOD

Key	Key	Key
>80%	>80%	>80%
40-80%	40-80%	40-80%
<40%	<40%	<40%

Substans	PP1 ARV IN (ng/l)	PP3 ARV UT (ng/l)	PP3A DF UT (ng/l)	PP4 Damm UT (ng/l)	Rening PP3>PP3A (%)	Rening PP3>PP4 (%)	Rening ARV Totalt (%)
Östron (E1)	8,4	1,5	0,5	1,5	-	-	>82%
Östradiol (E2)	3,5	0,5	0,5	0,5	-	-	-
Etinylöstradiol (EE2)	1	0,5	0,5	0,5	-	-	-
Amlodipine	93	30	30	30	-	-	>68%
Atenolol	1800	820	900	780	-10%	5%	57%
Bisoprolol	350	340	380	350	-12%	-3%	0%
Carbamazepine	490	630	630	640	0%	-2%	-31%
Citalopram	780	850	880	770	-4%	9%	1%
Diclofenac	1600	1300	1400	4100	-8%	-215%	-156%
Fluoxetine	27	29	24	14	17%	52%	48%
Furosemide	4900	4300	4600	6900	-7%	-60%	-41%
Hydrochlorothiazide	3600	3400	3600	6900	-6%	-103%	-92%
Ibuprofen	15 000	150	240	9900	-60%	-6500%	34%
Ketoprofen	1200	510	530	240	-4%	53%	80%
Metoprolol	2600	2600	2900	2700	-12%	-4%	-4%
Naproxen	15 000	1600	1800	6800	-13%	-325%	55%
Oxazepam	3800	4200	4000	3700	5%	12%	3%
Paracetamol	17	44	44	49	0%	-11%	-188%
Propranolol	160	190	200	170	-5%	11%	-6%
Ramipril	20,00	20,00	20,00	56,00	-	-	-
Ranitidine	360	140	150	120	-7%	14%	67%
Risperidone	3,00	3,00	3,00	3,00	-	-	-
Sertraline	260	120	96	66	20%	45%	75%
Simvastatin	350	20,00	20,00	20,00	-	-	-
Terbutaline	19	19	20	20	-5%	-5%	-5%
Warfarin	21	12	11	29	8%	-142%	-38%
Benzylpenicillin	1,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-
Ciprofloxacin	150,0	61,0	52,0	37,0	15%	39%	75%
Clarithromycin	300,0	330,0	330,0	280,0	0%	15%	7%
Clindamycin	3,8	48,0	45,0	110,0	6%	-129%	-2795%
Doxycycline	420,0	60,0	60,0	60,0	-	-	-
Erythromycin	67,0	91,0	86,0	100,0	5%	-10%	-49%
Fusidic acid	7,5	7,5	7,5	7,5	-	-	-
Linezolid	5,0	5,0	5,0	5,0	-	-	-
Metronidazole	7,5	25,0	19,0	26,0	24%	-4%	-247%
Moxifloxacin	12,5	12,5	12,5	12,5	-	-	-
Norfloxacin	22,5	22,5	22,5	22,5	-	-	-
Rifampicin	7,5	7,5	7,5	7,5	-	-	-
Sulfamethoxazole	470,0	73,0	75,0	79,0	-3%	-8%	83%
Tetracycline	4500,0	1800,0	1600,0	820,0	11%	54%	82%
Trimetoprim	62,0	84,0	82,0	220,0	2%	-162%	-255%

## Provtagning v26 2019

XX - < LOQ/2

XX - < LOD

Key
>80%
40-80%
<40%

Substans	PP1 ARV IN (ng/l)	PP3 ARV UT (ng/l)	PP4 Damm UT (ng/l)	Rening ARV Totalt (%)
Östron (E1)	14	0,5	1	>93%
Östradiol (E2)	10	0,5	1	>90%
Etinylöstradiol (EE2)	1,5	0,5	1	-
Amlodipine	60	140	230	-
Atenolol	1900	450	440	77%
Bisoprolol	250	300	300	-20%
Carbamazepine	400	560	500	-25%
Citalopram	670	670	590	12%
Diclofenac	1000	1200	1000	0%
Fluoxetine	60	60	60	-
Furosemide	5300	3800	1900	64%
Hydrochlorothiazide	3100	3200	2600	16%
Ibuprofen	19 000	120	120	99%
Ketoprofen	700	180	75	89%
Metoprolol	3000	2900	2900	3%
Naproxen	19 000	310	80	100%
Oxazepam	4500	4500	4500	0%
Paracetamol	50	85	85	-
Propranolol	130	170	35	73%
Ramipril	80,00	80,00	80,00	-
Ranitidine	450	140	35	92%
Risperidone	80,00	80,00	80,00	-
Sertraline	40	65,00	65,00	-
Simvastatin	880	95,00	95,00	89%
Terbutaline	70,00	70,00	70,00	-
Warfarin	120,00	120,00	120,00	-
Benzylpenicillin	115	115	115	-
Ciprofloxacin	85,0	20,0	3,0	96%
Clarithromycin	73,0	83,0	91,0	-25%
Clindamycin	1,0	11,0	21,0	-2000%
Doxycycline	75,0	75,0	75,0	-
Erythromycin	190,0	270,0	230,0	-21%
Fusidic acid	30,0	30,0	30,0	-
Linezolid	7,5	7,5	7,5	-
Metronidazole	4,5	4,5	4,5	-
Moxifloxacin	12,5	12,5	12,5	-
Norfloxacin	60,0	60,0	60,0	-
Rifampicin	90,0	90,0	90,0	-
Sulfamethoxazole	830,0	60,0	60,0	93%
Tetracycline	2100,0	730,0	370,0	82%
Trimetoprim	22,0	23,0	35,0	-59%

