

# Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membrantechnik

---

Jämförelse med konventionellt reningsverk och bedömning av  
recipientpåverkan

---

Katja Närhi

Klara Westling

Sofia Andersson

Christian Baresel

Cajsa Wahlberg

---

# Svenskt Vatten

## UTVECKLING

---

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)

---

RAPPORTENS TITEL	Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membranteknik. Jämförelse med konventionellt reningsverk och bedömning av recipientpåverkan
TITLE OF THE REPORT	Micro pollutants in wastewater treatment plant with MBR-process. Comparison with conventional treatment plant and calculation of impact on recipient
FÖRFATTARE	Katja Närhi, Sofia Andersson, Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten och Avfall, Klara Westling, Christian Baresel, IVL Svenska Miljöinstitutet
RAPPORTNUMMER	2021-2
ANTAL SIDOR	92
SAMMANDRAG	Vad händer med olika typer av mikroföroreningar i de olika reningsstegen i ett avloppsreningsverk med membranteknik jämfört med ett konventionellt avloppsreningsverk? Projektets resultat var i stort sett likvärdiga för de två processerna. Riskbedömning för recipienten utanför Henriksdals reningsverk visade att det krävs ytterligare reningssteg utöver membran för att ta bort mikroföroreningar till önskade nivåer.
SUMMARY	Presence of micro pollutants in various steps of a pilot scale facility with MBR and high loaded anaerobic digestion was mapped and compared to a conventional wastewater treatment plant. The results were rather similar. The analysis of the impact on the recipient shows that further treatment of micro pollutants is necessary.
SÖKORD	Mikroföroreningar, avloppsrening, MBR, rötslam, recipient
KEYWORDS	Micro pollutants, wastewater treatment, MBR, digester sludge, recipient
MÅLGRUPPER	VA-organisationer
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. <a href="https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/">https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/</a>
UTGIVNINGÅR	2021
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Närhi K., Westling K., Andersson S., Baresel C. och Wahlberg C. (2021) Mikroföroreningar i avloppsreningsverk med membranteknik. Jämförelse med konventionellt reningsverk och bedömning av recipientpåverkan. SVU-rapport 2021-2. Stockholm, Svenskt Vatten.

### Om projektet

PROJEKTNUMMER:	17-118
PROJEKTETS NAMN:	µ-pH2040
PROJEKTETS FINANSIERING:	Svenskt Vatten Utveckling

---

# Förord

Sedan 2016 har Stiftelsen IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholm Vatten och Avfall gemensamt finansierat ett projekt där Henriksdal reningsverks framtida process med bl.a. membranbioreaktorer (MBR) och termofil rötning, studeras och utvärderas i pilot-skala i en forskningsanläggning placerad på Hammarby Sjöstadswerk i Stockholm. Detta projekt heter pilot Henriksdal 2040 (pH2040). Det finns än så länge väldigt få fullskaliga MBR-processer installerade i Skandinavien, så processens kapacitet vid våra lite kallare förhållanden är relativt okänd.

Svenska avloppsreningsverk väntar i framtiden krav på reduktion av mikroföroreningar och 2017 lyftes ett förslag om att söka finansiering från Svenskt Vatten Utveckling för att studera förekomst av mikroföroreningar i MBR-processen, och jämföra dessa med hur det normalt ser ut i konventionella avloppsreningsverk i Sverige idag.

Finansieringen beviljades och under åren 2017 - 2019 genomfördes totalt fyra provtagningsomgångar i MBR-pilotanläggningen. I samband med de två sista provtagningsomgångarna genomfördes även parallella provtagningar på Henriksdals avloppsreningsverk, för jämförelse.

Författarna vill särskilt tacka Gabriel Persson, Stockholm Vatten och Avfall och Mayumi Narongin, IVL Svenska Miljöinstitutet för arbete med planering och genomförande av provtagning samt Hassan Murad som 2017 författade ett examensarbete baserat på resultaten från den första provtagningsomgången. Författarna vill också tacka Svenskt Vatten Utveckling för bidrag till finansiering av arbetet.

---

# Läsanvisningar

I rapportens inledning beskrivs arbetets syfte och mål samt vilka avgränsningar som gjorts i arbetet (kapitel 1) och bakgrunden till arbetet, exempelvis vilka parametrar som studerats och hur processerna är uppbyggda i MBR-piloten respektive Henriksdals reningsverk (kapitel 2). I kapitel 3 beskrivs hur provtagning genomförts och vilka analyser som utförts.

Resultat presenteras i kapitel 4. Detta är rapportens längsta kapitel. Initialt (kapitel 4.1 – 4.14) redovisas analysresultat från de olika provtagningsomgångarna som genomförts på MBR-piloten och Henriksdals reningsverk. Resultaten redovisas separat för prover tagna i vattenfas respektive slamfas. I varje avsnitt redovisas resultat för MBR-piloten och Henriksdals ARV samt en jämförelse dem emellan. I de fall det varit möjligt redovisas även massbalanser för de studerade parametrarna.

I kapitel 4.14 har en generell jämförelse av slamkvalitet på rötslam mellan MBR-piloten och Henriksdal genomförts, där data från Stockholm Vatten och Avfalls egenkontrollprogram ligger till grund.

I kapitel 4.15 görs en jämförelse av resultaten från denna studie,  $\mu\text{-pH2040}$ , med resultat från provtagningar vid andra avloppsreningsverk i Sverige.

Baserat på resultaten från provtagningar görs sedan en bedömning kring riskerna vid utsläpp av renat avloppsvatten till recipient (kapitel 4.16).

Slutligen, i kapitel 5, redovisas vilka slutsatser som kan dras baserat på resultaten presenterade i kapitel 4.

---

# Innehåll

Förord .....	2
Läsanvisningar .....	3
Sammanfattning .....	6
Summary .....	7
<b>1 Syfte och mål.....</b>	<b>8</b>
<b>2 Bakgrund.....</b>	<b>9</b>
2.1 Undersökta mikroföroreningar.....	10
2.2 Slamkvalitet.....	14
2.3 MBR-piloten .....	15
2.4 Henriksdals reningsverk.....	16
2.5 Inkommande avloppsvatten.....	16
<b>3 Metod .....</b>	<b>18</b>
3.1 Provtagningspunkter och provberedning.....	18
3.2 Provtagningsomgångar .....	18
3.3 Analyser .....	19
3.4 Processdata .....	22
3.5 Massbalans .....	22
<b>4 Resultat och diskussion.....</b>	<b>24</b>
4.1 Läkemedel i vatten .....	24
4.2 Läkemedel i slam .....	29
4.3 Antibiotika i vatten.....	32
4.4 Antibiotika i slam.....	36
4.5 Hormoner i vatten.....	38
4.6 Hormoner i slam.....	38
4.7 Jämförelse av läkemedel, antibiotika, hormoner med andra avloppsreningsverk.....	39
4.8 AOX/EOX i vatten .....	41
4.9 AOX/EOX i slam .....	42
4.10 PFAS i vatten.....	43
4.11 PFAS i slam .....	45
4.12 Klorparaffiner i vatten .....	46
4.13 Klorparaffiner i slam .....	46
4.14 Mikroplaster i vatten .....	47
4.15 Röt slamkvalitet i MBR-piloten och Henriksdals reningsverk .....	49
4.16 Riskbedömning recipient .....	55
<b>5 Slutsatser .....</b>	<b>63</b>
Referenser.....	64
<b>Bilagor</b>	
Bilaga A – Halter av läkemedel i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten.....	69
Bilaga B – Beräknade medelvärden och procentuella standardavvikelser för läkemedel i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten .....	70
Bilaga C – Halter av läkemedel i inkommande Henriksdalsinlopp (HIN), Sicklainlopp (SIN) och utgående renat avloppsvatten (UT), samt halter av läkemedel i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk.....	71

---

Bilaga D – Halter av läkemedel i avvattnat rötat slam (RS) och överskottslam (ÖS) från MBR-piloten.....	72
Bilaga E – Halter av antibiotika i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående avloppsvatten (UT) från MBR-piloten.....	73
Bilaga F – Halter av antibiotika i rötat avvattnat slam (RS) och överskottslam (ÖS) från MBR-piloten. Observera att enheten i överskottsslam skiljer sig v.16 2018 och v.3 2019, då det analyserades som koncentration i vatten istället för i slam. ....	74
Bilaga G – Halter av antibiotika i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT), samt halter av antibiotika i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk .....	75
Bilaga H – Halter av hormoner i inkommande (IN) och utgående (UT) avloppsvatten, beräknad reduktionsgrad (Red IN-UT), samt halter i avvattnat rötat slam (RS) från Henriksdals reningsverk.....	76
Bilaga I – Halter av PFAS i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten .....	77
Bilaga J – Halter av PFAS i rötat avvattnat slam (RS) och överskottslam (ÖS) från MBR-piloten.....	78
Bilaga K – Halter av PFAS i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT), samt halter av i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk.....	79
Bilaga L – Halter av klorparaffiner i inkommande (IN) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten.....	80
Bilaga M – Halter av klorparaffiner i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT) från Henriksdals reningsverk.....	80
Bilaga N – Halter av klorparaffiner i rötat avvattnat slam (RS) från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk .....	80
Bilaga O – Halter av metaller och organiska ämnen i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk.....	81
Bilaga P – Halter av metaller och organiska ämnen i rötat avvattnat slam (RS) från MBR-piloten.....	87
Bilaga Q – Jämförelse av slamkvalitet i mesofilt och termofilt rötat slam (RS) från MBR-piloten .....	91

---

---

# Sammanfattning

**Vad händer med olika typer av mikroföroreningar i de olika reningsstegen i ett avloppsreningsverk med membranteknik jämfört med ett konventionellt avloppsreningsverk? Projektets resultat var i stort sett likvärdiga för de två processerna. Riskbedömning för recipienten utanför Henriksdals reningsverk visade att det krävs ytterligare reningssteg utöver membran för att ta bort mikroföroreningar till önskade nivåer.**

Henriksdals reningsverk i Stockholm byggs om för att klara fördubblad kapacitet i de biologiska reningsvolymerna som redan finns, och aktivslamsteget uppgraderas med membranteknik (membranbioreaktor, MBR). Slammet kommer att rötas i en mer platseffektiv process vid högre temperatur (termofil rötning). Den nya reningsprocessen har testats i pilotskala på Hammarby Sjöstadswerk sedan 2016 i projektet pilot Henriksdal (pH2040) som har drivits av IVL Svenska Miljöinstitutet och Stockholm Vatten och Avfall.

Det finns få fullskaliga MBR-processer i drift i Skandinavien, så processens kapacitet i kallare förhållanden är relativt okänd. Samtidigt har många svenska VA-organisationer behov av mer kompakta reningsverk, och står dessutom inför framtida krav på reduktion av mikroföroreningar. Flera reningsverk utreder därför möjligheten att införa membranteknik. Syftet med SVU-projektet var att studera vad som händer med organiska mikroföroreningar i ett avloppsverk med membranteknik jämfört med en konventionell aktivslamprocess. Hypotesen var att mer mikroföroreningar skulle avskiljas i membranläggningen än i ett konventionellt aktivslamreningsverk och att halterna av mikroföroreningar därför skulle vara högre i slammet i ett reningsverk med MBR, något som skulle kunna påverka avsättningsmöjligheterna för slammet.

Prover togs på vatten och slam under fyra provtagningsomgångar åren 2017–2019, dels i pilotanläggningen, dels i den konventionella processen i Henriksdals reningsverk. Läkemedel, antibiotika, hormoner, mikroskräp, klororganiska föroreningar, klorparaffiner och PFAS analyserades. Resultaten stärker inte hypotesen utan pekar på likvärdiga halter i MBR-piloten och aktivslamanläggningen för de flesta undersökta ämnen, både i utgående renat vatten och i rötslammet. Resultaten indikerar att slamkvaliteten inte försämras vid införande av en MBR-process, men också att kvaliteten på utgående vatten inte förbättras nämnvärt med tanke på de ämnen som studerats i projektet.

Positivt laddade läkemedel avskildes i högre grad i MBR-piloten än i Henriksdals reningsverk, men utan att högre halter uppmättes i slammet. För några typer av antibiotika, till exempel tetracyklin, noterades säsongvariationer i uppmätta halter. Utvärderingen av de ordinarie rötslamsanalyserna visade likvärdiga halter av metaller och organiska mikroföroreningar i MBR-piloten och Henriksdal. Efter omställning till termofil rötning i MBR-piloten ökade metallhalterna samtidigt som halterna av organiska mikroföroreningar minskade, vilket eventuellt tyder på ökad nedbrytning av de organiska ämnena. Det bör dock påpekas att den stora osäkerheten i resultaten vid denna typ av analyser gör det svårt att utvärdera data på ett bra sätt och därmed även att dra relevanta slutsatser.

Riskbedömningar för recipienten utanför Henriksdals reningsverk visade att det behövs ytterligare reningssteg utöver MBR för att få ett utgående vatten som inte riskerar att påverka recipienten negativt. Membranteknik kan alltså inte ersätta kompletterande rening av mikroföroreningar.



---

# Summary

What happens to different types of micro-pollutants in each treatment step in a wastewater treatment plant (WWTP) with membrane technology compared to in a conventional activated sludge plant? Results from this project shows similar results for the two processes. The recipient impact analysis for Henriksdal showed that additional treatment steps are required in order to meet the target levels for micro-pollutants.

Henriksdal WWTP in Stockholm is being rebuilt to double the treatment capacity in the existing biological volumes by upgrading the activated sludge step with membrane technique (membrane bioreactor, MBR). The sludge will be treated in a more space efficient way with thermophilic anaerobic digestion. The new treatment process has been tested in pilot scale at the research facility Hammarby Sjöstadverket since 2016 within the project “pilot Henriksdal 2040” (pH2040), run by Stockholm Vatten och Avfall and IVL Swedish Environmental Research Institute.

There are few full scale MBR-processes currently in operation in Scandinavia, so the potential of the process in cold climate is relatively unknown. Many Swedish WWTPs need to increase their capacity by implementing new compact process solutions at the same time as they are facing new micro-pollutant effluent requirements. Thus, several WWTPs are now considering MBR-technology.

The aim of this project was to study the fate of organic micro-pollutants in a WWTP with membrane technology compared to a conventional activated sludge plant. The hypothesis was that more micro-pollutants would be removed in the MBR process and that the concentrations in the MBR sludge therefore would be higher, something that might limit the options for sludge disposal.

Water and sludge samples from the MBR-pilot and Henriksdal WWTP were taken during five weeks divided into four sampling campaigns in 2017-2019. Pharmaceuticals, antibiotics, hormones, micro litter, chloroorganic substances, chlorinated paraffins and PFAS were analysed. In addition, the standardised monthly sludge analysis of metals and organic micro-pollutants were studied.

The results do not follow the hypothesis, instead they were rather similar for most substances in the MBR process and the conventional activate sludge, both in the treated wastewater and the digested sludge. The results further indicate that the sludge quality is not decreased when membrane technology is introduced, but also that the quality of the treated water is not significantly increased when it comes to the studied micro-pollutants,

Pharmaceuticals with a positive charge were removed to a greater extent in the MBR pilot compared with Henriksdal WWTP, but without higher levels being detected in the digested sludge. For some types of antibiotics, for example tetracyclin, the concentrations in wastewater showed seasonal differences and they also followed reported sales data. The evaluation of the standardised sludge analyses showed equivalent levels of metals and micro-pollutants in the MBR pilot and Henriksdal. After conversion to thermophilic digestion in the MBR pilot, the metal content increased at the same time as the content of organic micro-pollutants decreased, which may indicate increased degradation of the organic substances.

It should be noted that the large insecurity in the results from this type of analyses makes it difficult to evaluate data in a good way and to draw relevant conclusions.

The recipient impact analysis showed that supplementary treatment steps, in addition to MBR, are required in order to achieve an effluent water quality that does not negatively affect the recipient. Membrane technology cannot replace complementary treatment of micro-pollutants.

---

# 1 Syfte och mål

Syftet med projektet var att studera vad som händer med olika organiska mikroföroreningar i ett avloppsreningsverk med långtgående biologisk och kemisk rening i kombination med membrantechnik (MBR), kopplat till en kompakt slamhantering med meso- eller termofil rötning.

Målen var (1) att utreda om en större avskiljning av mikroföroreningar erhålls i en MBR-process jämfört med en konventionell aktivslamprocess och om halten i det rötade slammet därmed blir högre i ett verk med MBR, samt (2) att utreda var i processen eventuell avskiljning sker och om det finns säsongsvisa variationer samt (3) att utreda om termofil rötning ger en högre nedbrytningsgrad av organiska mikroföroreningar än mesofil rötning och slutligen (4) att analysera recipientpåverkan av det renade avloppsvattnet ur ett lokalt perspektiv.

---

## 2 Bakgrund

Många svenska kommuner och VA-organisationer står idag inför ökad belastning på sina reningsverk till följd av förtätning och urbanisering, samtidigt som möjligheterna att bygga ut reningsverken spatialt är kraftigt begränsade. Kompakta reningstekniker och högbelastad rening blir därför mer och mer intressant. Fler reningsverk i Sverige utreder därför idag möjligheten att implementera membranbioreaktor-teknik (MBR), för en mer platseffektiv avloppsrening.

På samma sätt kan platseffektiv slambehandling erhållas genom att införa termofil rötning (55°C), vilken kan drivas med kortare uppehållstid och högre organisk belastning än mesofil rötning (37°C).

Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) bygger just nu om och ut Henriksdals avloppsreningsverk för att klara en fördubblad kapacitet i samma biologiska reningsvolym. Aktivslamsteget kommer att uppgraderas med MBR-teknik och slammet kommer att rötas under termofila förhållanden. Ombyggnationen av Henriksdal beräknas vara klar år 2029. Den nya reningsprocessen har testats i pilotskala på Hammarby Sjöstadsverk i Stockholm sedan 2016 och den nya slambehandlingen sen 2018. Projektet heter pilot Henriksdal 2040 (pH2040).

pH2040 är ett forsknings- och utvecklingsprojekt som samfinansieras mellan IVL Svenska Miljöinstitutet AB och Stockholm Vatten och Avfall. Målet med projektet är att verifiera dimensionering, optimera driften med avseende på reningsresultat, energiförbrukning, biogasproduktion och kemikalieförbrukning, samt optimera styrning, instrumentering och processövervakning. Piloten är ovanlig i sitt slag då den simulerar ett helt reningsverk med förbehandling, biologi och slamhantering (Andersson et al., 2020).

Det finns idag ett fokus inom VA-branschen på föroreningar som ofta är svårnedbrytbara, potentiellt miljöfarliga och förekommer i låga halter – så kallade mikrofföroreningar (Naturvårdsverket, 2017a; Naturvårdsverket 2017b; Baresel et al., 2017). Begreppet mikrofföroreningar omfattar bl.a. läkemedel, mikroplast och andra mikroskopiska partiklar (mikroskräp) eller andra svårnedbrytbara substanser. En processutformning med membran gör att mer finpartikulärt material avskiljs till slamfasen jämfört med konventionella aktivslamprocesser vilket kan påverka fördelningen av mikrofföroreningar mellan vatten- och slamfas. Den nya processutformningen med en mer långtgående kväverening och annorlunda mikrobiell sammansättning kan dessutom potentiellt bidra till bättre biologisk rening av mikrofföroreningar. Membrantvätt med hypoklorit gör att klororganiska föroreningar kan bildas och släppas ut till recipient via utloppet eller anrikas i slammet (Defang et al, 2013). Termofil rötning kan eventuellt ha potential att bryta ner vissa typer av föroreningar mer effektivt än mesofil rötning. Detta har till viss del, genom labbförsök, undersökts av Malmberg et al. (2014) som dock inte kunde hitta några signifikanta skillnader. Alla dessa faktorer sammanslaget kan resultera i att kvaliteten på det rötade och avvattnade slammet förändras, både med avseende på innehåll av mikrofföroreningar och metaller vilket i sin tur kan påverka avsättningsmöjligheterna. Mot denna bakgrund är det relevant att studera mikrofföroreningar i ett system med MBR kopplat till rötning samt att dessutom studera rötslamkvaliteten mer ingående.

Detta projekt, kallat  $\mu$ -pH2040, har utnyttjat pilotanläggningen vid olika driftlägen i projekt pH2040 för att kartlägga förekomst av identifierande läkemedel, antibiotika, hormoner, mikroskräp, klororganiska föroreningar och poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i avloppsvatten och slam i pilotsystemet. Mätningarna har kompletterats med en recipientpåverkansanalys baserad på halter i utgående vatten. Dessutom har halter av tungmetaller och några organiska mikrofföroreningar i rötat slam från slampiloten jämförts med slam från Henriksdal för att studera eventuell skillnad i kvalitén på rötslammet som kan påverka avsättningsmöjligheterna när de nya processerna i Henriksdal tas i bruk.

---

Resultatet som redovisas i denna rapport bör vara av intresse för alla VA-organisationer och kommuner som överväger att införa MBR-teknik eller ställa om till termofil rötning.

## 2.1 Undersökta mikroföroreningar

Eftersom avloppsreningsverk är samlingpunkten för samhällets vattenburna restprodukter finns det även många olika mikroföroreningar i avloppsvatten. Även om det finns några ämnen som nämns i olika regelverk så finns ännu ingen allmänt accepterad lista över vilka ämnen, och i vissa fall dess miljöeffekter, som bör beaktas. Projektet har därför fokuserat på mikroföroreningar som rekommenderades i ett tidigare projekt där projektpartner deltog (Baresel et al., 2015; 2017a) och som även rekommenderades till Naturvårdsverket (Baresel et al., 2017b). Förutom läkemedelsrester finns ett antal icke organiska substanser och andra svårnedbrytbara organiska ämnen som samlas under begreppet mikroföroreningar.

### 2.1.1 Läkemedel, antibiotika och hormoner

Läkemedelsrester når reningsverken framförallt i form av metaboliter som bildas i människokroppen och utsöndras via urin och avföring. En nyligen utförd svensk studie (Hörsing et al., 2014) visar att ca 25% av läkemedelssubstanserna renas bort helt i reningsverken. Med rening avses här att substanserna avlägsnas från vattenfasen, antingen via nedbrytning eller via överföring till slamfasen. Ytterligare ca 25% av läkemedelssubstanserna renas bort delvis men avlägsnas inte helt från vattenfasen. Övriga 50% bedöms inte kunna renas bort utan kompletterande eller förbättrade reningstekniker. Till skillnad från många andra organiska ämnen som tillförs avloppssystemet via en punktkälla, t.ex. en industri, är det svårt att begränsa tillförseln av läkemedelssubstanser med hjälp av uppströmsarbete, eftersom det i stor utsträckning handlar om ett diffust utsläpp från individer och om substanser som konsumeras av halsoskäl.

De läkemedel som förekommer i avloppsvattnet till reningsverken är antibakteriella, antiinflammatoriska och antidepressiva medel, neuroleptika och lugnande medel, bedövningsmedel, hjärtmediciner, könshormoner, blodförtunningspreparat samt cytostatika. Inom samtliga dessa ämnesgrupper finns substanser som påvisats i utgående avloppsvatten (Fick et al., 2011, 2015). Särskilt bekymmersamt är läget för antibiotika, vars förekomst i miljön kan kopplas till ökad antibiotikaresistens (Gullberg et al., 2011). Ny forskning tyder dock på att även andra läkemedel förutom antibiotika kan bidra till resistensutveckling (Kim et al., 2018; Wang et al., 2019). Hormonstörande effekter till följd av bland annat utsläpp av hormonpreparat har även påvisats (Hinfray et al., 2010; Sanchez et al., 2011; Tetreault et al., 2011).

I Tabell 2-1 redovisas de läkemedel, antibiotika och hormoner som analyserats inom ramen för detta projekt samt några av deras kemiska egenskaper som relaterar till vattenlösligheten.

Antibiotika	Syra /Bas	LogKow <sup>1</sup>	LogD (pH7,4) <sup>2</sup>	Andra läkemedel	Syra /Bas	LogKow <sup>1</sup>	LogD (pH7,4) <sup>2</sup>
Benzylpenicillin	Syra	2,05	-1,93	Amlodipin	Bas	4,16	1,91
Ciprofloxacin	Syra	0,65	-2,23	Atenolol	Bas	0,1	-1,85
Klaritromycin	Bas	3,16	2,38	Bisoprolol	Bas	2,14	0,12
Klindamycin	Bas	1,83	1,08	Karbamazepin	Neutral	2,67	2,28
Doxycyklin	Bas	-0,54	-3,29	Citalopram	Bas	2,51	1,27
Erytromycin	Bas	3,06		Diklofenak	Syra	4,06	1,37
Fusidinsyra	Syra	6,41	2,75	Fluoxetin	Bas	4,09	1,75
Linezolid	Bas	0,3	0,82	Furosemid	Syra	3,1	-0,78
Metronidazol	Syra	-0,02		Hydroklortiazid	Syra	-0,07	-0,01
Moxifloxacin	Bas	1,6	-1,73	Ibuprofen	Syra	3,72	0,45
Norfloxacin	Bas	0,82	-3,18	Ketoprofen	Syra	2,81	0,06
Rifampicin	Syra	1,09	-0,28	Metoprolol	Bas	1,79	-0,25
Sulfametoxazol	Syra	0,89	-0,56	Naproxen	Syra	3	0,45
Tetracyklin	Syra	-1,47	-3,55	Oxazepam	Neutral	2,31	2,06
Trimetoprim	Bas	0,38	-1,15	Paracetamol	Syra	1,08	0,74
<b>Hormoner</b>	<b>Syra /Bas</b>	<b>LogKow<sup>1</sup></b>	<b>LogD (pH7,4)<sup>2</sup></b>	Propranolol	Bas	3,1	1,15
Östron (E1)	Neutral	3,69	3,38	Ramipril	Syra	3,41	-0,13
Östradiol (E2)	Neutral	4,13	3,62	Ranitidin	Bas	1,23	-0,63
Etinylöstradiol (EE2)	Neutral	4,52	3,87	Risperidon	Bas	2,88	1,81
				Sertralin	Bas	4,81	3,14
				Simvastatin	Neutral	4,41	4,6
				Terbutalin	Bas	0,48	-1,61
				Warfarin	Syra	3,42	0,3

<sup>1</sup> LogKow: logaritmen av Kow (fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten för ett ämne). LogKow värdet beskriver ämnens vattenlöslighet och dess tendens att fördelas till en organisk fas (t.ex. biota och jord) eller vattenfas. Ämnen med höga logKow-värden ( $\geq 4$ ) anses vara hydrofoba, medan kemikalier med låga logKow-värden ( $< 4$ ) anses vara relativt hydrofila och är därmed mer vattenlösliga (LIF (2012). LogKow beskriver fördelningen av den neutrala (oladdade) formen av molekylerna.

<sup>2</sup> LogD<sub>pH7.4</sub>: logaritmen för distributionskoefficienten vid pH 7,4 (blodserums fysiologiska pH). Majoriteten av läkemedlen innehåller joniserbara grupper och kommer därför troligen att vara laddade vid de pH-värden som normalt förekommer i miljön. Eftersom LogKow beskriver fördelningskoefficienten för oladdade molekyler är logD-värdet en bättre indikator för att uppskatta lipofilitet hos joniserbara föreningar som läkemedel. LogD-värdet beräknas från logKow och pKa (negativa logaritmen av syrakonstanten) eller pKb (negativa logaritmen av baskonstanten). Ämnen med låga LogD värden ( $< 1$ ) har hög löslighet i vatten (hydrofila), ämnen med LogD mellan 1-3 är måttligt lösliga och ämnen med LogD  $> 3$  har låg löslighet (hydrofoba) (Kerns et al., 2008).

**Tabell 2-1**  
Studerade läkemedel, antibiotika och hormoner.

15 olika antibiotika ingår i studien, bl.a. ciprofloxacin, erytromycin, sulfametoxazol och trimetoprim. Ciprofloxacin som tillhör gruppen fluorokinoloner och är en bredspektrumantibiotika som verkar mot många olika bakterier. Ciprofloxacin är persistent med påvisad resistensutveckling i miljön och ingår i listan av särskilt förorenande ämnen (SFÄ) i Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2019:25 som en del av klassningen av kemisk status i vattenförekomster. Erytromycin tillhör gruppen makrolider som används vid lunginflammationer och ersätter penicillin vid penicillinallergier. Sulfametoxazol och trimetoprim tillhör gruppen folsyraantagonister som verkar genom att hämma bakteriernas tillverkning av folsyra. Trimetoprim och sulfametoxazol används ofta i kombination vid svåra urinvägsinfektioner och har påträffats i ytvatten samt slam.

---

Bland andra läkemedel som analyserats tillhör diklofenak och ibuprofen båda gruppen icke-steroida antiinflammatoriska läkemedel (NSAID) som lindrar smärta och inflammationer samt verkar febernedsättande. Båda går att handla receptfritt över disk (sedan juni 2020 säljs diklofenak receptfritt endast som gel, tabletter och kapslar är receptbelagda) och försäljs i stora mängder varje år. De har påträffats i flera recipienter och diklofenak ingår också som SFÄ i statusklassningen av recipienter. De lugnande medel som studerats är karbamazepin, oxazepam och sertralin. Karbamazepin är främst ett läkemedel mot epilepsi och har hittats i ytvatten samt dricksvatten. Oxazepam tillhör gruppen bensodiazepiner som har lugnande och ångestdämpande effekt. Oxazepam har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt fisk. Oxazepam har visats kunna påverka fiskars beteenden vid miljömässigt relevanta koncentrationer (Brodin et al., 2013). Sertralin tillhör gruppen selektiva serotoninåterupptagshämmare (SSRI) som används för att behandla depression och ångest. Sertralin har påträffats i ytvatten, slam samt fisk. Metoprolol och propranolol tillhör båda gruppen betablockerare som lindrar hjärtarytmier samt sänker blodtrycket. Metoprolol har påträffats i dricksvatten, ytvatten samt slam.

De hormoner som studerats är Östron (E1), Östradiol (E2) och Etinylöstradiol (EE2). E2 är ett naturligt förekommande hormon medan EE2 är den syntetiska framställda motsvarigheten till E2. Östrogena hormoner används framförallt i p-piller, men kan även användas för hormonell substitutionsbehandling (HRT) till kvinnor efter menopausen. E2 och EE2 har påträffats i utgående avloppsvatten samt i slam (Fick et al., 2015). Syntetiska östrogena hormoner har visat sig kunna ge könsfeminisering hos fiskar vid naturligt relevanta koncentrationer (Hinfray et al., 2010; Sanchez et al., 2011; Tetreault et al., 2011). Östradiol (E2) och Etinylöstradiol (EE2) ingår båda som SFÄ i statusklassningen av kemisk status i vattenförekomster (HVMFS 2019:25).

## **2.1.2 Andra mikroföroreningar**

### **Tungmetaller**

De viktigaste tungmetallerna för SVOA att begränsa för att kunna fortsätta använda slammet som växtnäring är kadmium, bly, kvicksilver och silver. De tre förstnämnda är reglerade sedan länge. Silver förekommer som antibakteriellt ämne i kläder, skor, kylskåp, disk- och tvättmaskiner samt i allehanda byggprodukter. Silver är mycket giftigt för vatten- och jordlevande organismer och misstänks kunna bidra till ökad antibiotikaresistens. Många tungmetaller kan ligga kvar i gamla sediment i ledningsnätet och föras med in till reningsverken vid rensningar av rör och tunnlar eller vid kraftiga regn. I detta projekt har ett antal metaller som ingår i SVOA:s egenkontrollprogram valts ut, se Tabell 3-3.

### **Klorerade och bromerade organiska ämnen (AOX/EOX)**

Eftersom membran rengörs bland annat med natriumhypoklorit finns risk för bildning av klororganiska föreningar. AOX (absorberbar organisk halogen) mäter ett brett spektrum av klorerade och bromerade organiska ämnen medan EOX (extraherbar organisk halogen) mäter endast omfattar de som är mer lipofila och därmed extraherbara med organiskt lösningsmedel. AOX/EOX föreningar kan vara stabila och en del av dem kan bidra till negativ miljöpåverkan vid utsläpp till recipient.

### **Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)**

PFAS är den gemensamma termen för en stor grupp substanser som funnits i kommersiellt bruk sedan 1950-talet. Många av dem är mycket stabila med unika ytegenskaper som gör dem vatten- och fettavstötande. Därför har de i stor utsträckning använts i tekniska produkter, så som exempelvis impregneringsmedel, ytbehandlingsprodukter, insektsmedel och brandsläckningsskum. De substanser som tidigare väckt störst intresse är perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) men det finns många fler som har negativa miljöeffekter. PFOS ingår som så kallat Särskilt förorenande ämne, SFÄ,

---

i statusklassningen av kemisk status i vattenförekomster (HVMFS 2019:25). PFAS11 som analyserades i projektet är summan av elva ämnen som inte bör förekomma i förhöjda halter i dricksvatten enligt Livsmedelsverkets rekommendation (Livsmedelsverket 2019). PFAS11 regleras även enligt HVMFS men endast om recipienten används för råvattenproduktion. Naturvårdsverket har i regeringsuppdraget Hållbar återföring av fosfor föreslagit succesivt sänkta gränsvärden för PFOS till 0,02 mg/kg TS år 2030 i slam som ska tillföras åkermark (Naturvårdsverket, 2013).

#### **Klorparaffiner**

Klorparaffiner används som mjukgörare och flamskyddsmedel i plast, färg, fogmassor mm. De utgörs av raka kolkedjor med olika antal kloratomer. De finns som kortkedjiga (SCCP) med 10-13 kolatomer i kedjan, som mellankedjiga (MCCP) med 14-17 kolatomer och som långkedjiga (LCCP) med 18-30 kolatomer. SCCP är förbjudna inom EU och det finns förslag om reglering även av MCCP (Kemikalieinspektionen, 2020). Naturvårdsverket har föreslagit gränsvärdet 2 mg/kg TS för SCCP till år 2030 i slam som ska tillföras åkermark (Naturvårdsverket, 2013).

#### **Polyklorerade bifenyl, PCB**

PCB användes fram till 1978 som isolering och smörjolja i kondensatorer och transformatorer samt i fogmassor m m. PCB mäts ofta som summan av sju kongener med olika kloreringsgrad: PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, och 180. PCB är förbjudet för användning sedan 1978 men ämnet är mycket stabilt och halterna i miljön sjunker långsamt. Naturvårdsverkets föreslagna gränsvärde för slam som ska användas på åkermark ligger på 0,04 mg/kg TS år 2030 för PCB (Naturvårdsverket 2013).

#### **Polybromerade difenyletrar, PBDE**

PBDE används som flamskyddsmedel. Det finns flera olika kommersiella produkter av polybromerade difenyletrar, PBDE, varav den senast mest använda är den fullbromerade dekaBDE (BDE 209). Hela ämnesgruppen är på väg att fasas ut, men ämnena finns inbyggda i elektronikprodukter, plast, byggmaterial och textilier som har lång livslängd. I den här studien har BDE 209 samt summan av de två kongener som återfinns i högst koncentration i den kommersiella produkten Pentabromfenol: BDE 47 och BDE 99, analyserats. Naturvårdsverket har föreslagit gränsvärdet 0,5 mg/kg TS för BDE 209 i slam år 2030 (Naturvårdsverket 2013).

#### **Polyaromatiska kolväten, PAH**

PAH är en stor grupp ämnen som bildas vid förbränning och förekommer i olje- och kolprodukter som t ex kreosot. PAH finns som markförorening på många håll i staden och kan frigöras när marken exploateras. PAH kan också liksom flera metaller förekomma i gamla sediment i ledningsnätet och föras med in till reningsverken vid rensningar av rör och tunnlar eller vid kraftiga regn. PAH är cancerogena och många är mycket stabila.

#### **Fenoler**

Nonylfenol och oktylfenol är nedbrytningsprodukter av nonyl- respektive oktylfenoletoxilater. Nonylfenoletoxilater förekommer främst i importerade textilier och frigörs till avloppet vid tvätt. Oktylfenoletoxilater används bland annat i biokemisk industri som virusdeaktiveringsmedel. Ämnena är giftiga för vattenlevande organismer, kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön och är hormonstörande. Båda ämnesgrupperna är reglerade inom EU som också har beslutat om ett gränsvärde för nonylfenol i importerade textilier som börjar gälla år 2021.

4-tert-butylfenol finns bland annat i lim och som tillsats i gummi och polymera hartser. Bisfenol A ingår i diverse plaster och byggmaterial av epoxi såsom lim och tätningsmedel. Det kan också förekomma vid relining av avloppsledningar.

---

### **Ftalater**

Ftalater används som mjukgörare i plast och gummi, främst i PVC-plast och som lösningsmedel i fogmassor, färger etc. Flera ftalater är klassificerade som giftiga, reproduktionsstörande och miljöfarliga och är reglerade inom EU. Tidigare erfarenheter har visat att det är svårt att analysera de nyare ftalater som ersatt de reglerade, t ex di-isononylftalat (DINP) och di-isodecylftalat (DIDP), varför vi här har valt di-2-etylhexylftalat, DEHP, som representant för ftalatgruppen.

### **Tennorganiska föreningar**

Mono- och diorganiska tennföreningar kan förekomma i tätningsmedel, lim etc och som stabilisatorer i plast. Triorganiska tennföreningar används som biocider i träskyddsmedel och båtbottnfärger samt som konserveringsmedel. De har både hälsoskadliga- och miljöfarliga egenskaper och är begränsade inom EU.

### **Mikroskräp**

Mikroskräp är små partiklar, under 5 mm, av olika material som är producerade eller modifierade av människan - exempelvis plast, textilmaterial, gummipartiklar, asfalt eller olika förbränningspartiklar. Mikroplast omfattar endast syntetiskt antropogent mikroskräp vilket t.ex. exkluderar textilfibrer. Förekomst av mikroplast i havet lyfts i EUs havsmiljödirektiv (2008/56/EG) som ett särskilt allvarligt problemområde och har även uppmärksamats stort inom forskning och media. Mikroplaster har påvisats i många akvatiska djurarter, och man har funnit förhöjda koncentrationer särskilt i djur som lever i utsläppsområden för renat avloppsvatten (Devriese et al., 2015; Magnusson et al., 2016; Neves et al., 2015). Kunskapen om effekterna av mikroplast ute i miljön är fortfarande bristfällig, experimentella studier på marina organismer har dock kunnat påvisa bl.a. försämrat födoupptag och inflammatoriska reaktioner (Crump et al., 2020; Ogonowski et al., 2016; von Moos et al., 2012). De mikroplastkoncentrationer som använts vid dessa studier har dock oftast varit högre än de man i dagsläget finner i miljön. Förutom mekaniska skador har man kunnat visa att mikroplaster kan fungera som vektorer för miljöfarliga substanser i miljön, både genom de additiv som finns inblandade i plastmaterialen för att ge dem önskade egenskaper och via de substanser som adsorberas av plastpartiklarnas ytor (Bakir et al., 2014; Rochman et al., 2013; Saido et al., 2012). Risken att detta ska ske i avloppsvatten borde dock vara mindre eftersom avloppsvatten innehåller många andra partiklar som kan konkurrera med plastpartiklarna om denna adsorption.

Screeningar vid nordiska och tyska avloppsreningsverk (Ljung et al., 2018; Tumlin och Bertholds 2020; Magnusson et al., 2016; Magnusson och Wahlberg, 2014; Mintenig et al., 2014; Norén et al., 2016) har visat att reningsverk redan idag renar bort 95-100% av antalet mikroplastpartiklar större än 300 µm från vattenfasen och mellan 70 till 99% av partiklar större än 20 µm. På grund av de stora flödena är avloppsreningsverkens utgående vatten ändå en betydelsefull transportväg för mikroplast till havet.

## **2.2 Slamkvalitet**

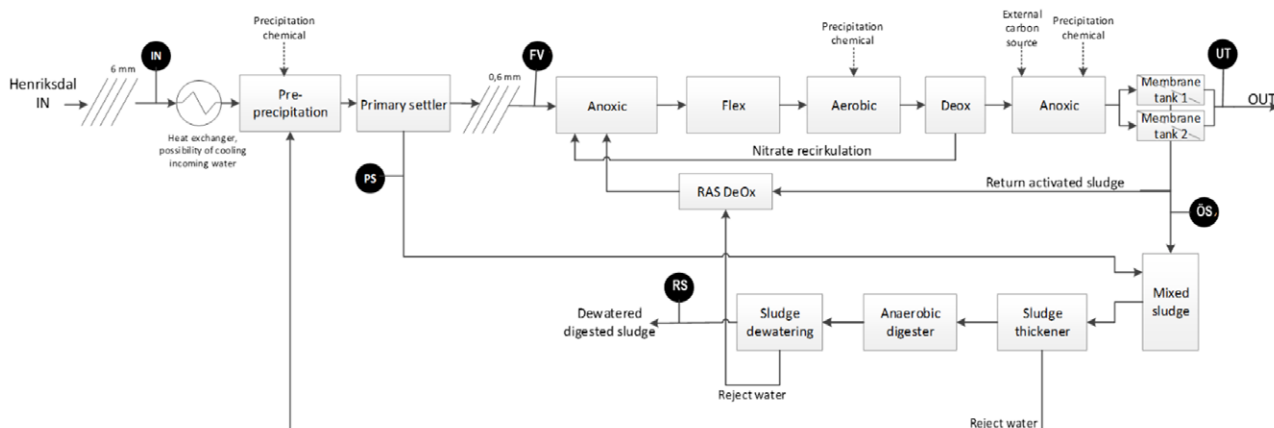
Henriksdals reningsverk är Revaq-certifierat (Svenskt Vatten, 2020) vilket innebär att SVOA ständigt måste arbeta för en förbättrad slamkvalitet. För att undersöka vilken kvalitet rötat avvattnat slam kommer att ha i Henriksdal när verket är fullt utbyggt har prover tagits i MBR-piloten och jämförts med prover från Henriksdals reningsverk. Proverna har analyserats med de ordinarie parametrar som görs inom ramen för SVOA:s egenkontroll och som också ingår i uppföljningen av Stockholms stads miljöprogram, mål 5.1. Spridningen av miljö- och hälsofarliga ämnen från hushåll, handel, byggande och andra aktörer ska minska. Analyser av både metaller och organiska miljögifter ingår.



Inom Revaq används metall/fosfor-kvoter som ett mått på slammets kvalitet. Kvoten beräknas som halten metall i milligram dividerat med halten fosfor i kilo. För kadmium är målet i Revaq att uppnå kvoten 17 för att nå hållbarhet och balans i åkermarken. Detta innebär att för varje kg fosfor som förs till åkermarken så får det maximalt följa med 17 mg kadmium.

## 2.3 MBR-piloten

Pilotanläggningen som byggts inom projekt pH2040 och som använts i detta projekt,  $\mu$ -pH2040, har utformats för att i största möjliga mån vara en mindre kopia av den framtida fullskalanläggningen vid Henriksdals reningsverk, i skala 1: 6 700, se Figur 2-1. Inkommande avloppsvatten pumpas till anläggningen, från Henriksdalsinloppet, via ett fingaller (6 mm hålplåt) med ett medelflöde om 3,2 m<sup>3</sup>/h. Pilotanläggningen består av försedimentering med uttag av primärslam, finsil (0,6 mm hålplåt) och biosteg med nitrifikation samt för- och efterdenitrifikation. Extern kolkälla doseras i efterdenitrifikationszonen. Därefter följer två parallella, kontinuerligt luftade membrantankar. Membranen rengörs regelbundet 2-8 ggr/månad med backpulser (maintenance cleaning) av natriumhypoklorit och syra (citronsyra i ena tanken och oxalsyra i den andra) samt 1-2 ggr/år med blötläggning (recovery cleaning) i samma kemikalier över natt. Från membrantankarna tas renat avloppsvatten ut som permeat och slam recirkuleras tillbaka till biosteget via en RAS-DeOX-zon. I RAS-DeOX-zonen tillsätts rejektivatten från rötslamavvattningen. Primärslam och överskottsslam behandlas i en anslutande slampilotanläggning med förtjockning av blandslam (primär- och överskottsslam), rötning och avvattning. För fosforrening tillämpas trepunktfällning med tillsats av järn(II) sulfat i förluftningen (flödesproportionerlig dos) samt i luftad zon (styrt på PO<sub>4</sub>-halten i permeatet, långsam reglering) och järn(III)klorid precis innan membranen (styrt på PO<sub>4</sub>-halten i permeatet, snabb reglering). Utgående halter från piloten var som genomsnitt under projekttiden år 2017-2019: tot-N 4,6 mg/l, tot-P 0,15 mg/l (2 månader 2018 borträknade då tester utan kemfällning utfördes), BOD<sub>7</sub> 2,1 mg/l. En detaljerad beskrivning av processen inklusive membranrengöring och rötning återfinns i Andersson et al. (2020).

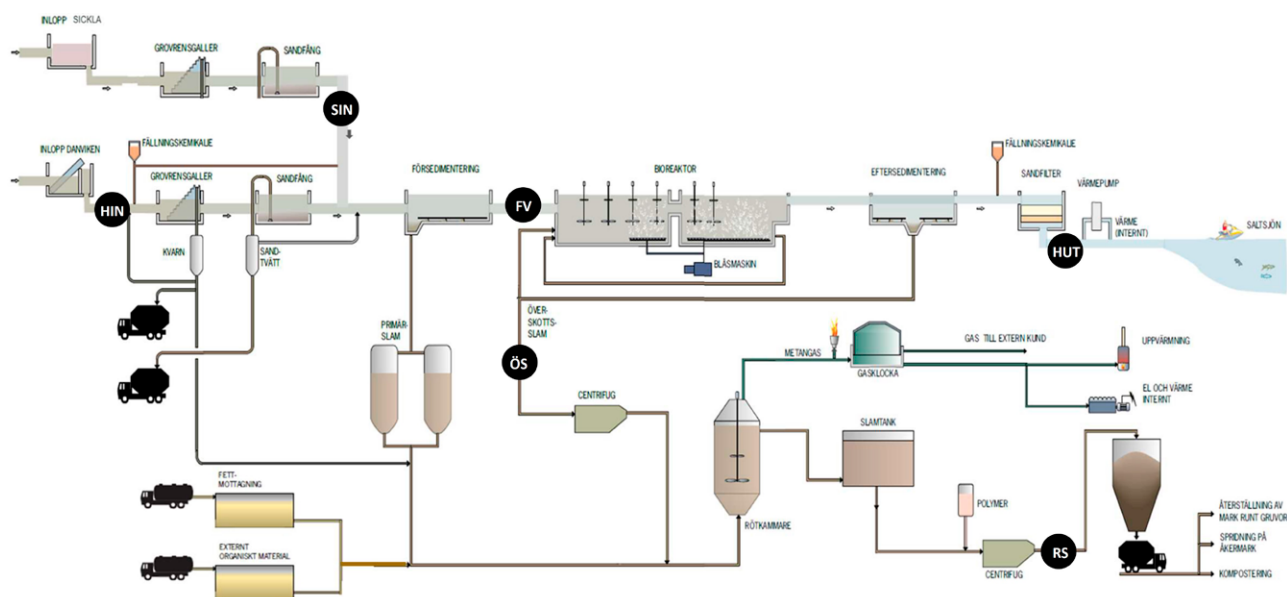


**Figur 2-1**

Utformning av pilotanläggningen i projekt pH2040. Provtagningspunkter är markerade (se avsnitt 3.1).

## 2.4 Henriksdals reningsverk

Henriksdals reningsverk tar emot avlopp från Stockholm och angränsande kommuner, totalt ca 3,5 m<sup>3</sup>/s eller 12 500 m<sup>3</sup>/h som medel. Reningsprocessen bestod vid projektets genomförande av grovrening med galler (3 mm step screen) och sandfång följt av försedimentering, biologisk rening i aktivslamprocess med fördenitrifikation/nitrifikation och slutpolering i sandfilter. Primärslammet och överskottsslammet förtjockas separat och rötas därefter mesofilt i 14-16 dagar innan det avvattnas. Rejektvatten från avvattningen och filterspolvatten från sandfiltren återförs till inloppet. Fosfor fälls ut med järnsulfat som doseras innan försedimenteringen (fast dos) och innan sandfiltren (styrt på PO<sub>4</sub>-halten i utgående). En översiktsbild av processen visas i Figur 2-2. Utgående halter från Henriksdal var som genomsnitt under projekttiden år 2017-2019: tot-N 8,6 mg/l, tot-P 0,2 mg/l; BOD<sub>7</sub> 2,8 mg/l.

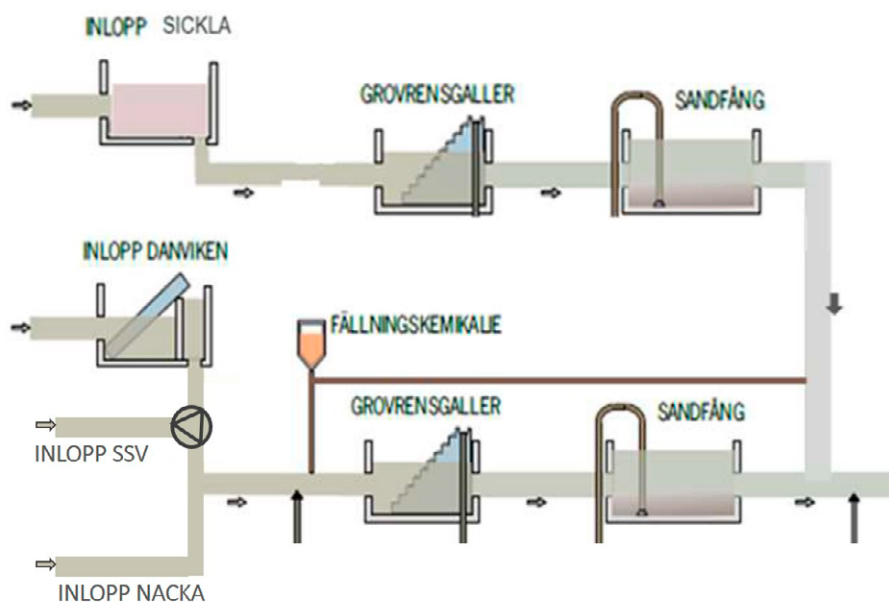


## 2.5 Inkommande avloppsvatten

Sjöstadsverket, där MBR-piloten i projekt pH2040 är lokaliserad, får avloppsvatten från Danvikens pumpstation (Figur 2-3), d.v.s. det är främst vatten från innerstaden. Till Henriksdals reningsverk kommer via Henriksdalsinloppet förutom vattnet från Danvikens pumpstation också en ström från Nacka, samt via Sicklainloppet avlopp från södra Stockholm inklusive Huddinge. Knappt hälften av avloppsvattnet utgörs av flödet från Danvikens pumpstation. Detta vatten är något mer koncentrerat än övriga strömmar (i genomsnitt 9% mer koncentrerat med avseende på näringsämnen). Det betyder att inkommande belastning av mikroföroreningar och metaller kan skilja sig åt mellan piloten och Henriksdals reningsverk, samt att det rötade slammet från piloten inte är helt jämförbart med slammet från Henriksdals reningsverk. Man bör ha detta i åtanke när resultaten från de två reningsprocesserna jämförs.

**Figur 2-2**

Utformning av reningsprocessen på Henriksdals reningsverk. Provtagningspunkter är markerade (se avsnitt 3.1).



**Figur 2-3**  
Inloppet till Sjöstadverket (SSV) och MBR-piloten i förhållande till inloppen till Henriksdals reningsverk.

---

## 3 Metod

### 3.1 Provtagningspunkter och provberedning

Sex provtagningspunkter valdes initialt ut i MBR-piloten för  $\mu$ -pH<sub>2</sub>O<sub>4</sub>O-projektet; tre vattenprover och tre slamprover (Figur 2-1). Prover togs på inkommande avloppsvatten (IN), försedimenterat vatten (FV), utgående vatten/permeat (UT), primärslam (PS), överskottsslam (ÖS) och avvattnat rötslam (RS). Primärslamsprover togs bara under första provtagningsomgången eftersom analysresultaten var helt orimliga. För mikroskräpanalyser togs även prover efter inloppssilen av typen hålplåt (Galler 6 mm) samt på vattnet efter finsilen, som också är en hålplåtssil, (Sil 0,6 mm).

På Henriksdals reningsverk togs prover på inkommande vatten från Henriksdalsinloppet (HIN) och Sicklainloppet (SIN), utgående vatten (HUT), överskottsslam (ÖS) och avvattnat rötslam (RS), se Figur 2-2. För mikroskräpanalyser togs även prover efter inloppssilarna av typen step screen (Galler 3 mm) samt på biologiskt renat avloppsvatten innan sandfilter (Eftersed).

Inga prover på internströmmar såsom rejektvatten från slamavvattning togs, något som hade varit bra men missades i planeringsfasen.

För samtliga studerade parametrar, förutom mikroskräp och EOX (p.g.a. labbets rekommenderade provtagningsrutin), togs vattenprover som dygnsprov med flödesproportionella provtagare, vilka sedan blandades till flödesproportionella veckoprover. Slamprover togs som stickprov fem dagar i veckan och blandades sedan till ett veckoprov. Proverna förvarades i kylskåp under provtagningsveckan och därefter i frys fram till analys. Prover för analys av mikroskräp och EOX togs som stickprover i samtliga provtagningspunkter. Torrsubstans (TS) i slamproverna analyserades på Sjöstadsvärkets driftlabb innan de skickades iväg för analys på externt labb.

För jämförelsen av slamkvalitén användes ordinarie provtagning (månadssamlingsprover) av avvattnat rötslam med analyser enligt kontrollprogrammet. I piloten togs stickprover från avvattnaren ca 2 gånger per vecka. Proverna lades ihop till samlingsprover i provtagningsburkar som förvarades i fryn innan de skickades till laboratoriet. På Henriksdals reningsverk togs flödesproportionella veckoprover från slamcentrifugerna med automatisk provtagare. För metallanalyserna skickades veckoprovet in till laboratoriet som blandade om provet till månadsprover innan analys. För de organiska ämnena frystes veckoprover in på reningsverket under en månad per kvartal och skickades frysta till laboratoriet. Där tinades de och blandades till ett månadssamlingsprov. Provet fördelades sedan på kärl för olika analyser varav några skickades till laboratoriets underleverantörer.

### 3.2 Provtagningsomgångar

Totalt fyra provtagningsomgångar har genomförts inom ramen för  $\mu$ -pH<sub>2</sub>O<sub>4</sub>O-projektet. Provtagningsomgång 1 genomfördes under vecka 42 och 43 i november 2017 och utgjordes av två separata provtagningar, en per vecka, för att fånga upp variationer i provtagning och analys. Övriga provtagningsomgångar utgjordes av en provtagning från en enskild vecka. Provtagningsomgång 2 genomfördes under vecka 16 i april 2018, provtagningsomgång 3 under vecka 3 i januari 2019 och provtagningsomgång 4 under vecka 40 i oktober 2019, dvs vid olika årstider för att fånga upp eventuella säsongsvariationer.

Vid de två provtagningsomgångar som genomfördes under 2019 togs prover även från Henriksdals avloppsreningsverk för jämförelse.

I mars 2019 ställdes rötningsprocessen i slampiloten om från mesofil till termofil

---

rötning. Detta medför att prover på avvattnat rötat slam (RS) från den sista provtagningsomgången i  $\mu$ -pH2040, i oktober 2019, är slam som rötats under termofila förhållanden, medan prover med avvattnat rötat slam (RS) från de tre första provtagningsomgångarna är slam som rötats under mesofila förhållanden.

Ordinarie prover av rötat och avvattnat slam (RS) togs vid 14 tillfällen (varav 6 togs vid termofil drift) i Sjöstadverket under perioden januari 2018 – februari 2020 för analys av metaller. Sex av proverna (varav 2 togs vid termofil drift) analyserades också avseende organiska ämnen. I Henriksdal har de ordinarie proverna från egenkontrollen använts. För metallanalyser togs veckosamlingsprover varje vecka som sedan räknades om till månadsmedelvärden. Det blev 25 månadsvärden för perioden januari 2018 – februari 2020. Några metaller analyserades mindre ofta. Månadssamlingsprover för analys av organiska ämnen togs vid nio tillfällen under samma period. På Henriksdal reningsverk tillämpades mesofil rötning under hela perioden. Provtagningsmånaderna anges i Bilaga O och P.

### 3.3 Analyser

#### 3.3.1 Antibiotika, hormoner och andra läkemedel

Läkemedel- och antibiotikarester i avloppsvatten analyserades på IVLs laboratorium med LC-MS/MS enligt en metod beskriven av Gros et al. (2006) med två avvikelser. Den första är tillsats av 200 mg EDTA till 100 ml vattenprover för att bryta eventuella interaktioner mellan analyterna och förekomsten av metalljoner i provet. Den andra är att andra elueringen av substanserna från filterbädden utfördes med aceton.

#### 3.3.2 AOX/EOX

Analys av AOX och EOX gjordes av Eurofins enligt standardanalys (ISO 12010) med gaskromatografi – masspektrometri med negativ jonisering (GC/MS-NCI).

#### 3.3.3 PFAS

Vattenproverna har extraherats med SPE kolonner (oasis, WAX) och analys har skett med HPLC/MS-MS på IVLs laboratorium i Stockholm. MPFAC-MxA, M2-6:2PAP, M2-8:2PAP, M2-6:2diPAP och M2-8:2diPAP har använts som internstandarder för kvantifiering. Slamprov vägdes in och spikades med samma radioinmärkt internstandard från Wellington Laboratories. Extraktion och rening genomfördes utifrån det analysprotokoll som utvecklats av Powley et al. (2005) och därefter modifierats av bl.a. Vestergren et al. (2015) och Winkens et al. (2018) för att kunna inkludera ett flertal analyter. I korthet extraherades ungefär 0,5 gram prov (frystorkad slam) i metanol följt av upprepning med hjälp av grafitiserat kol. De upprepade provextrakten analyseras med HPLC-MS/MS på IVLs laboratorium i Stockholm.

#### 3.3.4 Klorparaffiner

Analys av klorparaffiner genomfördes av Eurofins enligt standardanalys (ISO 12010) med gaskromatografi – masspektrometri med negativ jonisering (GC/MS-NCI).

#### 3.3.5 Mikrokräp

Mikroplaster analyserades enligt följande metod (Magnusson et al., 2016) som vanligtvis används vid screening i Norden eftersom standarder för mikroplastanalyser ännu inte har fastställts. Vattenproven filterades genom totalt tre olika filter i turordning, först filter med en maskstorlek av 300  $\mu$ m följt av filter med maskstorlek 100 respektive 50  $\mu$ m och materialet som samlats in på filtren analyserades med ett Nikon SMZ18 stereomikroskop (7,5 - 135 gånger förstoring). Alla mikroplastpartiklar räknades och delades upp i två grupper beroende på deras form - plastfragment och plastfibrer. Termen mikroplast

eller plastpartiklar avser båda grupperna. Dessutom räknades antalet icke-syntetiska fibrer, som t ex bomull. Prover av inkommande vatten behandlades med 1 M KOH över natten för att minska mängden organiskt material.

### 3.3.6 Analysprogram

I Tabell 3-1 och Tabell 3-2 sammanställs vilka analyser som genomförts på vilka prover i de olika provtagningsomgångarna i MBR-piloten respektive på Henriksdals reningsverk. Provtagningspunkter definieras i Kapitel 3.1.

Analyspaket	Omgång 1 (x2)	Omgång 2	Omgång 3	Omgång 4
Läkemedel, Antibiotika, Hormoner	In, FV, Ut, ÖS, PS, RS	In, FV, Ut, ÖS, RS	In, FV, Ut, ÖS, RS	In, FV, Ut, ÖS, RS
PFOS	In, FV, Ut	In, FV, Ut	In, FV, Ut	In, FV, Ut
AOX	In, FV, Ut, ÖS, PS, RS	-	In, FV, Ut, ÖS, RS	ÖS, RS
EOX i vatten	In, FV, Ut, ÖS, PS, RS	-	In, FV, Ut, ÖS, RS	In, FV, Ut, ÖS, RS
Klorparaffiner	In, FV, Ut, ÖS, PS, RS	In, Ut, RS	In, Ut, RS	In, Ut, RS
Mikroskräp	-	-	In, Galler 6 mm, FV, Sil 0,6 mm, Ut	-

**Tabell 3-1**

Specifikation av vilka analyser som gjorts på vilka prover från piloten (pH2040).

Analyspaket	Omgång 3	Omgång 4
Läkemedel, Antibiotika, Hormoner, AOX, EOX	HIN, SIN, HUT, RS	HIN, SIN, HUT, RS
PFOS	HIN, SIN, HUT, RS	HIN, SIN, HUT, RS
Klorparaffiner	HIN, SIN, HUT, RS	HIN, SIN, HUT, RS
Mikroskräp	HIN, Galler 3 mm, FV, Eftersed, HUT	

**Tabell 3-2**

Specifikation av vilka analyser som gjorts på vilka prover från Henriksdals reningsverk.

### 3.3.7 Analyser för att jämföra slamkvaliteten

De parametrar som analyserades för att jämföra kvalitén på rötat slam mellan Henriksdal och slampiloten listas i Tabell 3-3.

Proverna skickades till Eurofins Water Testing Sweden AB för analys. Eurofins använder sig i flera fall av underlaboratorier. Torrsubstanshalt (TS), glödningsrest, totalfosfor, samtliga metaller, 4-nonylfenol, PCB:er och PAH:er analyserades hos Eurofins laboratorium i Lidköping. Bromerade difenyletrar (PBDE) analyseras av Eurofins GfA Lab Service GmbH i Hamburg, di-2-etylhexylftalat analyserades hos Eurofins Miljö, Danmark och fenoler (utom 4-nonylfenol) och tennorganiska föreningar hos GALAB Laboratories GmbH, i Tyskland. Triclosan analyserades av PiCa Prüfinstitut Chemische Analytik GmbH, i Tyskland.

Vanliga slamparametrar	Polyklorerade bifenyler	Polyaromatiska kolväten
Torrsubstanshalt	PCB 28	Fluoranten
Glödrest	PCB 52	Benso(b)fluoranten
Totalfosfor	PCB 101	Benso(k)fluoranten
	PCB 118	Bens(a)pyren
<b>Metaller</b>	PCB 138	Benso(ghi)perylene
Antimon	PCB 153	Indeno(1,2,3-cd)pyren
Bly	PCB 180	S:a PAH (6 st)
Kadmium	S:a PCB (7 st)	
Kobolt		<b>Fenoler</b>
Koppar	<b>Polybromerade difenyletrar</b>	4-t-butylfenol
Krom	PBDE47	4-t-oktylfenol
Kviksilver	PBDE99	Iso-nonylfenol
Molybden	PBDE47+99	4-nonylfenol
Nickel	PBDE209 (dekabromdifenyleter)	Bisfenol A
Zink		
Silver	<b>Tennorganiska föreningar</b>	<b>Perfluorföreningar</b>
Tenn	Monobutyltenn	PFOS (perfluoroktansulfonat)
Wolfram	Dibutyltenn	PFOA (perfluoroktansyra)
Vismut	Tributyltenn	
	Monooktyltenn	<b>Ftalater</b>
	Dioktyltenn	DEHP (di-2-etylhexylftalat)

**Tabell 3-3**  
Analyser som utförts på  
veckoprover av rötat slam.

### 3.4 Processdata

För styrning och uppföljning av renings- och rötningsprocessen är piloten i pH2040 utrustad med diverse online-instrument samt följs upp med analyser av dygns- och veckoprover. Detta beskrivs i detalj i årsrapporterna från projektet (Andersson et al. 2020). Även på Henriksdals reningsverk samlas processdata in via provtagning-analys samt online instrument.

Processdata från de veckor då provtagningen ägde rum presenteras i Tabell 3-4.

Parameter	Enhet	MBR-piloten					Henriksdal	
		Omg. 1		Omg. 2	Omg. 3	Omg. 4	Omg. 3	Omg. 4
		v 42-17	v 43-17	v 16-18	v 3-19	v 40-19	v 3-19	v 40-19
Inflöde	m <sup>3</sup> /h	4,1	4,4	4,7	3,6	3,6	3,4	3,0
Inflöde HIN	m <sup>3</sup> /h						1,7	1,5
Inflöde SIN	m <sup>3</sup> /h						1,7	1,5
Temperatur <sup>1</sup>	°C	22,1	20,7	18,6	15,9	19,9	13,5	19,1
Tot-N ut	mg/l	3,3	3,1	6,1	4,7	3,2	9,1	8,4
Tot-P ut	mg/l	0,08	0,13	0,13	0,13	0,07	0,12	0,13
Luftad slamålder <sup>2</sup>	d	4,5	4,7	3,9	6,5	4,1	5,6	4,9
Total slamålder	d	14,7	15,2	12,8	20,8	16,5	17,6	9,6
Extern kolkälla	typ	metanol	metanol	metanol	metanol	glycerol	ingen	ingen
Primärsламflöde	l/h	30	30	27	29	30	84 000	67 500
Överskottssламflöde	l/h	71	69	83	58	60	118 000	174 000
TS-halt primärsлам	%	3,7	3,5	3,8	2,7	2,9	2,2	3,6
SS-halt översk.sлам	mg/l	11 000	11 000	9 300	11 000	11 500	9 000	8 100
Uppehållstid RK	d	14,7	12,1	20,5	20,1	8,0	10	14
Temperatur RK	°C	37	37	37	37	55	37	37
Mängd avvattnat RS	kg TS/d	25	24	20	25	30	58 000	48 700
Org.belastning RK <sup>3</sup>	kg VS/m <sup>3</sup> ,d	2,7	3,9	2,1	saknas	2,0	-	-
Utrötningsgrad RK <sup>3</sup>	% av VS <sub>inRK</sub>	39	39	52	saknas	35	-	-
Gasproduktion <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> /d	6,8	7,6	5,5	2,78	3,7	55 700	47 700

<sup>1</sup> Temperatur mäts i membrantankarna i piloten och i försedimenterat vatten på Henriksdal.

<sup>2</sup> exklusive membrantankar

<sup>3</sup> Henriksdals reningsverk belastas förutom avloppssлам även med externt organiskt material i form av fettavskiljarfett från restauranger och glycerol. Dessa material kan inte mätas med TS/VS och den organiska belastningen samt utrötningsgraden kan inte beräknas på jämförbart sätt. Gasproduktionen blir därmed inte heller jämförbar om den skalas ner (1:6700).

**Tabell 3-4**

Processdata från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk vid respektive provtagningssamgång.

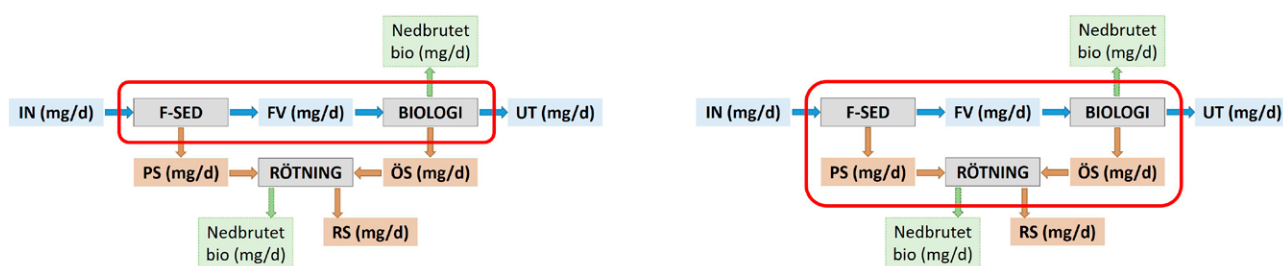
### 3.5 Massbalans

Massbalanser i enheten mg/d upprättades över MBR-piloten, både vattenlinjen och hela reningsverket dvs vatten- och slamlinjen, genom att multiplicera uppmätta halter av respektive mikroförorening med dygnsmedelflödet i aktuell provtagningsspunkt vid tidpunkten för provtagning. Processdata som användes vid beräkningarna redovisas i Tabell 3-4. Då inga analyser av rejektivatten från rötsламavvattning gjordes inom projektets ramar saknas den eventuella interna recirkulationen av substanser via rejektivatten i massbalanserna. Detta kan eventuellt ha inverkan på beräknad mängd substans som bryts ner i rökammaren (kan istället återfinnas i rejektivattnet) samt beräknad mängd



som bryts ner i biologin (kan vara högre om det tillförs med rejektivattnet). Eftersom primärslammet inte analyserades beräknades istället innehållet av respektive substans i primärslammet som skillnaden mellan inkommande (IN) och försedimenterat vatten (FV). Biologisk nedbrytning eller frigöring av substanser antogs vara försumbar över försedimenteringen. Mängden av en substans som bröts ner eller frigjordes i den biologiska reningen samt rötkammaren beräknades med hjälp av massbalanserna som "FV – (UT + ÖS)" respektive "(PS + ÖS) – RS" (se Figur 3-1).

Massbalanser upprättades för varje provtagningstillfälle och ett medelvärde av dessa massflöden redovisas i rapporten. För antibiotika och hormoner finns inte tillräckligt med tillförlitlig data, dvs koncentrationer över kvantifieringsgränsen (LOQ) vid minst hälften av provtagningsomgångarna samt mer än ett värde för överskottsslam, för att upprätta relevanta balanser.



**Figur 3-1**

Massbalansberäkningar samt systemgränser för vattenlinjen (vänster) och hela linjen (höger). Poster med fet stil är baserade på analysdata och övriga värden är beräknade.

---

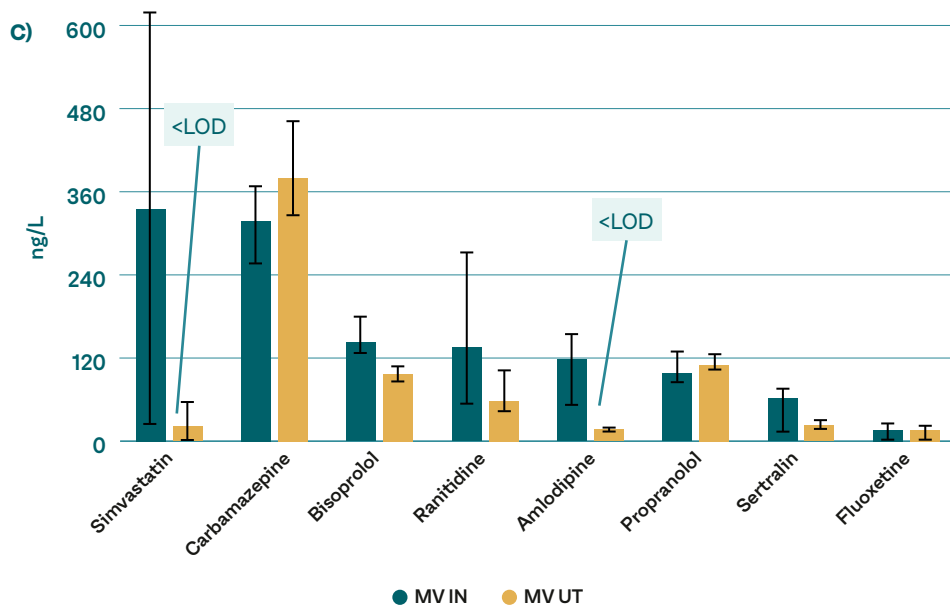
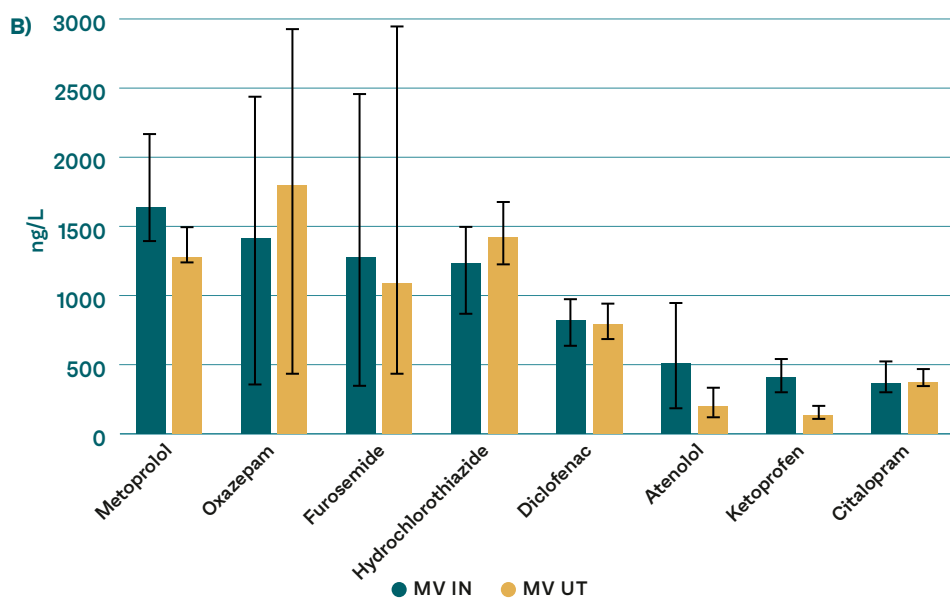
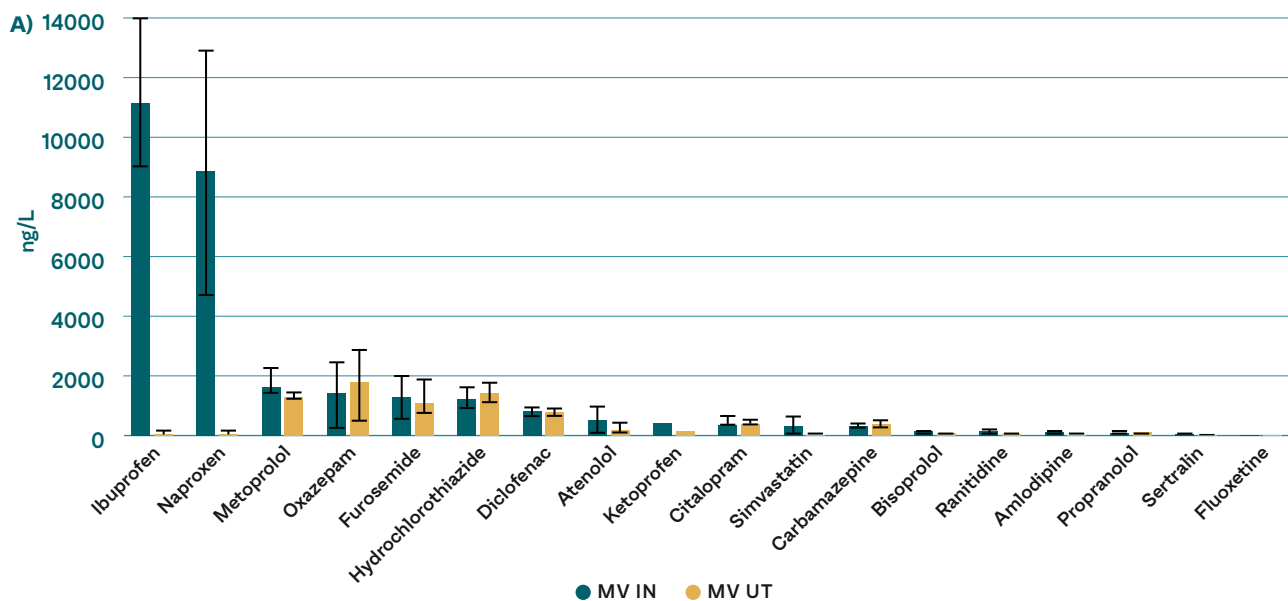
## 4 Resultat och diskussion

I bilagorna återfinns resultaten för alla analyser som har gjorts på avloppsvatten, överskottsslam och rötat slam från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk. Medelvärdena har beräknats på de ämnen där minst hälften av proverna visar halter över kvantifieringsgränsen (LOQ). Där halter <LOQ och <LOD (LOD = detektionsgränsen) medtagits har halva LOQ och hela LOD värdet använts. I bilagorna finns de värden markerade som har betraktats som outliers i medelvärdesberäkningarna. I diagrammen anger felstaplar högsta och lägsta värde, förutom i del fall där outliers utesluts. Som outliers har de värden bedömts som överstigit fem gånger medianvärdet, eller understigit en femtedel av medianvärdet, enligt en metod använd av Hansson & Sundbom (2017).

### 4.1 Läkemedel i vatten

Totalt har 23 läkemedel analyserats i inkommande-, försedimenterat- och utgående avloppsvatten i MBR-piloten (Bilaga A). I inkommande avloppsvatten återfanns 18 av de 23 analyserade läkemedlen (Figur 4-1a). Medelvärdet har beräknats och redovisats för de läkemedel där minst hälften av proverna visar koncentrationer över rapporteringsgränsen (LOQ). De läkemedel som förekommer i högst koncentrationer i inkommande avloppsvatten är de vanliga receptfria icke-steroida antiinflammatoriska läkemedlen (NSAID) ibuprofen och naproxen, 11 000 ng/l resp 9 000 ng/l, vilket stämmer väl överens med tidigare undersökningar av avloppsvatten från Henriksdals reningsverk (Allard et al. 2017). Paracetamol som också är ett receptfritt smärtlindrande och febernedsättande läkemedel är en av de substanser som vanligtvis förekommer i samma koncentrationer som ibuprofen och naproxen i inkommande avloppsvatten men i denna undersökning visar fler än hälften av proverna koncentrationer under rapporteringsgränsen (LOQ). Orsaken till detta kan vara att paracetamol redan innan analys har brutits ner vid transport i ledningsnätet.

Förutom smärtstillande och antiinflammatoriska läkemedel förekommer några blodtryckssänkande (metoprolol, furosemid och hydrochlorothiazid) samt ett lugnande/ångstdämpande läkemedel (oxazepam) i koncentrationer över 1 000 ng/l (Figur 4-1b). Resterande 12 läkemedel rapporteras i varierande koncentrationer, från 16 ng/l till 818 ng/l i inkommande avloppsvatten (Figur 4-1b). I utgående vatten återfinns 17 av de 18 läkemedlen men i vissa fall i mycket lägre halter. För amlodipin visar 3 av 5 prover koncentrationer under LOQ och för simvastatin rapporteras alla under detektionsgräns (LOD). De läkemedel som återfinns i högst koncentrationer i utgående vatten är oxazepam, metoprolol, hydrochlorothiazid, furosemid och diklofenak, i halter från 1 800 ng/l till 800 ng/l (Figur 4-1b). Felstaplarna i Figur 4-1 anger högsta och lägsta mätvärde vilket tyder på att det finns en viss spridning i koncentration för de flesta läkemedlen, där simvastatin, fluoxetin, oxazepam, rantidin och atenolol har standardavvikelser över 50%, (Bilaga B). Variationer kan bero på att provtagningen har skett under olika veckor spritt över åren, (v.42 och 43 2017, v.16 2018, v.3 och 40 2019). Det går dock inte att påvisa tydliga säsongstrender.



**Figur 4-1**

Medelvärden av alla analyserade läkemedel över LOQ i inkommande (MV IN) och utgående vatten (MV UT) av läkemedel i MBR-piloten. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde.

A) Alla analyserade läkemedel över LOQ.

B) Analyserade läkemedel med medelvärden IN mellan 364-1 640 ng/l.

C) Analyserade läkemedel med medelvärden IN lägre än 364ng/l. Observera att det är olika skalor på y-axlar.

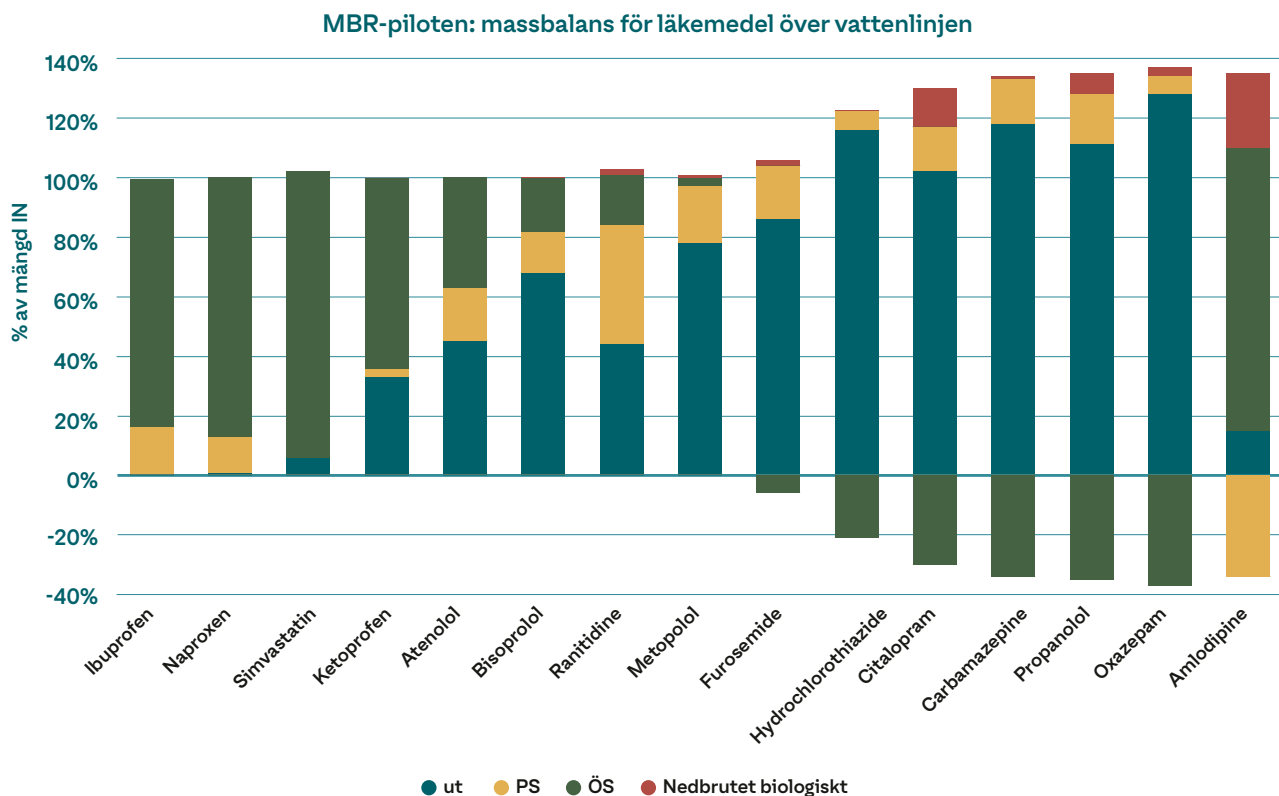
---

Massbalanser över läkemedel i vattenlinjen upprättades för att se var i reningsprocessen läkemedlen avskiljs och bryts ner samt för att se om de halter som uppmätts i de olika punkterna är rimliga. Det bör noteras att osäkerheten i analysdata, särskilt i inkommande avloppsvatten och slam, gör det svårt att ställa upp rimliga och relevanta massbalanser över ett helt reningsverk och resultaten som redovisas här bör ses som indikationer med stor inbyggd osäkerhet. För att ta fram balansen användes data från IN, FV, UT samt ÖS. Resultaten från analyser av överskottsslam (ÖS) redovisas i kapitel 4.2. I Figur 4-2 redovisas massbalanserna över vattenlinjen för de läkemedel som erhöll koncentrationer över LOQ vid minst hälften av provtagningsomgångarna. Sertralin och fluoxetine redovisas inte i figuren eftersom massbalansen visade på orimligt höga värden i ÖS (80-200% av IN) vilket innebär en negativ nedbrytning i det biologiska steget motsvarande 100-140% av IN.

Ur Figur 4-2 framgår att 5 läkemedel bryts ner till mer än 60% (av inkommande mängd) i den biologiska reningen. Av dessa reduceras simvastatin och ketoprofen i princip enbart via biologisk nedbrytning medan Ibuprofen och naxproxen även delvis avskiljs med primärslammet. För almodipin visar massbalansen att en mängd motsvarande 95% av inkommande bryts ner biologiskt och en mängd som motsvarar 25% av inkommande avskiljs med överskottsslammet, samtidigt som mängden över försedimenteringen ökar med 34%, något som indikerar att någon av analyserna (IN eller FV) inte stämmer.

Sju läkemedel, furosemide, hydrochlorothiazide, citalopram, carbamazepine, propranolol, oxazepam och fluoxetine, bryts inte ned alls biologiskt. Istället ökar halten av substanserna över den biologiska reningen. Alla dessa sju substanser avskiljs till viss del med primärslammet (6-37% av inkommande) och till viss del med överskottsslammet (0,3-13% av inkommande, fluoxetine 74%) medan majoriteten av inkommande belastning går rakt igenom verket till utgående.

Förklaringen till de observerade ökningarna av mängd läkemedel (negativa värden i Figur 4-2) tros vara jonsuppression, dvs. nedtryckning av signalen vid analys på grund av konkurrens med sameluerande organiskt material i matrisen (Magnèr et al. 2017). Jonsuppressionen är särskilt hög i inkommande vatten vilket gör att mätvärdena blir lägre än de verkliga halterna. Eftersom massbalanserna normeras mot inkommande mängd gör ett fel i analys av inkommande halt att balanserna omöjligt kan gå ihop utan negativa värden.



#### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Vid två provtillfällen togs även prover (veckosamlings prover) i Henriksdals två inlopp HIN och SIN, utgående vatten och rötat avvattnat slam (Bilaga C). I Tabell 4-1 redovisas reduktionsgraden för de 18 läkemedel som återfanns i inkommande och utgående vatten för MBR-piloten. I Tabell 4-1 redovisas även reduktionsgraden för Henriksdals reningsverk samt reduktionen i försedimenteringen (Red IN-FV) och biologiska reningen (Red FV-UT) beräknat utifrån koncentrationer i försedimenterat vatten för MBR-piloten. I Tabell 4-1 kan man se att ibuprofen och naproxen som förekommer i högst halt i inkommande vatten också har en hög reduktionsgrad. Det är sex läkemedel (simvastatin, amlodipin, ketoprofen, sertralin, atenolol och rantidin) som har en reduktion över 50%. Övriga 10 läkemedel har en lägre reduktion än 35% och 5 av dessa 10 har en negativ reduktion.

Jämför vi reduktionsgraden för MBR-piloten och Henriksdal kan vi se skillnader för framför allt sju läkemedel (Figur 4-3 och Tabell 4-1). Sertralin har en hög affinitet till partiklar pga högt Log D och att det är en bas som är positivt laddad vid pH 7, vilket kan vara en förklaring för bättre reduktion i MBR-piloten då den avskiljer mer finpartiklar. Atenolol, bisoprolol, metoprolol och rantidin är också baser och har en positiv laddning vid pH 7 men med mycket lägre LogD värden (Figur 4-3). Detta betyder att jämvikten är förskjuten till den protonerade positiva formen vilket kan ge en högre affinitet till partiklar, då partikulärt organiskt material har en nettoladdning som är negativ. Detta medför en attraktion till suspenderat material trots att de är mer vattenlösliga, och därmed kan förklaringen även här vara att MBR-processen avskiljer mer finpartiklar än konventionella aktivslamprocesser. Alla dessa fyra läkemedel har också en viss reduktion i försedimenteringen (Tabell 4-1). Varför ketoprofen reduceras bättre i MBR-piloten (Tabell 4-1, Figur 4-3) är svårare att förklara då ketoprofen inte avskiljs till slam (Bilaga D). Skillnaden kan bero på bättre nedbrytning i biologiska reningssteget. Diklofenak visar tvärt emot en sämre reduktion i MBR-piloten, vilket också är svårt att hitta en förklaring till. Det är framförallt de två första provomgångarna 2017 som bidrar till den mycket lägre reduktionsgraden (-12% respektive -23%). Om man däremot jämför

**Figur 4-2**

Massbalans över vattenlinjen. Negativa värden innebär att mängden ökar. Endast substanser med koncentrationer över LOQ vid minst hälften av provtagningsomgångarna i de propunkter som används i beräkningarna redovisas.

endast de två sista provomgångarna (v.3 och v.40 2019) så är skillnaden i reduktion inte lika stor (reduktionsgrad 16% för MBR-piloten jmf med 28% för Henriksdals). Jämför vi med tidigare undersökningar vid samma anläggningar (Allard et al. 2017) så är även där reduktionsgraden för diklofenak mycket lägre i MBR-piloten (4% för MBR jmf med 22% för Henriksdal), det är därför svårt att avgöra vilket värde som är det mest representativa värdet i denna undersökning.

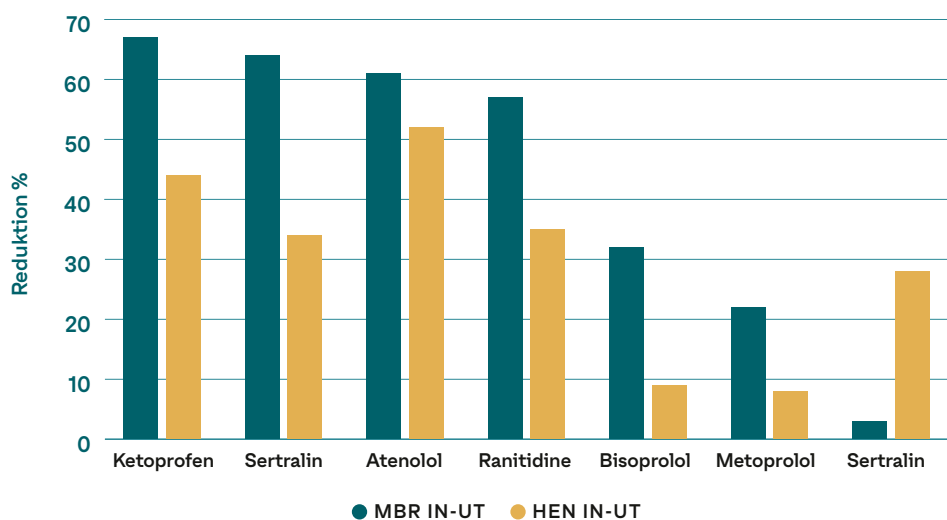
**Tabell 4-1**

Reduktion av läkemedel i MBR-pilot och Henriksdals reningsverk.

Substans	MBR			Henriksdal				
	MV IN ng/l	MV UT ng/l	Red IN-UT %	Red IN-FV %	Red FV-UT %	MV IN ng/l	MV UT ng/l	Red IN-UT %
Amlodipine	118	<17	>85	-33	89	139	<23	>83
Atenolol	510	201	61	28	45	250	121	52
Bisoprolol	142	97	32	13	22	115	104	9
Carbamazepine	318	380	-19	16	-42	408	425	-4
Citalopram	364	374	-2,7	12	-17	423	365	14
Diclofenac	818	794	2,9	6,4	-4	968	695	28
Fluoxetine	16	16	<0	<32	-46	22	29	-35
Furosemide	1280	1086	15	17	-3	2250	1850	18
Hydrochlorothiazide	1232	1420	-15	4,7	-21	1375	1300	5
Ibuprofen	11160	47	100	16	99	9625	208	98
Ketoprofen	408	136	67	2,5	66	375	210	44
Metoprolol	1640	1280	22	18	4	1575	1450	8
Naproxen	8860	66	99	12	99	9275	320	97
Oxazepam	1412	1798	-27	6,5	-36	2125	2300	-8
Paracetamol	<5*	<5*				<5*	<5*	
Propranolol	98	110	-13	14	-31	98	120	-22
Ranitidine	135	58	57	41	28	135	88	35
Sertralin	62	23	64	-3,2	64,8	97	64	34
Simvastatin	335	<21	>94	-1,4	93,8	556	<34	>94

xxx% - < 40% reduktionsgrad; xxx% - > 40% men < 70% reduktionsgrad; xxx% - > 70% reduktionsgrad

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

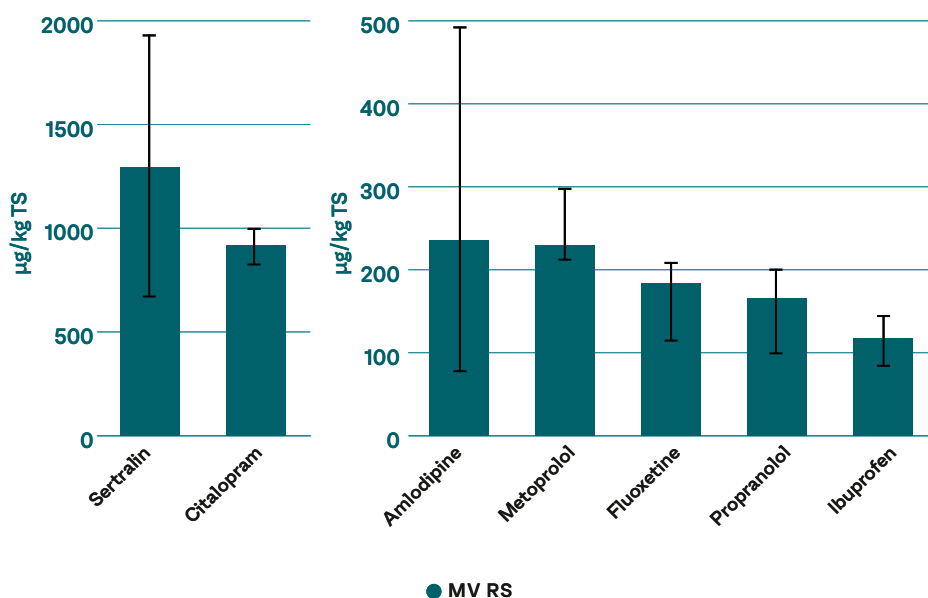


**Figur 4-3**

Jämförelse reduktion (%) mellan inkommande och utgående halter i MBR-piloten och Henriksdal reningsverk.

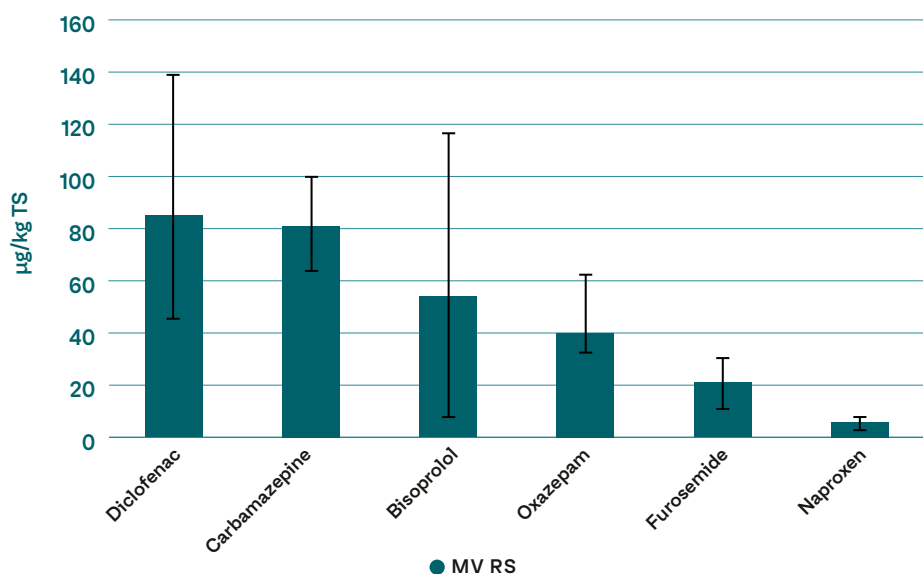
## 4.2 Läkemedel i slam

Av 23 analyserade läkemedel i de fem proverna rötat och avvattnat slam återfanns 22 stycken någon gång över detektionsgränsen. I Bilaga D presenteras alla 23 läkemedel, med redovisning av detektionsgränser som varierar en del mellan de olika substanserna men även mellan provomgångarna. I Figur 4-4 redovisas de 13 läkemedel som återfanns i koncentrationer över LOQ i minst hälften av proverna. De två läkemedel som förekommer i högst halt är sertralin och citalopram (serotoninåterupptagshämmare (SSRI)) runt 1 mg/kg TS. Sertralin och citalopram är baser och positivt laddade vid pH 7 och då partikulärt organiskt material har en nettoladdning som är negativ skapas en attraktion till suspenderat material och substanserna avskiljas med slammet. Sertralin förekommer inte i så höga koncentrationer i inkommande avloppsvatten (medelvärde 62 ng/l) men återfinns ändå i relativt höga koncentrationer i rötat slam. Det beror på att den är positivt laddad men har även mycket högt  $\text{LogK}_{\text{ow}}$  och  $\text{LogD}$  värde (4,81 resp 3,14) vilket bidrar till den höga affiniteten till slam. Citalopram har inte lika högt  $\text{LogK}_{\text{ow}}$  och  $\text{LogD}$  (2,51 resp 1,27), dvs är mer vattenlös, men förekommer däremot i högre halter i inkommande avloppsvatten och är som beskrivet positivt laddad och avskiljs därför delvis till slam. Även tre blodtryckssänkande läkemedel (amlodipin, fluoxetine och propranolol) återfanns i rötat slam i koncentrationer från 236 till 166  $\mu\text{g/kg TS}$  (Figur 4-4). Alla tre substanser är basiska (positivt laddade vid pH 7) och avskiljs därför delvis till slam. Metoprolol som också är en bas men mycket mer vattenlös (lägre  $\text{LogK}_{\text{ow}}$  och  $\text{LogD}$ ) återfinns också i slam men anledningen till dessa halter är troligtvis den höga användningen av läkemedlet och därmed höga koncentrationer i inkommande avloppsvatten vilket leder till viss avskiljning sker med porvattnet till slammet. Samma förklaring gäller troligtvis även ibuprofen. Övriga sex läkemedel (Figur 4-4) förekommer i lägre koncentrationer (medelvärden lägre än 100  $\mu\text{g/kg TS}$ ) i slam. Diklofenak är ett exempel på ett läkemedel som är en syra med relativt högt  $\text{LogK}_{\text{ow}}$  (4,06) som därför delvis avskiljs till slam. Felstaplarna i Figur 4-4 anger högsta och lägsta mätvärde och visar att även koncentrationerna i slam varierar kraftigt vid de olika provtillfällena. Det kan delvis bero på säsongsvariationer, men det är svårt att påvisa en sådan trend (Bilaga D).



**Figur 4-4**

Medelvärden av läkemedel i rötslam (RS) från MBR-piloten i  $\mu\text{g/kg TS}$ . Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde. Observera att det är olika skalor på y-axlarna.

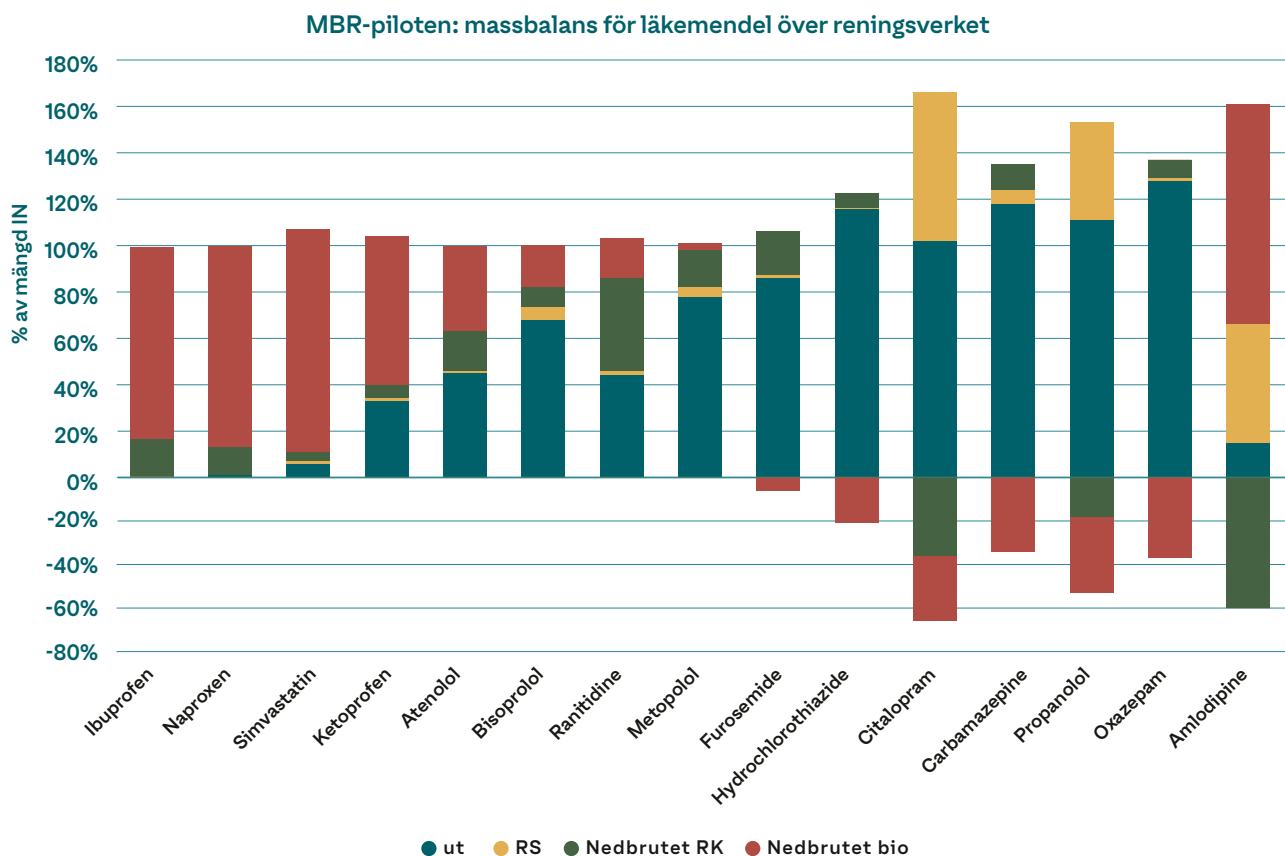


I Figur 4-5 redovisas massbalanser över hela piloten, vatten och slamlinjen, för de läkemedel som erhöll resultat inom mätområdet vid minst hälften av provtagningsomgångarna. Liksom för vattenlinjen så visas inte massbalanserna för sertralin och fluoxetin i figuren eftersom de sträcker sig mellan -400% och +500% vilket indikerar att något eller några av mätvärdena är orimliga. För mer än hälften av substanserna blir den beräknade nedbrytningen i biologin eller rötkammaren negativ för att få massbalanserna att gå ihop vilket indikerar att någon eller några av indata är felaktiga. Osäkerhet i analys av inkommande avloppsvatten pga jonsuppression diskuterades tidigare i avsnitt 4.1. Dessutom är analys av läkemedel i slam erkänt svårt och det är troligt att det är där en stor del av felet ligger. För sertralin är felet flera hundra procent t.ex. är mängden som återfinns i överskottsslam 200% av inkommande mängd och i rötslammet återfinns en mängd motsvarande 520% av inkommande. Detta är såklart orimligt och beror sannolikt på fel analysresultat i både inkommande avloppsvatten och i slam.

Om vi förutsätter att analysdata stämmer i de fall massbalanserna går ihop (dvs inga eller försumbart små negativa staplar) så ser vi att all substans som avskiljs med primärslam och överskottsslam (motsvaras av rosa+brunt i Figur 4-5) och leds till rötkammare (4-40% av inkommande) bryts ned vid rötning (brunt i Figur 4-5) för ibuprofen, naproxen, simvastatin, ketoprofen, atenolol, ranitidine, och furosemide. För metoprolol och bisoprolol bryts den största mängden ner, 16% respektive 9% av inkommande vilket i detta fall motsvarar 80% respektive 50% av mängden in till rötkammaren. En delfraktion (4-5% av inkommande) går igenom rötningen utan att brytas ner och återfinns i rötslammet. För samtliga substanser som återfinns i hög grad i rötslammet (se Figur 4-5), dvs >10% av inkommande, så går massbalansen inte ihop. Var än felet ligger, är det relevant att ifrågasätta om halterna som uppmäts i rötslammet stämmer, något som är viktigt med tanke på att rötslammet, och därmed eventuella läkemedelsrester, sprids på åkermark.

Ett av projektets delmål var att jämföra om mer, fler eller andra substanser bryts ned vid termofil rötning än vid mesofil rötning. På grund av olika yttre omständigheter blev omställningen från mesofil till termofil drift försenad så endast den sista provtagningsomgången utfördes vid termofil drift. Dataunderlaget från provtagningsomgångarna bedöms därmed vara för litet för att utvärdera skillnader mellan meso- och termofil rötning. Istället har de ordinarie slamproverna på rötslam jämförts för att se om några skillnader kan detekteras, se avsnitt 4.15.5.



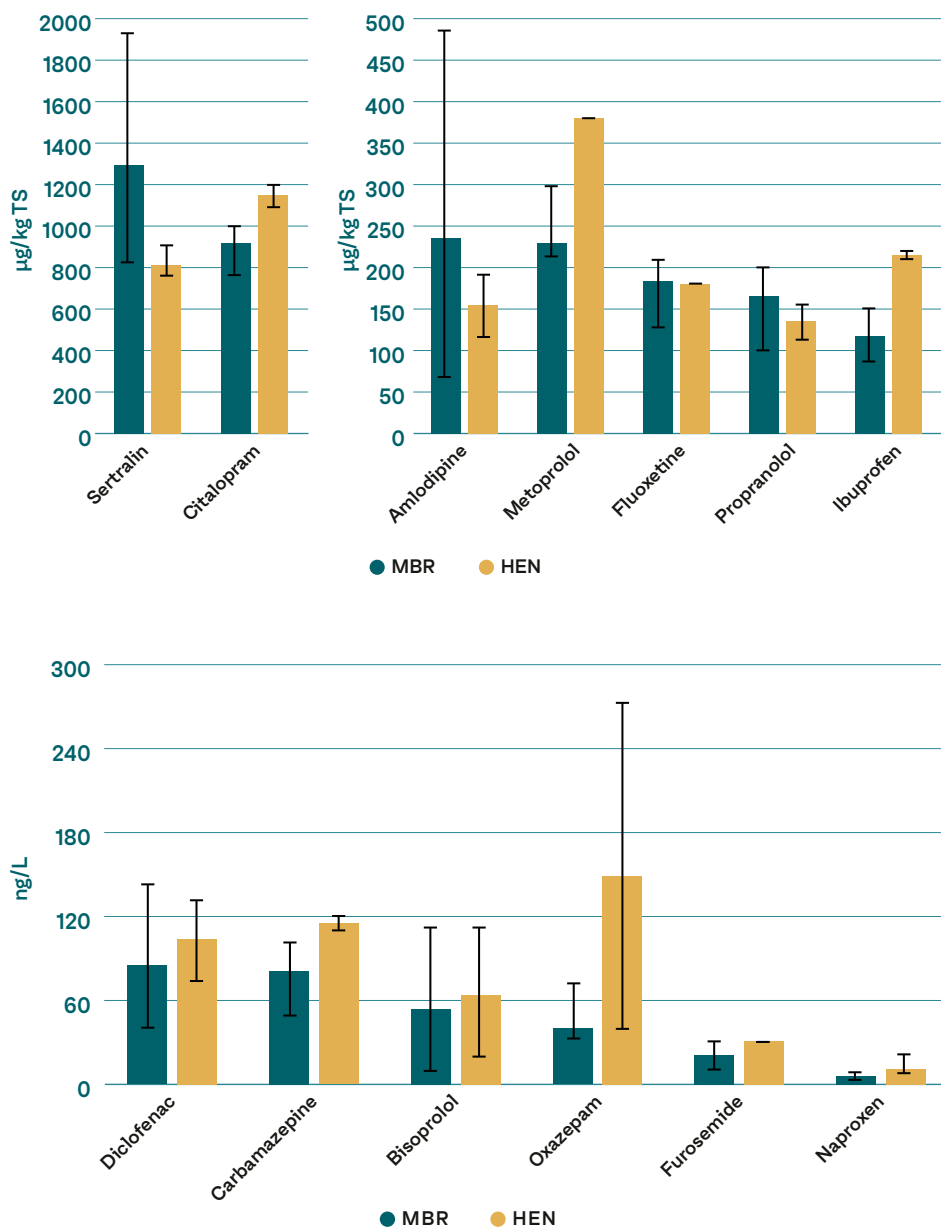


#### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Jämför man halterna i slammet från Henriksdal och MBR-piloten kan man se vissa skillnader. Det ser ut som att sertralin och amlodopin förekommer i lite högre koncentrationer i slam från MBR-piloten. En tänkbar orsak är att de är starkt partikelbundna och mer finpartikulärt material avskiljs i MBR-processen till slamfasen jämfört med konventionella aktivslamprocesser i Henriksdals reningsverk (Figur 4-6). Trenden är dock svår att påvisa för övriga läkemedel där det istället ser ut som att det är högre koncentrationer av många läkemedel i Henriksdals slam (citalopram, metoprolol, ibuprofen, diklofenak, carbamazepin och oxazepam). En möjlig förklaring kan vara att inflödet till piloten pumpas från en av flera inloppstunnlar till Henriksdals reningsverk (se kapitel 2.5) och inkommande koncentrationer kan därmed skilja sig åt något. Det är dock inget som har utretts i mer detalj inom ramen för detta projekt.

**Figur 4-5**

Massbalans över hela linjen (vatten+slam). Negativa värden innebär att mängden ökar.



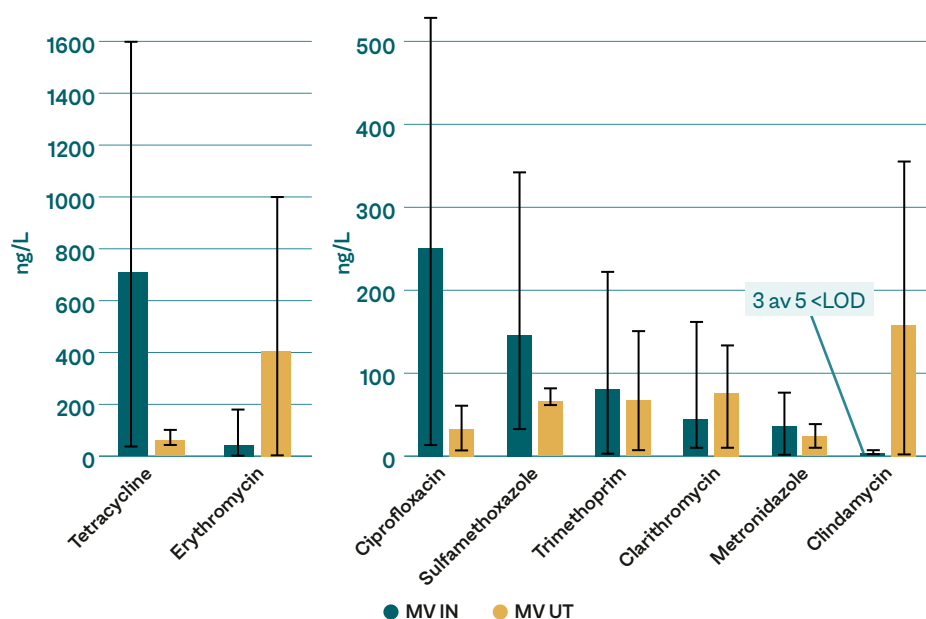
**Figur 4-6**

Medelvärden av läkemedel i rötslam (RS) från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk i ng/g TS. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde. Observera att det är olika skalor på y-axlarna.

### 4.3 Antibiotika i vatten

Totalt har 17 antibiotika analyserats i inkommande, försedimenterat och utgående avloppsvatten i MBR-piloten. 8 av de 17 analyserade antibiotika detekterades i inkommande avloppsvatten (Figur 4-7). Samtliga antibiotika som analyserats redovisas i Bilaga E. Tetracyclin är det antibiotika som förekommer i högst koncentrationer (medelvärde 708 ng/l), men koncentrationen varierar mycket mellan proverna (felstaplar i Figur 4-7 anger högsta och lägsta mätvärde), två prover rapporteras som < LOQ. Den här variationen kan bero på säsongsvariationer i förskrivning/försäljning av läkemedlet. Eventuella säsongsvariationer redovisas närmare senare i rapporten. Erythromycin förekommer i mycket lägre koncentrationer i inkommande avloppsvatten jämfört med utgående vatten (Figur 4-7), även här ser vi stora variationer i koncentrationer mellan proverna. Övriga antibiotika detekteras i koncentrationer från 250 till 36 ng/l, förutom clindamycin där tre av fem analyser visar <LOD. Alla åtta antibiotika återfanns i utgående vatten, vissa i lägre koncentrationer, men förutom erythromycin förekom även clarithromycin och

clindamycin i högre koncentration i utgående vatten. Förklaringen till den negativa reduktionen tros även här bero på jon-suppression (Magnér et.al. 2017).



**Figur 4-7**

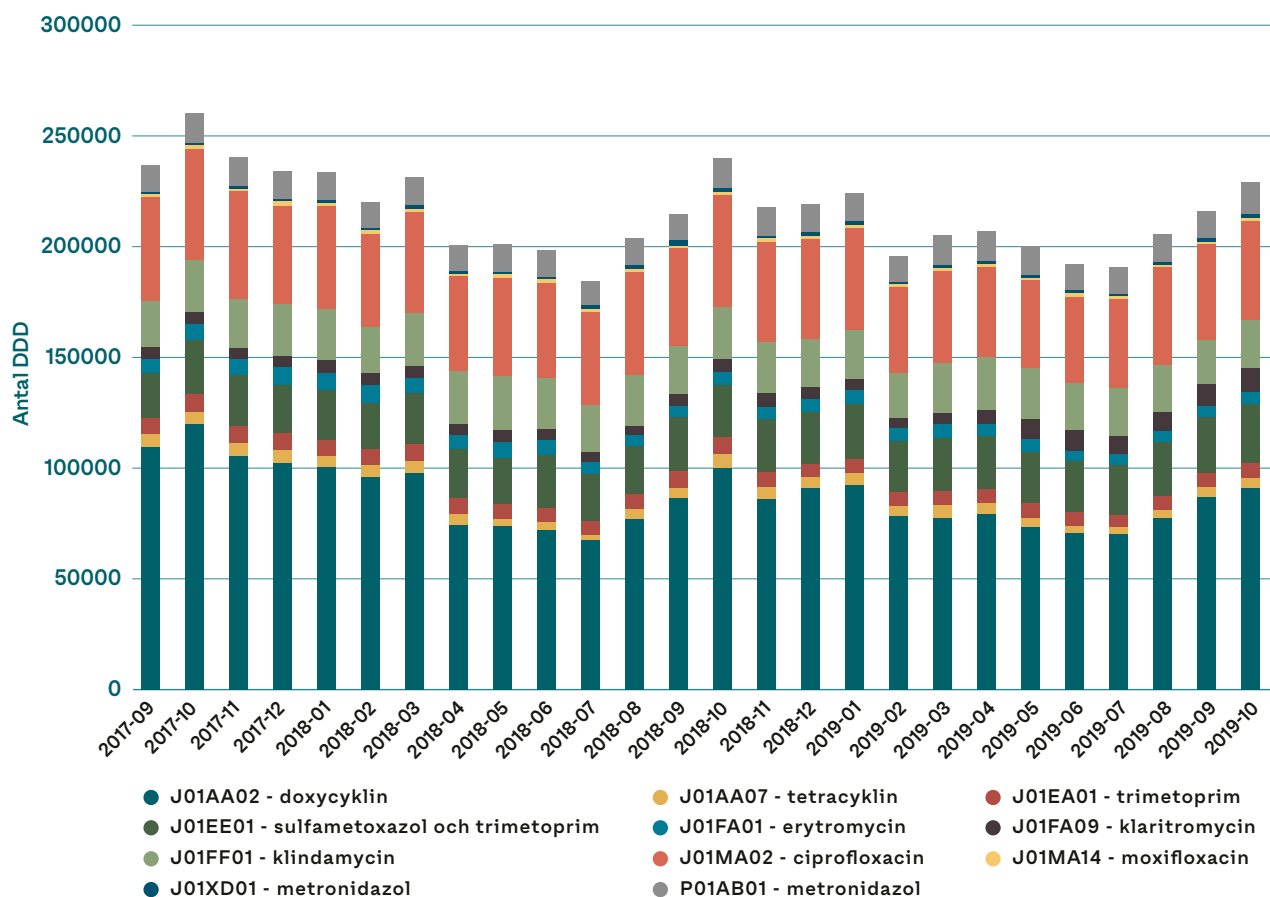
Medelvärden i inkommande (MV IN) och utgående vatten (MV UT) av antibiotika i MBR-piloten. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde. Observera att det är olika skalor på y-axlarna.

Samtliga antibiotika visar stora variationer i koncentration mellan proverna vilket kan tyda på att det kan finnas säsongsvariationer. Provtillfällena är spridda över tre år och vid olika årstider (okt 2017, april 2018, jan och sep 2019). I Tabell 4-2 kan man se att koncentrationerna eventuellt tyder på säsongsvariationer t.ex. för tetracycline där koncentrationerna i oktober- och septemberproverna är mycket högre än de i januari och maj. För att undersöka säsongsvariationer har försäljning i definierade dygnsdoser (DDD) tagits fram (Figur 4-8) och jämförts med koncentrationerna i inkommande avloppsvatten. Det är svårt att se tydliga korrelationer men för tetracycline kan man se en viss överensstämmelse med DDD (Figur 4-9). Även för klaritromycin ser man att koncentrationerna följer DDD framförallt för de lite högre koncentrationerna 2019-09, men varken för tetracyclin och klaritromycin kan en signifikant korrelation påvisas p.g.a. de fåtal och spridda mätningar som utförts i studien (Figur 4-10).

	v. 42 2017	v. 43 2017	v. 16 2018	v. 3 2019	v. 40 2019	MBR IN	
	IN	IN	IN	IN	IN	MV	SD
	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	%
Tetracycline	1600	1200	<40*	<40*	660	708	98
Ciprofloxacin	520	240	190	290	15	251	73
Sulfamethoxazole	110	91	40	150	340	146	79
Trimethoprim	220	139	20	25	<3**	81	117
Clarithromycin	<16*	<16*	11	17	160	44	147
Erythromycin	12	14	10	11	170	44	162
Metronidazole	110	65	3,5	<1*	<3*	36	135
Clindamycin	<3*	<3*	5	4	<1*	<LOD	

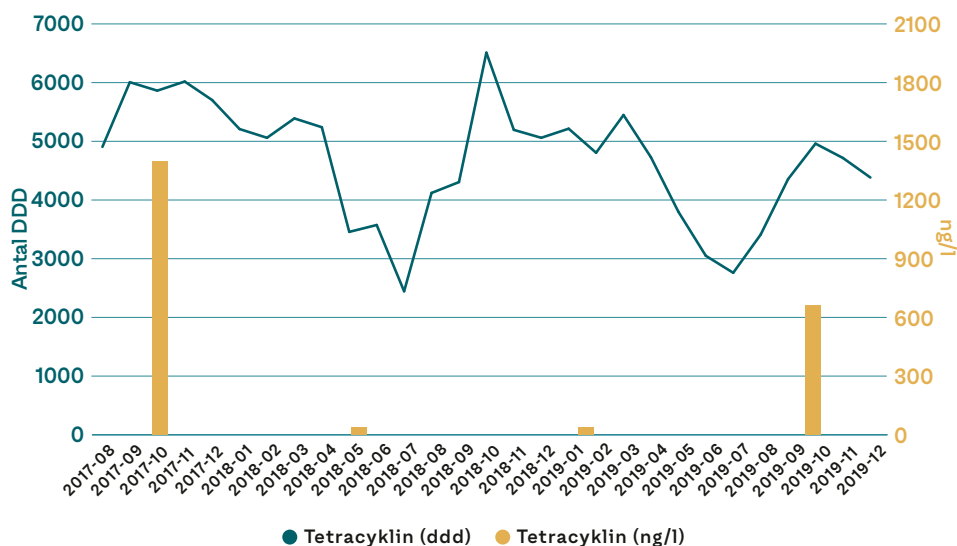
**Tabell 4-2**

Koncentrationer av antibiotika i inkommande avloppsvatten till MBR-piloten vid samtliga fem provtillfällen, samt medelvärden och standardavvikelse.

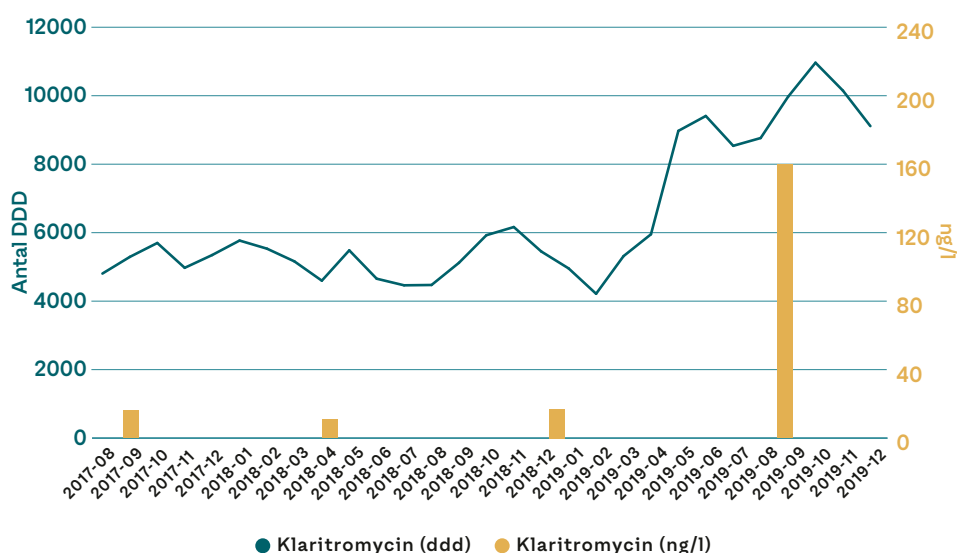


**Figur 4-8**

All försäljning i DDD (Definierade dygnsdoser) i Stockholms län för vissa antibiotika per månad 2017-09 - 2019-10. Källa: Concise, eHälsomyndigheten.



**Figur 4-9**  
All försäljning i DDD (definierade dygnsdoser) av tetracyklin i Stockholms län och medelvärde (ng/L) för tetracyklin i inkommande avloppsvatten till MBR-piloten.



**Figur 4-10**  
All försäljning i DDD (definierade dygnsdoser) av klaritromycin i Stockholms län och medelvärde (ng/L) för klaritromycin i inkommande avloppsvatten till MBR-piloten.

### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

I Tabell 4-3 redovisas reduktionsgraden för de 8 antibiotika som återfanns i inkommande och utgående avloppsvatten från MBR-piloten, samt medelvärden för inkommande, försedimenterat och utgående avloppsvatten. Reduktionsgraden har beräknats över hela verket d.v.s. jämfört utgående koncentrationer mot inkommande (IN-UT), över försedimenteringen (IN-FV) samt över biologiska reningen (FV-UT). I Tabell 4-3 redovisas även medelvärden för inkommande och utgående avloppsvatten, samt reduktionsgraden (IN-UT) för Henriksdals reningsverk (Bilaga G). Observera att beräknade medelvärden för Henriksdal baseras endast på två provtillfällen/analyser jämfört med fem för MBR-piloten.

Ciprofloxacin och tetracyklin har båda en hög reduktionsgrad, 87 resp. 94% vilket stämmer väl överens med tidigare undersökningar (Allard et al. 2017). Däremot visar sulfametoxazol och trimetropim mycket lägre reduktionsgrad än tidigare undersökningar, 55 resp. 17% (Allard et al. 2017). Som redan nämnts tidigare i rapporten så har Erythromycin, clarithromycin och clindamycin en negativ reduktionsgrad vilket också tidigare undersökningar visat framförallt för clindamycin men även clarithromycin (Allard et al. 2017), men inte lika negativa siffror som i denna undersökning, det är svårt att avgöra varför skillnaden är så stor men förklaringen som tidigare beskrivits är troligtvis jon-suppression (Magnér et.al. 2017). Erythromycin har i tidigare undersökningar

visat en reduktion på 13% (Wahlberg et al. 2010) men har nu en reduktionsgrad på -832%, vilket framförallt beror på de två första provomgångarna där utgående halter är ovanligt höga (Bilaga E).

I jämförelse med Henriksdals reningsverk ser vi ganska stora skillnader i koncentrationer och reduktionsgrader i MBR-piloten (Tabell 4-3). Det är bara ett fåtal antibiotika som ciprofloxacin, sulfametoxazole, tetracyklin och trimethoprim som har jämförbara koncentrationer och reduktionsgrader. För övriga antibiotika där skillnaderna är stora är det svårt att dra några slutsatser p.g.a. att koncentrationerna skiljer så mycket för de olika provomgångarna.

Substans	MBR-piloten									Henriksdal				
	MVIN	SD	MV FV	SD	MV UT	SD	IN-UT	IN-FV	FV-UT	MVIN	SD	MV UT	SD	IN-UT
	[ng/L]	%	[ng/L]	%	[ng/L]	%	%	%	%	[ng/L]	%	[ng/L]	%	%
Ciprofloxacin	251	73	62	71	33	77	87	75	47	98	125	<LOD		>95
Clarithromycin	44	147	42	143	76	73	-71	4	-79	75	102	57	86	24
Clindamycin	<LOD		1		158	101	-15720			8	123	41	134	-431
Erythromycin	44	162	44	137	406	118	-832	0	-832	114	125	74	126	35
Metronidazole	36	135	28	131	24	50	33	24	13	<LOD		16	48	-446
Sulfamethoxazole	146	79	105	74	66	8	55	28	37	173	43	105	7	39
Tetracycline	708	98	<LOD		<LOD		94	94		320	124	<LOD		88
Trimethoprim	81	117	<61	110	67	99	17	25	-10	16	108	12	104	24

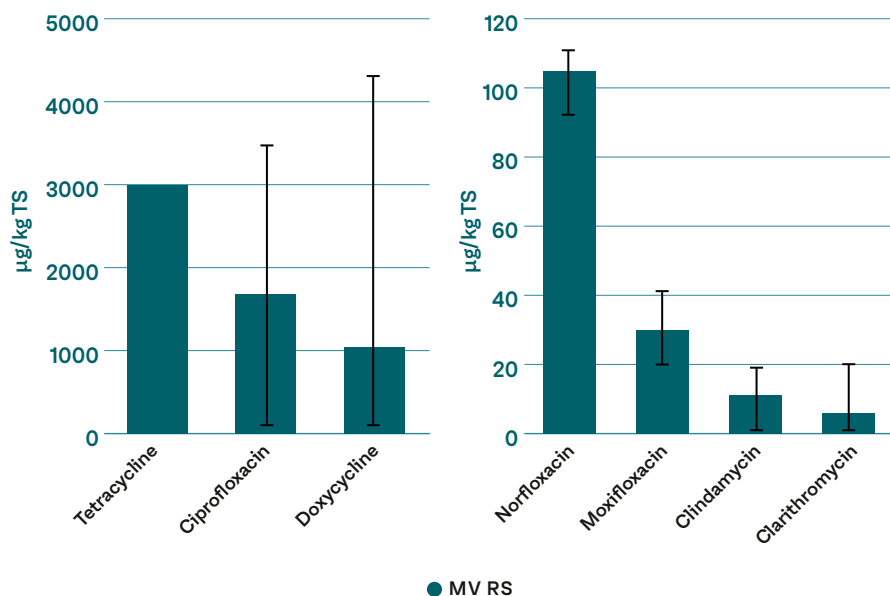
## 4.4 Antibiotika i slam

Totalt av 17 analyserade antibiotika återfanns 8 stycken någon gång över detektionsgränsen i det rötade avvattnade slammet. I Bilaga F presenteras alla 17 antibiotika med redovisning av detektionsgränser. I Figur 4-11 redovisa de 6 antibiotika som återfanns i koncentrationer över LOQ i minsta hälften av proverna. Tetracycline, ciprofloxacin och doxycycline är de antibiotika som förekommer i högst koncentrationer i det rötade slammet (medelvärde mellan 3 000 och 1 044 µg/kg). Norfloxacin, moxifloxacin, clindamycin och clarithromycin återfinns i något lägre koncentrationer (MV mellan 103 och 6 µg/kg). Även i analyserna av antibiotika i rötslam har koncentrationerna varierat kraftigt mellan provomgångarna, men det har även funnits prov där ämnet inte kan utvärderas p.g.a. dålig återvinning i samband med analys, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av det analyserade ämnet, Bilaga F. Dålig återvinning i samband med analys är ett vanligt förekommande problem. Observera att medelvärden för Tetracycline och norfloxacin är baserade på två respektive tre prover för att övriga prover inte gick att utvärdera p.g.a. dålig återvinning.

Inga massbalanser har upprättats över antibiotika, se kapitel 3.5. Däremot har mängden substans som uppmätts i rötslammet beräknats och jämförts med mängden i inkommande vatten för de ämnen där data finns tillgänglig. För de ämnen som uppmättes i lägst halter i rötslam så återfanns 4,3% av inkommande mängd clarithromycin i rötslammet medan siffran för clindamycin var hela ca 84,5%. För de ämnen som uppmättes i högst halter i rötslam så återfanns ca 52,0% av inkommande mängd tetracyclin i rötslammet medan siffran för ciprofloxacin var 175%. Den stora spridningen för ciprofloxacin i kombination med att upp till >4000% av inkommande mängd återfanns i rötslammet indikerar svårigheter att mäta substansen i inkommande avloppsvatten och/eller rötslam. För övriga antibiotika gick beräkningen inte att utföra.

**Tabell 4-3**

Medelvärden (MV) och procentuella standardavvikelsen (SD%) av antibiotika i olika mätpunkter samt reduktionsgraden totalt (IN-UT), över försedimentering (IN-FV) och över biologin (FV-UT) i MBR-piloten (n=5) och Henriksdal reningsverk (n=2). n = antal analyser.

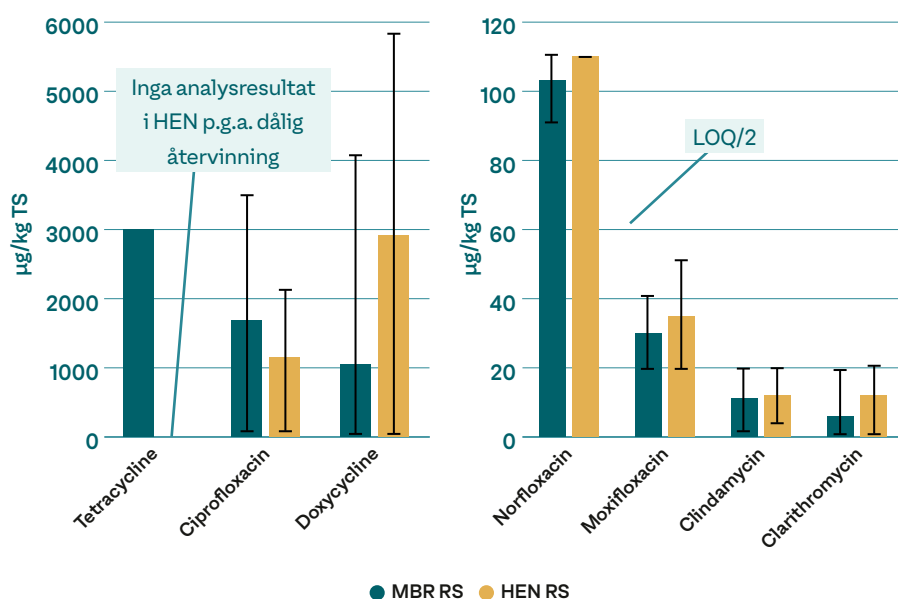


**Figur 4-11**

Medelvärden av antibiotika i rötat avvattnat slam från MBR-piloten i µg/kg TS. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde. Observera att det är olika skalor på y-axlarna.

### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Jämför vi koncentrationerna av antibiotika i rötat avvattnat slam från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk (Bilaga G) är det svårt att avläsa några större skillnader (Figur 4-12). Den skillnaden man kan se i figur 4-12 för ciprofloxacin och doxycycline är det svårt att dra några slutsatser från då koncentrationerna varierar kraftigt mellan provomgångarna, vilket går att läsa av felstaplarna som anger högsta och lägsta mätvärde. För tetracycline finns inga redovisade koncentrationer för Henriksdal p.g.a. problem med dålig återvinning. Samma problematik gäller för norfloxacin där ett av två prover i Henriksdals rötslam inte kunde analyseras p.g.a. dålig återvinning och det andra analysresultatet är <LOQ, stapel i Figur 4-12 visar LOQ/2. Variationerna mellan provomgångarna kan eventuellt bero på säsongsvariationer, men det är svårt att korrelera dessa direkt mot försäljningssiffror.



**Figur 4-12**

Medelvärden av antibiotika avvattnat rötat slam (RS) i MBR-piloten och Henriksdals reningsverk. Observera att det är olika skalor på y-axlarna.

## 4.5 Hormoner i vatten

Analyser av östrogena ämnen redovisas i Tabell 4-4 samt Bilaga H. I inkommande avloppsvatten förekom estron i högst halter med ett medelvärde på 59 ng/l, men även estradiol förekom i halter över rapporteringsgränsen i två av proverna (20 ng/l v. 43 2017 och 13 ng/l v.3 2019). Övriga prover visar halter <LOQ och <LOD. Etinylestradiol rapporteras som <LOD i samtliga prover, notera att detektionsgränsen varierar mellan analystillfällena. I utgående avloppsvatten återfanns endast estron i koncentrationer >LOQ i fler än hälften av proverna (medelvärde < 3,4 ng/l). Estradiol återfanns endast vid två provtillfällen och etinylestradiol vid ett provtillfälle i koncentrationer över rapporteringsgränsen (Tabell 4-4). Reduktionsgraden för de östrogena ämnena kunde endast beräknas för estron (Tabell 4-4) och reduktionen på över 94% stämmer väl överens med tidigare underökningar (Wahlberg et al. 2010). De varierande och vid tillfällen höga detektionsgränserna gör att det inte går att dra några slutsatser för de två andra hormonerna.

	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019			
	IN	IN	IN	IN	IN	MV IN	SD	
Substans	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	%	
Estron	100	100	41	35	20	59	64	
Estradiol	< 0,39*	20	< 15**	13	< 2*			
Etinylestradiol	< 0,12*	< 0,12*	< 5*	< 2*	< 2*			
	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019			
	UT	UT	UT	UT	UT	MV UT	SD	Red IN-UT
Substans	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	%	%
Estron	4	3,9	4	< 5**	< 4**	3,4	31	94
Estradiol	0,53	1,1	< 1*	< 2*	< 1*			
Etinylestradiol	0,24	< 0,12*	< 1*	< 2*	< 1*			

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

**Tabell 4-4**

Hormoner i inkommande och utgående avloppsvatten samt beräknad reduktionsgrad i MBR-piloten.

## 4.6 Hormoner i slam

De östrogena ämnena återfanns även i rötat avvattnat slam från MBR-piloten (Bilaga H). Estron är det hormon som även i slam förekommer i högst koncentrationer av de tre analyserade ämnena (Tabell 4-5). I provet v.3 2019 rapporterades en koncentration på 330 µg/kg men detta värde har bedömts som en outlier då TS-halten är 5 ggr högre än medianvärdet (Hansson et al. 2017) och har därför inte tagits med i beräkning av medelvärdet. Estradiol rapporteras endast i två prover av fem över rapporteringsgränsen och för etinylestradiol visar alla fem prover under detektionsgränsen (Tabell 4-5).

	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019			
	RS	RS	RS	RS	RS	MV RS	SD	MVRS**
Substans	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	%	% av IN
Estron	27	15	25	330	7	19	50	6,6
Estradiol	5,7	13	< 4*	< 4*	< 2*			10,9
Etinylestradiol	< 0,26*	< 0,26*	< 4*	< 4*	< 2*			26,8

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3). Gråmarkerat värde bedöms som outlier.

\*\*mängd (mg/d) i RS som % av mängd (mg/d) i inkommande

**Tabell 4-5**

Hormoner i rötat avvattnat slam från MBR-piloten.



---

### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Jämför man halter av de tre hormonerna mellan MBR-pilotens och Henriksdals rötslam så ser man ingen nämnbar skillnad, även i Henriksdals rötslam är det bara estron som har halter över rapporteringsgränsen (Bilaga H). Osäkerheterna i dessa analysresultat anses också vara för osäkra för att dra några slutsatser.

## 4.7 Jämförelse av läkemedel, antibiotika, hormoner med andra avloppsreningsverk

Medelhalter för inkommande och utgående avloppsvatten i MBR-piloten och Henriksdal ARV som baseras på alla provtagningar i detta projekt jämförs i Tabell 4-6 med andra svenska reningsverk. Referensvärdet för varje substans är medianvärdet som bygger på mer än 15 karteringar vid ett antal svenska reningsverk under de senaste två åren. Gemensamt för dessa värden är att samtliga är baserade på liknande provtagningsrutiner och analyserna utfördes av samma laboratorium (IVL). Även om provtagningarna har genomförts av olika personer, på olika platser vid olika tidpunkter och årstider gör detta att risken för påverkan av analysresultaten på grund av skillnader i provhantering och analys minimeras. Variationerna i de underliggande halter som utgör medianvärdet beror därför framför allt på olika utsläppsmängder från olika källor samt andel ovidkommande vatten och därmed haltutspädningen i inkommande avloppsvatten. Eftersom några avloppsreningsverk har höga inkommande halter används medianvärdet istället för medelvärde för att minska påverkan från enstaka avloppsreningsverks halter på referensvärdet. Flera mätvärden som ingår i medianhalten utgörs av detektionsgränsen (LOD) eller halva kvantifieringsgränsen (LOQ/2), speciellt i utgående vatten.

Högre referenshalter i utgående vatten än i inkommande vatten innebär en negativ reduktion av substansen. Detta kan bland annat förklaras med att andra föroreningar i provet stör provupparbetningen och analysen (så kallad jonsuppression, vilket också tidigare beskrivits i denna rapport). Normalt är detta ett större problem ju mer komplex vattenmatrisen är, samt att vissa läkemedel som metaboliseras i människokroppen återfår sin ursprungliga struktur i reningsverksprocessen och därmed uppmäts i större utsträckning i utgående avloppsvatten.

Substans	Referens medianhalter		MBR-pilot IN		MBR-pilot UT		Henriksdal IN		Henriksdal UT	
	ARV IN ng/L	ARV UT ng/L	Halt (ng/L)	Diff (%)	Halt (ng/L)	Diff (%)	Halt (ng/L)	Diff (%)	Halt (ng/L)	Diff (%)
Amlodipine	83	105	118	142%	<17*	<16%	139	167%	<23*	<22%
Atenolol	660	480	510	77%	201	42%	250	38%	121	25%
Bisoprolol	130	130	142	109%	97	75%	115	88%	104	80%
Carbamazepine	400	470	318	80%	380	81%	408	102%	425	90%
Ciprofloxacin	21	5	251	1195%	33	653%	98	467%	<5*	<100%
Citalopram	410	390	364	89%	374	96%	423	103%	365	94%
Clarithromycin	71	71	<44*	<62%	76	106%	75	106%	57	80%
Clindamycin	1,5	21	<3#	<200%	158	753%	<8*	<533%	<41*	<195%
Diklofenak	1000	880	818	82%	794	90%	968	97%	695	79%
Erythromycin	35	31	44	126%	406	1310%	114	326%	74	239%
Etinylöstradiol (EE2)	1,5	1	<15*	<1000%	<1*	<100%	<3#	<200%	<1*	<100%
Fluoxetine	24	29	<16*	<67%	16	57%	<22*	<92%	29	100%
Furosemide	2000	1500	1280	64%	1086	72%	2250	113%	1850	123%
Hydrochlorothiazide	1400	1200	1232	88%	1420	118%	1375	98%	1300	108%
Ibuprofen	10000	94	11160	112%	<47*	<50%	9625	96%	208*	221%
Ketoprofen	510	240	408	80%	<136*	<57%	375	74%	210	88%
Metoprolol	2000	2000	1640	82%	1280	64%	1575	79%	1450	73%
Metronidazole	7,5	35	<36*	<480%	24	69%	<3#	<40%	16	46%
Naproxen	8700	360	8860	102%	<66*	<18%	9275	107%	<320*	<89%
Oxazepam	2500	2800	1412	56%	1798	64%	2125	85%	2300	82%
Propranolol	77	98	97,6	127%	110	112%	98	127%	120	122%
Ranitidine	240	150	135	56%	58	39%	135	56%	88	59%
Sertraline	71	65	62	88%	23	35%	97	137%	64	98%
Simvastatin	620	35	<335*	<54%	<21*	<60%	<556*	<90%	<34*	<97%
Sulfamethoxazole	330	56	146	44%	66	118%	173	52%	105	188%
Tetracycline	420	135	<708*	<169%	<70*	<52%	320	76%	<70*	<52%
Trimetoprim	10	15	<81*	<810%	67	447%	16	160%	12	80%
Östradiol (E2)	8	1	<15*	<188%	<1*	<100%	<7*	<88%	<1*	<100%
Östron (E1)	24	1	59	246%	3,4	340%	22	92%	<1*	<100%

\* – baserat ≥50% av värden över LOD eller LOQ

# – baserat ≥50% av värden under LOD

xxx% - > 130% av referensvärdet; xxx% - > 110% men < 130% av referensvärdet; xxx% - < 110% av referensvärdet;

Det framgår från Tabell 4-6 att förutom några få undantag så ligger samtliga halter i inkommande och utgående avloppsvatten mycket under eller nära referensvärden för både MBR-piloten och Henriksdal. Det är främst antibiotika och hormoner i inkommande vatten till MBR-piloten som ligger över referenshalterna vilket dock i de flesta fall beror på en dålig återvinning under analysen och därmed höga detektions- och kvantifieringsgränser. Faktiska halter ligger därmed på lägre nivåer vilket indikeras med ”lägre än” symbolen. Den relativt höga andelen ovidkommande vatten i Stockholms ledningsnät inkommande avloppsvatten, uppskattningsvis cirka 50%, skulle kunna vara en rimlig förklaring till de relativt lägre halterna jämfört med andra verk (andel tillskottsvatten på referensverken har dock inte utvärderats här). Samtidigt går det dock inte att se en tydlig trend mellan påverkan av utspädningen mellan inkommande till MBR-piloten

**Tabell 4-6**

Medelhalter för hormoner, läkemedelsrester och antibiotika i inkommande och utgående avloppsvatten jämfört med referensvärde (medianhalter) baserat på andra karteringar.

som har en mindre andel ovidkommande vatten än inkommande till Henriksdal som inkluderar en stor andel mer utspädd avloppsvatten från Nacka kommun.

Utifrån tabellen kan inte heller en signifikant skillnad i reningseffektiviteten utgöras, varken för MBR-piloten eller Henriksdal jämfört med referens-medianhalter.

## 4.8 AOX/EOX i vatten

Som nämnts tidigare i avsnitt 2.3 rengörs membranerna bland annat med natriumhypoklorit och det finns en risk för bildning av klororganiska föreningar när hypokloriten kommer i kontakt med det aktiva slammet. Både AOX och EOX analyserades i inkommande, försedimenterat och utgående avloppsvatten. Samtliga analyser av AOX rapporterades som <LOD (LOD = 0,15 mg/l). Resultatet av EOX analyserna redovisas i Tabell 4-7. Medelvärde för EOX i inkommande vatten är 3,8 µg/l och i utgående avloppsvatten är halten <LOD i samtliga prover vilket ger en hög reduktion > 97%. Även reduktionsgraden för försedimenteringen (IN-FV) och bio-steget (FV-UT) har beräknats och resultatet tyder på att reduktionen av EOX sker till största del i biosteget (Tabell 4-8).

v.42 2017	v.43 2017	v.3 2019	v.40 2019		
<b>IN</b>	<b>IN</b>	<b>IN</b>	<b>IN</b>	<b>MV IN</b>	<b>SD%</b>
3,0	3,2	4,5	4,5	3,8	21
<b>FV</b>	<b>FV</b>	<b>FV</b>	<b>FV</b>	<b>MV FV</b>	<b>SD%</b>
2,1	2,4	4,7	5,2	3,6	44
<b>UT</b>	<b>UT</b>	<b>UT</b>	<b>UT</b>	<b>MV UT</b>	
<0,1*	<0,1*	<1,0*	<0,1*	<0,1*	

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

<b>MV IN</b>	<b>MV FV</b>	<b>MV UT</b>	<b>Red IN-UT</b>	<b>Red IN-FV</b>	<b>Red FV-UT</b>
3,8	3,6	<0,1*	>97%	5%	>97%

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

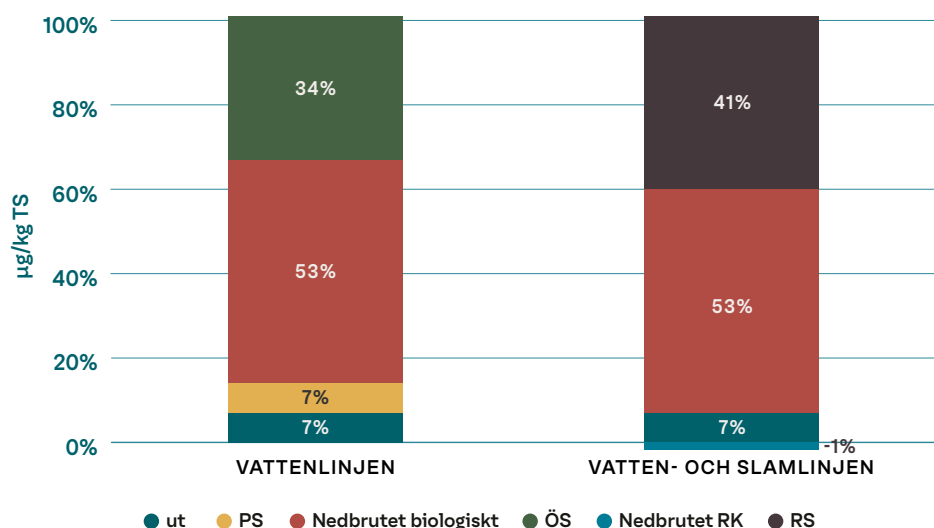
**Tabell 4-7**

EOX i inkommande, försedimenterat och utgående avloppsvatten för MBR-piloten, enhet µg/l.

**Tabell 4-8**

Reduktion av EOX i MBR-piloten, enhet medelvärden är µg/l.

Figur 4-13 visar massbalansen för EOX över vattenlinjen och hela piloten. För AOX kunde ingen massbalans upprättas eftersom samtliga värden var under LOD. I balansen över vattenlinjen syns att en liten del av inkommande EOX (7%) går rakt igenom processen till utgående. En ungefär lika stor del avskiljs med primärslammet i försedimenteringen. Ungefär en tredjedel av inkommande EOX återfinns i överskottsslammet och nästan 60% bryts ner eller omvandlas i den biologiska reningen. Resultatet är överraskande eftersom vi förväntade oss en ökning över det biologiska reningssteget till följd av rengöringen med hypoklorit, inte en minskning. Rengöring med hypoklorit görs ca två gånger per vecka nattetid och då backspolas membranerna med hypoklorit som hamnar i antingen vattenfasen, slamfasen eller avgår som gas. Stickprov på överskottsslam tas ut på dagtid vilket inte är i direkt anslutning till rengöringen. Slamåldern i piloten är ca 15 dagar vilket gör att ett stickprov på överskottsslam bör vara representativt för allt biologiskt slam i processen. Resultaten från den här studien talar dock inte om ifall den EOX som uppmätts i överskottsslammet bildas vid membrantvätt eller om det är inkommande EOX som bundit till slammet.



**Figur 4-13**  
Massbalans för EOX över vattenlinjen (vänster) och hela piloten, dvs vatten- och slamlinjen (höger).

#### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Jämför man halterna AOX och EOX från MBR-piloten med halter från Henriksdals reningsverk, är det svårt att se skillnader som tyder på att det skulle bildas mer AOX eller EOX i MBR-piloten p.g.a. rening av membranen med natriumhypoklorit. Snarare är halterna av EOX i utgående avloppsvatten lägre från MBR-piloten (<LOD) jämfört med halter i utgående avloppsvatten från Henriksdals reningsverk (Tabell 4-9) vilket till viss del kan bero på att EOX troligen är partikelbundet och membranen avskiljer mer partiklar. Analyser av AOX visar även i Henriksdals avloppsvatten halter <LOD i samtliga prover (LOD = 0,15 mg/l).

v.3 2019	v.40 2019		v.3 2019	v.40 2019		
IN	IN	MVIN	UT	UT	MV UT	Red IN-UT
4,1	6,3	5,2	1,5	1,4	1,5	72%

**Tabell 4-9**  
EOX i inkommande och utgående avloppsvatten samt reduktionsgrad för Henriksdals reningsverk, enhet µg/l.

## 4.9 AOX/EOX i slam

AOX och EOX har även analyserats i rötat avvattnat slam (RS) och överskottsslam (ÖS) från MBR-piloten, resultaten redovisas i Tabell 4-10. Både AOX och EOX återfanns i RS och ÖS, men det är svårt att bedöma om halterna i ÖS tyder på att det bildas högre halter p.g.a. rengöring av membranen med natriumhypoklorit. Observera att medelvärdet på överskottsslammet är baserat på endast två prov då de övriga två proverna rapporterades som koncentration i vatten (mg/l resp µg/l) och därför inte kunde tas med i beräkningen. Halterna i rötat slam är jämförbara med tidigare undersökningar vid Henriksdals reningsverk. Massbalansen över hela piloten, som redovisas i Figur 4-13 visar att lite mindre än hälften av inkommande EOX avskiljs med slammet och den största delen av detta återfinns i det rötade slammet. Massbalansen indikerar, men bevisar inte, att hypoklorittillsatsen för rengöring av membran inte leder till en ökad mängd EOX i överskottsslammet då detta borde resulterat i en negativ siffra på "nedbrutet bio".

Substans	Enhet	MV ÖS	SD%	MV RS	SD%
<b>AOX</b>	mg/kg TS	125	6	170	24
<b>EOX</b>	mg/kg TS	10	40	5,8	48

**Tabell 4-10**

Medelvärde av AOX och EOX i rötat avvattnat slam (RS) och överskottsslam (ÖS) från MBR-piloten.

#### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

I Tabell 4-11 redovisas medelvärdet för AOX och EOX i rötat slam från Henriksdal. AOX och EOX analyserades även i överskottsslam från Henriksdals reningsverk, men rapporterades som koncentration i vatten precis som för de två sista provomgångarna från MBR-piloten. Även då det inte går att få lika tillförlitlig halt i vatten som i slam så kan dessa halter jämföras mellan MBR och Henriksdal och de ser ut att vara likvärdiga (Tabell 4-12). Jämförs halter i RS mellan Henriksdal och MBR-piloten kan inte där heller ses några skillnader som skulle tyda på högre halter av varken AOX eller EOX i rötat slam från MBR-piloten.

Substans	Enhet	MV RS	SD%
<b>AOX</b>	mg/kg TS	150	0
<b>EOX</b>	mg/kg TS	5,0	39

**Tabell 4-11**

Medelvärde av AOX och EOX i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk

Substans	Enhet	MBR		HEN	
		v.3 2019	v. 40 2019	v.3 2019	v.40 2019
		ÖS	ÖS	ÖS	ÖS
<b>AOX</b>	mg/l	<2,0	<1,5	<2,5	2,1
<b>EOX</b>	ug/l	37	32	20	23

**Tabell 4-12**

Koncentrationer av AOX och EOX i överskottsslam (ÖS) från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

## 4.10 PFAS i vatten

Av 25 analyserade PFAS-ämnen återfanns 11 ämnen över rapporteringsgränsen i något av proverna i inkommande avloppsvatten. Samtliga PFAS-ämnen redovisas i Bilaga I. I Tabell 4-13 redovisas medelvärden i inkommande och utgående avloppsvatten från MBR-piloten för de PFAS-ämnen där minst hälften av proverna visar koncentrationer över rapporteringsgränsen (LOQ) och ingår i PFAS-11, samt beräknade summan av PFAS-11. 7 av 11 förekom över rapporteringsgränsen i minst hälften av proverna. Det PFAS-ämne som återfanns i högst koncentration var perfluoropentansyra (PFPeA) med ett medelvärde på 11 ng/l i inkommande avloppsvatten. I utgående avloppsvatten återfanns 9 av de 11 PFAS-ämnen, vilket betyder att två av PFAS-ämnen som rapporterats med <LOD i inkommande detekterades i utgående avloppsvatten, dessa ämnen var perfluorhexansulfonat (PFHxS) och perfluorbutansyra (PFBA). Summan av PFAS-11 i utgående avloppsvatten beräknades till < 30 ng/l. PFOS som är ett SFÄ har ett medelvärde i utgående avloppsvatten på 1,5 ng/l (SFÄ gränsvärde för kemisk statusklassning för PFOS är 0,13 ng/l som årsmedelvärde för kustvatten). Utöver de PFAS-ämnen som redovisade i Tabell 4-13 som ingår i PFAS-11 var det bara perfluorodecanesulfonat (PFDS) som förekom i halter över rapporteringsgränsen i minst hälften av proverna. Medelvärdet för PFDS i inkommande avloppsvatten var 0,9 ng/l och i utgående avloppsvatten rapporterades samtliga prover som <LOD.

MBR-piloten		
Substans	MV IN ng/L	MV UT ng/L
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	<0,5*	<0,5*
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	<0,5*	6,1
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	2,7	1,5
Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	1,5	0,53
Perfluorbutansyra (PFBA)	<0,5*	2,4
Perfluorpentansyra (PFPeA)	11	3,0
Perfluorhexansyra (PFHxA)	4,7	7,0
Perfluorheptansyra (PFHpA)	2,9	3,4
Perfluoroktansyra (PFOA)	5,3	6,3
Perfluornonansyra (PFNA)	0,69	0,40
Perfluordekansyra (PFDA)	0,52	<0,5*
<b>Summa PFAS 11</b>	<b>&lt;29</b>	<b>&lt;31</b>

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

**Tabell 4-13**

Medelvärden för inkommande och utgående avloppsvatten för PFAS-11 MBR-piloten

Halterna av PFAS i samtliga vattenprover är låga i både inkommande och utgående och det är inte ovanligt att prover visar <LOD (Bilaga I) vilket gör det svårt att beräkna reduktionsgraden. Det finns även PFAS som har högre halter i utgående vatten jämfört med inkommande avloppsvatten, men då analysosäkerheten är stor vid dessa låga halter och standardavvikelsen hög (Bilaga I) är det svårt att dra några slutsatser om reduktion.

#### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Vid jämförelse med Henriksdals reningsverk ser halterna ut att vara i samma storleksordning både i inkommande och utgående avloppsvatten (Tabell 4-14), förutom för PFOS där halterna är 10 ggr högre i utgående avloppsvatten i Henriksdal. Det är framförallt ett av två prover från Henriksdal som har en högre halt, men det är svårt att dra några slutsatser då medelvärdet är baserat på endast två mätvärden. Medelvärdet från MBR-piloten är baserat på fem mätvärden. Dessutom finns, som nämnts tidigare, en stor analysosäkerhet på grund av låga halter, se även Bilaga I och K. I andra analyser har utgående vatten från Henriksdal haft betydligt lägre PFOS-halter. Vecka 37 och 38 år 2018 var halterna <0,33 respektive 1,4 ng/l.

Henriksdal		
Substans	MV IN ng/L	MV UT ng/L
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	4,7	2,2
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	14	7,8
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	1,7	12
Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	2,8	2,3
Perfluorbutansyra (PFBA)	2,6	5,9
Perfluorpentansyra (PFPeA)	33	1,8
Perfluorhexansyra (PFHxA)	4,3	4,4
Perfluorheptansyra (PFHpA)	2,8	2,9
Perfluoroktansyra (PFOA)	4,5	3,3
Perfluornonansyra (PFNA)	0,41	0,37
Perfluordekansyra (PFDA)	<0,1*	0,20
<b>Summa PFAS 11</b>	<b>&lt;70</b>	<b>43</b>

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

**Tabell 4-14**

Medelvärden för inkommande och utgående avloppsvatten för PFAS-11 vid Henriksdals reningsverk.

## 4.11 PFAS i slam

Av 25 analyserade PFAS-ämnen rapporterades bara 4 i koncentrationer över rapporteringsgränsen i minst hälften av proverna rötat avvattnat slam från MBR-piloten (Tabell 4-15, Bilaga J). Det PFAS-ämne som förekom i högst koncentration var PFOS (11 µg/kg TS). Utöver PFOS återfanns PFOA, PFNA, PFDA och PFUnDA (där endast PFUnDA inte ingår i PFAS-11).

MBR-piloten	
Substans	MVRS µg/kg TS
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	<0,01*
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	<0,5*
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	11
Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	<0,2*
Perfluorbutansyra (PFBA)	<0,1*
Perfluorpentansyra (PFPeA)	<0,1*
Perfluorhexansyra (PFHxA)	<0,05*
Perfluorheptansyra (PFHpA)	<0,05*
Perfluoroktansyra (PFOA)	0,47
Perfluornonansyra (PFNA)	1,0
Perfluordekansyra (PFDA)	3,7
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	1,2

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

### Jämförelse MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

PFAS har även analyserats i rötat avvattnat slam från Henriksdals reningsverk, resultatet av analyserna redovisas i Bilaga K för samtliga 25 PFAS-ämnen. Även i Henriksdals rötslam förekom PFOS i högst halter (7,2 µg/kg TS) och utöver PFOS återfanns även i Henriksdals slam PFOA, PFNA, PFDA och PFUnDA över rapporteringsgränsen i minst hälften av proverna, men även 6:2 FTS återfanns i Henriksdals slam till skillnad från MBR-piloten (Tabell 4-16). Jämför vi halterna mellan Henriksdal och MBR-piloten så är de likvärdiga.

**Tabell 4-15**

Medelvärden av PFAS i rötat avvattnat slam (RS) från MBR-piloten. PFAS-11 och PFUnDA redovisas.

Henriksdal	
Substans	MV RS µg/kg TS
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	<0,01*
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	<0,1*
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	7,2
Fluortelomersulfonat (6:2 FTS)	0,15
Perfluorbutansyra (PFBA)	<0,1*
Perfluorpentansyra (PFPeA)	<0,1*
Perfluorhexansyra (PFHxA)	<0,05*
Perfluorheptansyra (PFHpA)	<0,05*
Perfluoroktansyra (PFOA)	0,15
Perfluornonansyra (PFNA)	0,49
Perfluordekansyra (PFDA)	1,5
Perfluorundekansyra (PFUnDA)	0,63

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

Naturvårdsverket tog i sin rapport 6580 "Hållbar återföring av fosfor" (2015) fram förslag till gränsvärdet för PFOS. Föreslaget gränsvärde var 70 µg/kg TS och skulle skärpas till 20 µg/kg TS till 2030. PFOS-halten i slam från både Henriksdal och MBR-piloten är mycket lägre än det föreslagna gränsvärdet.

## 4.12 Klorparaffiner i vatten

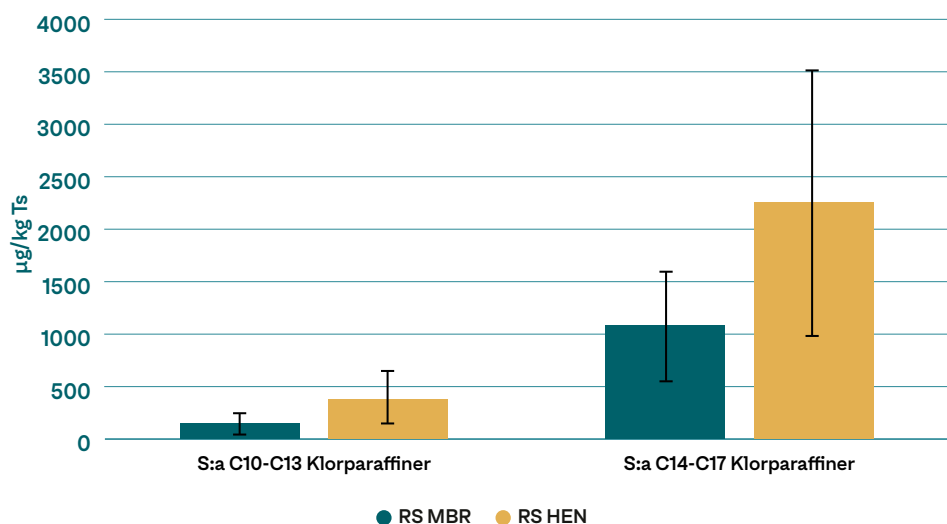
Klorparaffiner analyserades i de två sista provomgångarna och detekteras bara i inkommande avloppsvatten (Bilaga L), medelvärde för summan av C10-C13 Klorparaffiner exklusive LOQ (SCCP), dvs värden under LOQ uteslöts, beräknades till 24 ng/l och för summan av C14-C17 Klorparaffiner exklusive LOQ (MCCP) till 326 ng/l. I utgående avloppsvatten rapporterades samtliga analyser som < LOQ. Det går därför inte att beräkna reduktionsgraden. Jämför vi halterna i vatten med analyser gjorda i Henriksdals reningsverk får vi likvärdiga resultat (Bilaga M). Jämförs halterna med tidigare undersökningar (Allard et al. 2017) så är det jämförbara, även då rapporterades samtliga klorparaffiner som <LOQ i utgående avloppsvatten.

## 4.13 Klorparaffiner i slam

Klorparaffiner analyserades även i rötat avvattnat slam från MBR-piloten (RS MBR) och redovisas i Figur 4-14 samt Bilaga N. Summan av C14-C17 Klorparaffiner (MCCP) är de som detekteras i högst halter (1 079 µg/kg TS) och summan av C10-C13 Klorparaffiner (SCCP) i något lägre halter (151 µg/kg TS). I samma figur redovisas även halterna av klorparaffiner i rötat avvattnat slam från Henriksdals reningsverk (RS HEN) och halterna är något högre vilket är svårt att förklara. Som redan tidigare nämnts så skiljer sig inkommande avloppsvatten till MBR-piloten och Henriksdals reningsverk något. MBR-piloten tar emot vatten från Danvikstunneln och Henriksdals reningsverk tar emot vatten från både Sickla- och Henriksdalsinloppet (se avsnitt 2.5). Trots detta syns inga större skillnader i halter i inkommande avloppsvatten (Bilaga N).

**Tabell 4-16**  
Medelvärden av PFAS i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk. PFAS-11 och PFUnDA redovisas.

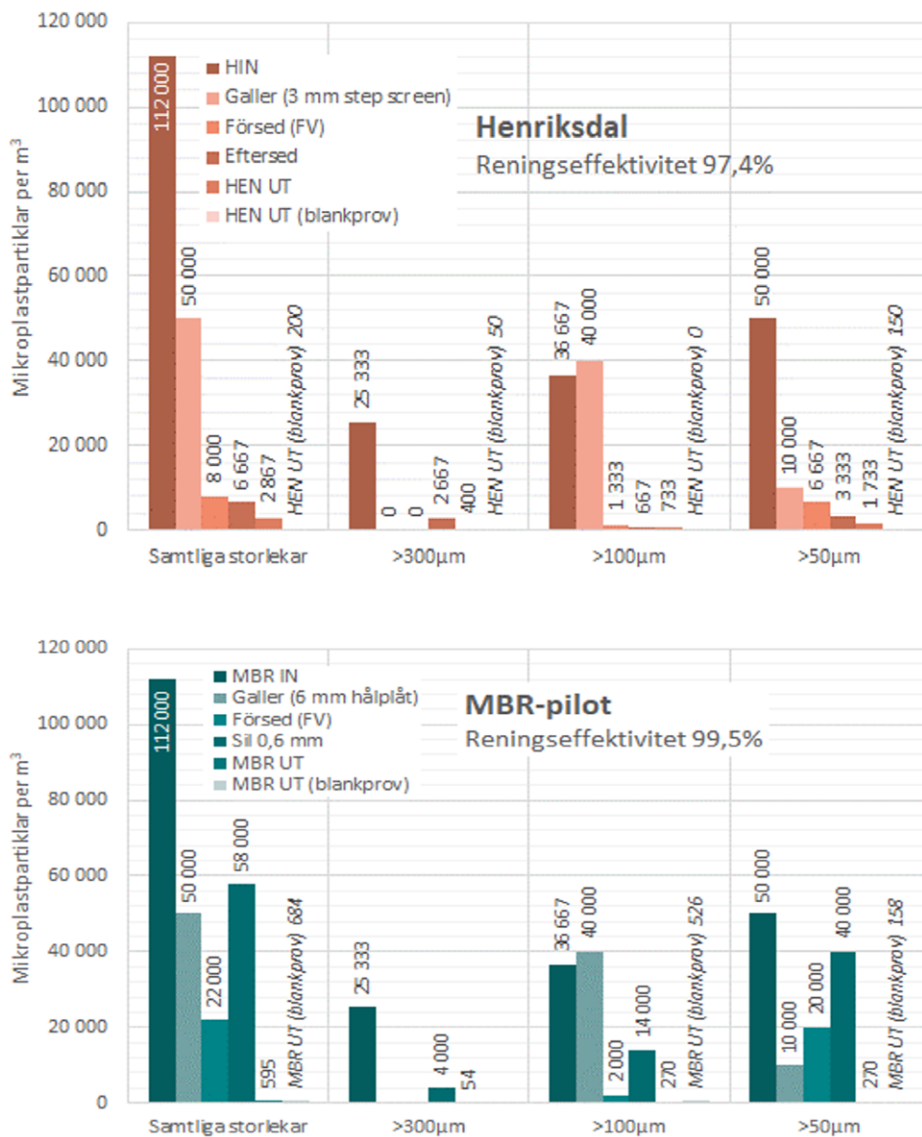




**Figur 4-14**  
Medelvärden av klorparaffiner i rötat avvattnat slam från MBR-piloten (RS MBR) och Henriksdals reningsverk (RS HEN) i µg/kg TS. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde.

## 4.14 Mikroplaster i vatten

Veckoprover för analys på mikroplaster togs i ett flertal provpunkter i MBR-piloten och Henriksdals reningsverk inom ett annat projekt under v 4 2019. För inkommande avloppsvatten från Henriksdal togs endast prover i Henriksdalsinloppet, och inte i Sicklainloppet, vilket bör beaktas vid resultatpresentationen. Slam analyserades inte. Figur 4-15 visar den totala mängden mikroplaster i inkommande avloppsvatten, efter olika reningssteg och i utgående vatten för både Henriksdal och MBR-piloten. Halter i inkommande avloppsvatten är något högre än i tidigare mätningar (t.ex. Allard och Wahlberg, 2017; Magnusson och Wahlberg, 2014) men utgående halter och reningseffektiviteten är i paritet med dessa tidigare mätningar. Tas blankprovets resultat med i utvärderingen så ger MBR-piloten 100% avskiljning av mikroplaster. Blankprovet är ett prov för att bestämma kontamineringsgraden hos de insamlade proverna. Provet tas med samma provtagningsprocedur som för utgående vattenprov men fylls med destillerat vatten. Kontamineringen orsakas framförallt av deposition från den omgivande miljön där provtagningen sker och är svårt att förhindra även om särskilda provtagningsrutiner som speciella arbetskläder, provtagningsutrustning etc. råder. Att MBR-piloten avskiljer samtliga mikroplaster är förväntat med tanke på att den nominella porstorleken hos membranen är mindre än mikroplasternas storlek. Även Henriksdal har en relativ bra avskiljning av mikroplaster med >97% retention.



**Figur 4-15**  
Mikroplaster i inkommande och utgående avloppsvatten samt påverkan av större reningssteg prover vid a) Henriksdals och b) MBR-piloten.

Figur 4-15 visar att den primära reningen som finns i alla reningsverk utgör den mest signifikanta reningen för avskiljning av mikroplaster. Mer än 80% av mikroplaster har avlägsnats från vattenfasen redan efter försedimenteringen. För Henriksdal kan den extra reningseffekten av sandfiltret observeras, vilket också observerats för Käppala reningsverk i tidigare studier (Tumlin och Bertholds, 2020). För vissa storlekar och reningssteg kan också en fragmentering av större plastartiklar till mindre partiklar förmodas då antal partiklar ökar efter vissa reningssteg och det med en ökande trend med minskade partikelstorlek. I MBR-piloten sker detta mest tydligt i finsilen efter försedimenteringen som har som uppgift att skydda membranerna från större partiklar.

En intressant observation som också har gjorts i tidigare undersökningar är att andelen icke-syntetiska fiber utgör 80-90% av det analyserade mikroskräpet. Mikroplaster, dvs syntetiska mikropartiklar, utgör således endast en mindre del av mikroskräpet. Reningseffektiviteten av icke-syntetiska fiber är på samma nivå som för mikroplaster i de undersökta reningsprocesserna.

## 4.15 Rötslamkvalitet i MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

I Bilaga O och P återfinns resultaten av de analyser som ingår i SVOAs egenkontrollprogram på Henriksdals reningsverk och som också gjorts på slam från MBR-piloten. Medelvärden beräknades för de båda verken och jämförs nedan.

### 4.15.1 Vanliga slampparametrar

Det är ingen större skillnad på TS-halten från de båda verken. Däremot är både glödrest och totalfosforhalt betydligt lägre i slampiloten än i Henriksdals reningsverk, se Tabell 4-17. Att glödresten är lägre beror på att utrotningsgraden som medelvärde är lägre i slampiloten vilket lämnar mer organiskt material kvar. Detta kan bero på de försök med kort uppehållstid i röt-kammaren som periodvis genomförts i MBR-piloten. Fosforhalten är lägre i pilotens rötslam eftersom det uppstått spontan biologisk fosforreduktion i MBR-piloten. En del av den biologiskt bundna fosfor släpps sedan från slammet vid rötning, i anaeroba förhållanden, och följer med rejektvattnet vid rötslamavvattningen.

	Enhet	HEN	MBR-pilot
Torrsubstans rötslam	%	27,9	27,6
Glödningsrest rötslam	% TS	35,5	26,2
Totalfosfor rötslam	% TS	3,15	2,60

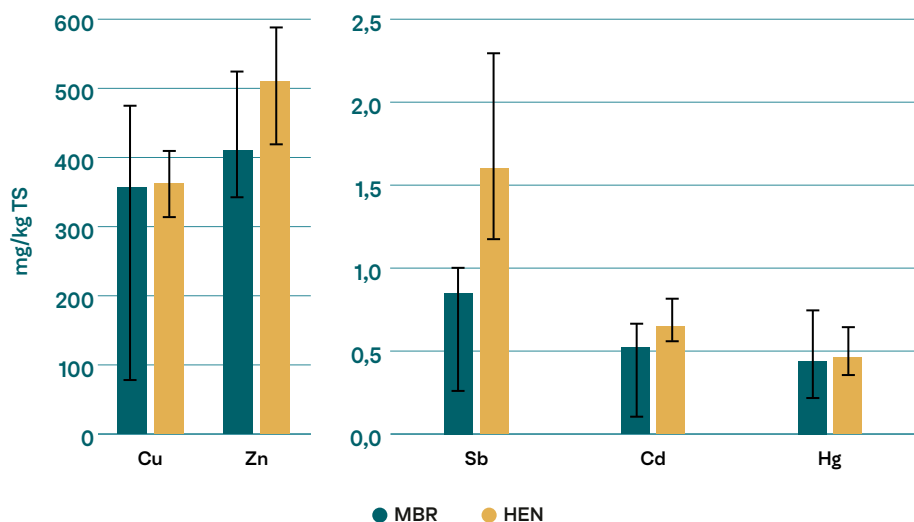
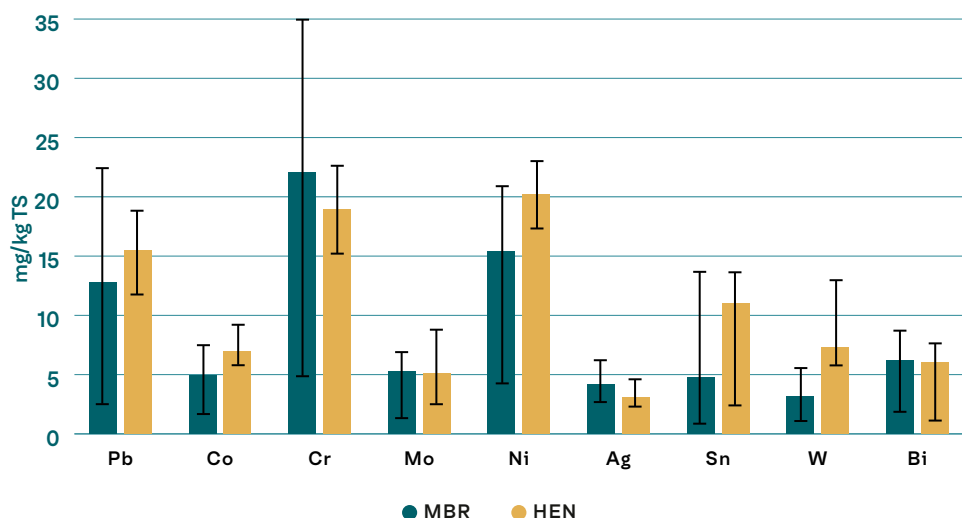
**Tabell 4-17**

Medelvärden av ordinarie slampparametrar.

### 4.15.2 Metaller

Metallhalterna är genomgående lägre i slammet från MBR-piloten än i Henriksdal, med undantag av krom, silver och vismut. Silverhalten, och även vismuthalten, brukar vara högre i Henriksdalsinloppet än i Sicklainloppet. Det kan förklara de något högre halterna i piloten eftersom avloppsvattnet MBR-piloten tar emot tas från en delström av just Henriksdalsinloppet. Däremot är det svårt att förklara varför krom ligger högre i pilotens slam. Kromhalten brukar ligga någorlunda lika i de båda inloppen till Henriksdal. Spridningen i analysresultat är dock stor för krom i proverna från MBR-piloten liksom för flera av de andra metallerna. Detta gör att man bör tolka resultaten med försiktighet.

Man kan jämföra halterna av Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb och Zn med medelhalterna i svenska reningsverk år 2018 enligt statistik från Statistiska Centralbyrån (SCB 2020). I både Henriksdal och MBR-piloten ligger halterna i nivå med, eller något under, medelhalterna för dessa metaller utom för Cu där medelhalten för svenska reningsverk är 335 mg/kg TS, d v s något lägre än i denna undersökning.



**Figur 4-16**

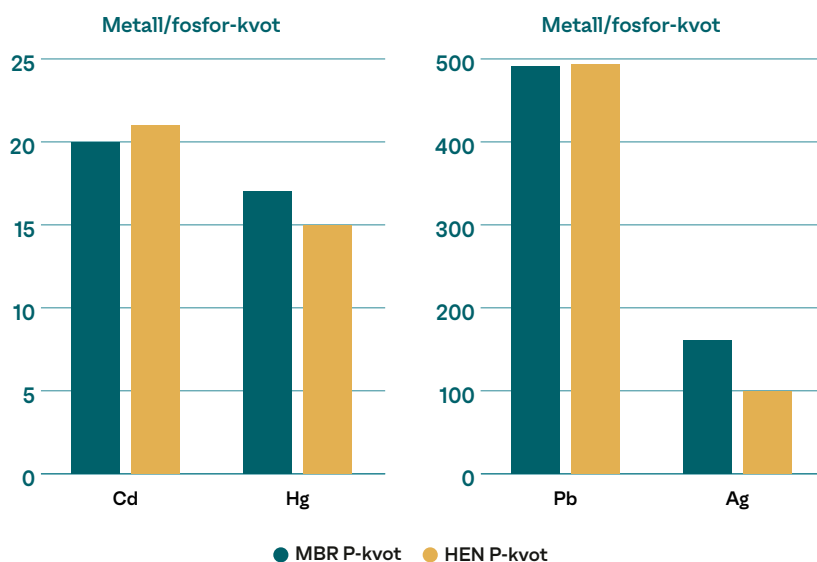
Medelvärden av metallhalter i slam från Henriksdal (HEN) och MBR-piloten i mg/kg TS. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde.

#### 4.15.3 Metall/fosforkvoter

För att beräkna metall/fosforkvoterna har medelvärdena av metallhalter dividerats med medelvärdet av fosforhalten. I Tabell 4-18 finns alla metall/fosfor-kvoter angivna och i Figur 4-17 visas diagram för kadmium, kvicksilver, bly och silver, som är de viktigaste metallerna att begränsa för SVOA för att uppnå framtida krav i Revaq.

	HEN MV mg/kg TS	MBR-pilot MV mg/kg TS	HEN Me/P-kvot	MBR-pilot Me/P-kvot
Sb	1,58	0,85	50	33
Pb	15,5	12,8	493	491
Cd	0,65	0,52	21	20
Co	6,93	4,9	220	189
Cu	362	357	11 497	13 743
Cr	19	22	599	850
Hg	0,46	0,44	15	17
Mo	5,14	5,3	163	205
Ni	20,2	15,4	640	594
Zn	510	410	16 194	15 780
Ag	3,15	4,2	100	161
Sn	11,0	4,8	348	185
W	7,28	3,2	231	123
Bi	6,05	6,2	192	240

**Tabell 4-18**  
Halter av metaller i mg/kg TS  
samt metall/fosfor-kvoter  
HEN = Henriksdal.



**Figur 4-17**  
Metall/fosfor-kvoter för  
några viktiga metaller.  
HEN = Henriksdal.

Trots att fosforhalten i rötslammet från MBR-piloten är betydligt lägre än i Henriksdal så ligger flera av metall/fosforkvoterna lägre i MBR-piloten vilket förstås beror på att halterna för dessa metaller är så pass mycket lägre. Men av de viktigaste metallerna ligger kvoterna för både kvicksilver och silver högre i MBR-piloten.

#### 4.15.4 Organiska miljögifter

Även för många av de organiska ämnena är variationen i mätdata mycket stor vilket antyds av felstaplarna i diagrammen i Figur 4-18. Trots det kan man se att de flesta ämnen förekommer i lägre halter i MBR-piloten jämfört med Henriksdal. Undantag är PBDE 209 (dekabromdifenyler) samt PFOS och PFOA. De största skillnaderna uppvisar de fenolära föreningarna och DEHP. De är inte lika persistenta som t ex PCB och PBDE och en förklaring skulle kunna vara att de bryts ned i högre grad i det biologiska steget i MBR-piloten.

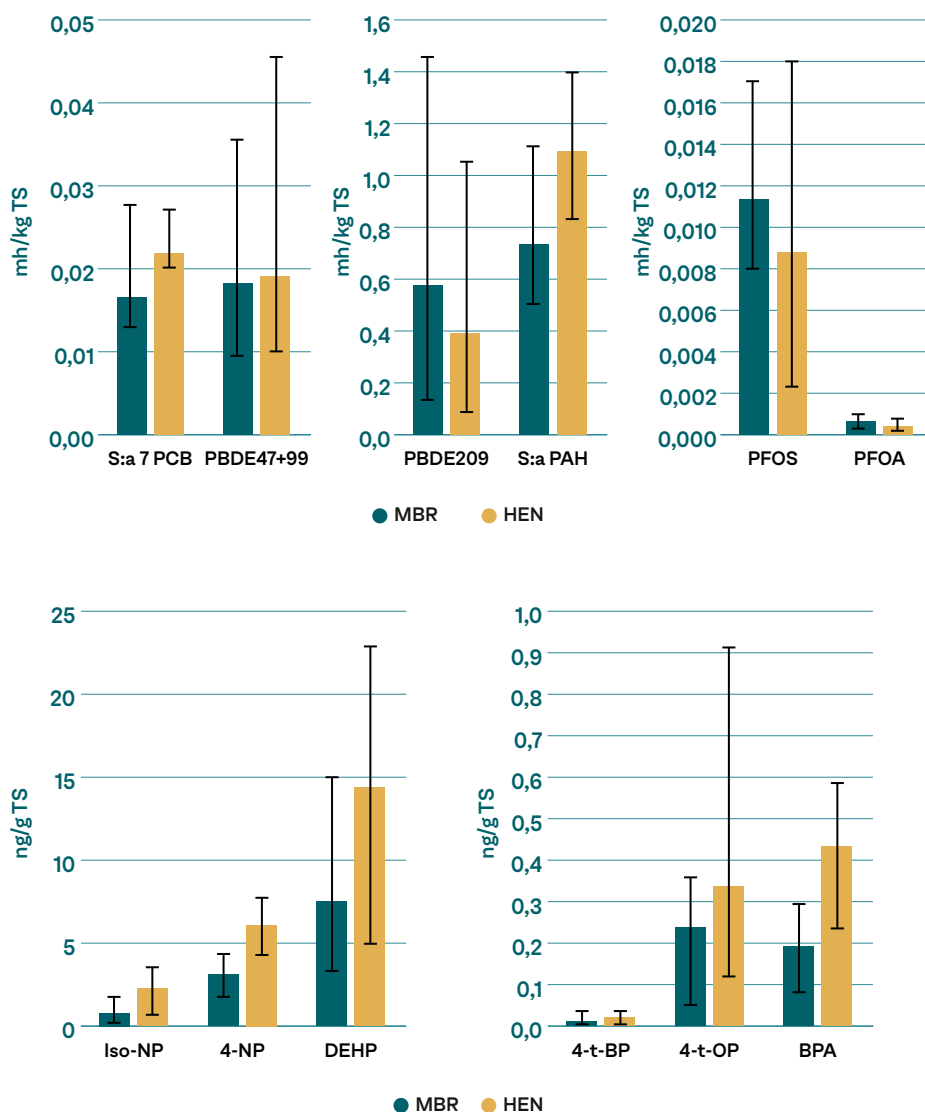
Att felstaplarna är stora för oktylfenol beror troligen på att det finns punktkällor i upptagningsområdet i form av industrier som släpper ut ämnet intermittent vilket ger

variationer i slamhalterna. Det har framgått vid egna tidigare provtagningar i ledningsnätet och i kontakter med industrierna.

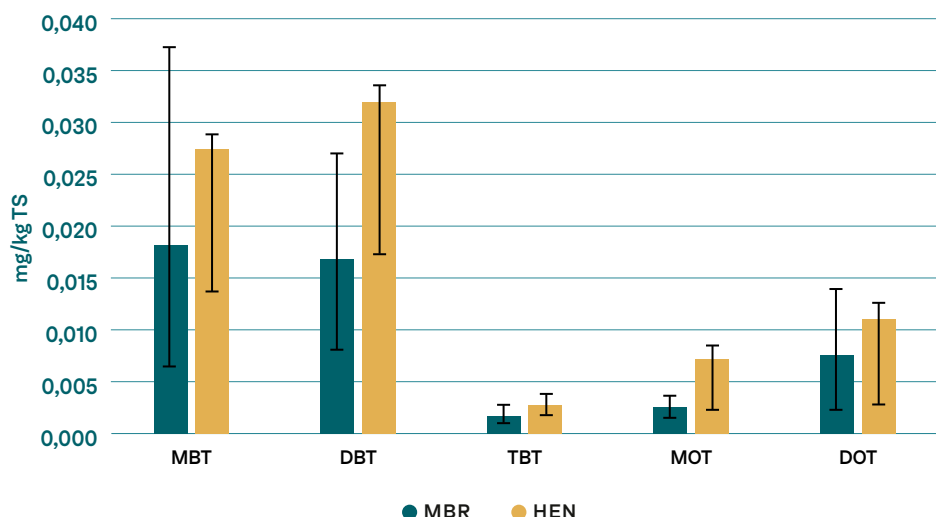
Analys av PBDE i slam från Henriksdal har gjorts under många år och har erfarenhetsmässigt alltid varierat mycket. Så även i detta projekt. Det går alltså inte att säga om det finns några skillnader mellan Henriksdals och pilotens slam.

I Figur 4-18 finns både iso-NP och 4-NP redovisade. Det är egentligen samma förening som är analyserad vid två olika laboratorier. SVOA har valt att rapportera 4-NP som det officiella värdet i bolagets miljörapporter eftersom analysen har använts för slammet av Eurofins laboratorium i Lidköping under många år. Men när analys av oktylfenol beställs sker analyser hos GALAB i Tyskland, och vi får iso-NP ”på köpet”. Resultaten av iso-NP är alltid mycket lägre än 4-NP, troligen beroende på att laboratorierna använder olika analysmetoder.

PFOS-halten i dessa analyser stämmer bra med de analyser som gjorts av IVL i slam taget i  $\mu$ -pH2040-projektet som redovisats ovan i avsnitt 4.11. PFOA-halterna är något högre. Att halten PFOS och PFOA är högre i slammet från piloten än från Henriksdal är förvånande eftersom punktkällor anslutna till Sicklainloppet bidrar med högre halter in till Henriksdals reningsverk än Henriksdalsinloppet.



**Figur 4-18**  
Medelvärden av organiska ämnen i slam från Henriksdal (HEN) och MBR-piloten i mg/kg TS. Felstaplarna anger högsta och lägsta mätvärde. Observera olika skalor på y-axlarna.



Även för några av de organiska ämnena finns statistik från Statistiska Centralbyrån att jämföra med (SCB 2020). Medelhalten för svenska reningsverk år 2018 var för nonylfenol 4,3 mg/kg TS, för PAH 0,63 och för PCB 0,02 mg/kg TS. Det framgår inte vilka PAH- eller PCB-föreningar som ingår i SCB:s statistik, men eftersom det är PAH-6 och PCB-7 som brukar mätas, har vi här tagit för givet att det är dessa parametrar som avses.

Inom ramen för miljöövervakningen tas varje år prover av slam från nio svenska reningsverk (varav Henriksdal är ett) som analyseras avseende en lång rad organiska miljöföroreningar. I den senaste sammanställningen (Naturvårdsverket 2019) finns resultat från 2016 och 2017 redovisade bland annat för PBDE, PFOS, PFOA, DEHP, 4-NP, 4-t-OP, BPA och tennorganiska föreningar. Slamhalterna i vår undersökning hamnar någonstans i mitten av värdena från de nio reningsverken för de flesta av dessa ämnen. Bland de högre för PBDE 209 och bland de lägre för DEHP.

#### 4.15.5 Jämförelse mellan rötslam från mesofil och termofil rötning

Åtta prover av metaller togs under tiden MBR-pilotens slamhantering drevs med mesofil rötning och sex prover vid termofil rötning. För de organiska ämnena var antalet prover fyra respektive två. I Tabell 4-19 återfinns resultaten. I Bilaga Q finns en utökad tabell med standardavvikelser och procentuella skillnader angivna. Nästan alla metaller samt de flesta PAH:er fanns i högre halter efter termofil rötning medan de övriga organiska ämnen förekom i lägre halter efter termofil rötning. Undantag var PFOS, bisfenol A och monooktyltenn.

Den lägre glödsten vid termofil rötning indikerar sämre utröttningsgrad. Detta kan stämma då försök med kort uppehållstid, vilket ger låg utröttningsgrad, framförallt gjordes vid termofil temperatur. Eftersom mer TS finns kvar i slammet efter termofil rötning borde halterna, uttryckt som mg/kg TS, vara lägre i det termofilt rötade slammet. Resultaten visar tvärtom på högre metallhalter efter termofil rötning. Varför det ser ut så är svårt att förklara. Intressant är att halterna av många av de organiska ämnena är lägre efter termofil rötning vilket skulle kunna indikera att en ökad nedbrytning av dessa ämnen sker vid termofila förhållanden medan metallerna, som ju inte kan brytas ner, finns kvar i höga halter.

Ämne	Enhet	MV meso (n=8)	MV termo (n=6)**
Torrsubstanshalt	%	28	28
Glödrest	% av TS	28	24
Totalfosfor	% av TS	2,8	2,3
Antimon	mg/kg TS	0,76	1,0
Bly	mg/kg TS	12	14
Kadmium	mg/kg TS	0,45	0,62
Kobolt	mg/kg TS	4,7	5,2
Koppar	mg/kg TS	319	408
Krom	mg/kg TS	20	26
Kvicksilver	mg/kg TS	0,45	0,44
Molybden	mg/kg TS	4,7	6,1
Nickel	mg/kg TS	16	15
Zink	mg/kg TS	401	423
Silver	mg/kg TS	4,1	4,3
Tenn	mg/kg TS	5,2	4,3
Wolfram	mg/kg TS	2,9	4,5
Vismut	mg/kg TS	5,9	6,7
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS	0,0175	0,0150
PBDE47+99	µg/kg TS	20	12
PBDE209	µg/kg TS	670	192
S:a PAH (6 st)	mg/kg TS	0,730	0,740
4-t-butylfenol	µg/kg TS	14	<10
4-t-oktylfenol	µg/kg TS	262	140
iso-nonylfenol	µg/kg TS	990	395
4-nonylfenol	mg/kg TS	3,4	2,5
Bisfenol A	µg/kg TS	168	290
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS	7,2	8,0
PFOS	µg/kg TS	10	15
PFOA	µg/kg TS	0,69	0,53
Monobutyltenn	µg/kg TS	22	10
Dibutyltenn	µg/kg TS	19	13
Tributyltenn	µg/kg TS	1,9	1,0
Monooktyltenn	µg/kg TS	2,5	2,6
Dioktyltenn	µg/kg TS	9,5	3,9

**Tabell 4-19**

Skillnad på innehåller i rötslam efter mesofil respektive termofil rötning.



## 4.16 Riskbedömning recipient

I detta kapitel presenteras en riskbedömning som genomförts baserat på de analysresultat framförallt för läkemedel, som redovisas tidigare i detta kapitel. En grov bedömning kring eventuellt behov av ytterligare kompletterande reningssteg presenteras.

### 4.16.1 Riskbedömning utifrån gränsvärden för statusklassning av recipient

Som en del av klassningen av kemisk status i vattenförekomster ingår en bedömning av halter av särskilda förorenande ämnen. I senaste utgåvan av HVMFS 2019:25 finns två läkemedel (ciproflaxin och ciklofenak) och två hormoner (östradiol och etinylöstradiol) med i listan. För att klassa recipientens kemiska status som god måste halterna av alla dessa parametrar vara lägre än respektive bedömningsgrund. Om utsläpp av avloppsvatten från Henriksdal ARV leder till att någon bedömningsgrund överskrider måste reningen av denna substans förbättras, annars kan inte tillstånd för utsläpp till recipienten lämnas. Även PFOS ingår i regelverket och har därför också inkluderats i denna riskbedömning. PFOS förekommer normalt vid flera andra svenska reningsverk och eventuella reningskrav för PFOS kan påverka val av reningsteknik.

Då ingen analys av recipientprover ingick i projektet baseras riskbedömningen på halter i utgående avloppsvatten. Tabell 4-20 visar en bedömning baserat på medel- och maxhalter för relevanta ämnen i utgående avloppsvatten från Henriksdal och MBR-piloten. Eftersom den faktiska utspädningen i recipienten inte kunde bedömas (mer om detta i avsnitt 4.16.3) visar tabellen den minsta utspädningen som krävs för att hamna under SFÄ bedömningsgrund i recipienten. Halter för hormonerna ligger under kvantifieringsgränsen i samtliga analyser och den bedömda minsta utspädningen på t.ex. 17 gånger som behövs för att halten etinylestradiol hamnar under riktvärdet i recipienten kan därmed vara överskattad. Generellt kan det observeras att en utspädning i samma storleksordning krävs för nuvarande Henriksdal och MBR-processen förutom för PFOS. Detta förklaras av de högre analyserade PFOS halterna i utgående vatten från Henriksdal. För Diklofenak krävs minst 70 gånger utspädning i recipienten medan rapporterade halter för ciprofloxacina i utgående avloppsvatten inte kräver någon utspädning för att ligga under bedömningsgrunden.

**Tabell 4-20**

Utspädningsbehovet av föroreningshalter i utgående avloppsvatten från Henriksdal och MBR för att uppnå bedömningsgrund för klassning av vattenförekomst (HVMFS 2019:25).

Ämne	Bedömningsgrund för klassning av vattenförekomst ng/l	Halt utgående Henriksdal ng/l (Medel/max)	Krav på utspädning (ggr) (Medel/max)	Halt utgående MBR-pilot ng/l (Medel/max)	Krav på utspädning (ggr) (Medel/max)
Ciproflaxin	100	5/-	<1	33/62	<1
Diklofenak	10	695/720	>70/72	794/900	>80/90
Östradiol E2	0,08	<0,39/2	<5/25	<0,39/2	<5/25
Etinylestradiol EE2	0,007	<0,12/2	<17/285	<0,12/2	<17/285
PFOS	0,13	12/21	>94/160	1,8/3	>14/23

Rödmarkerade värden är baserade på halter under detektionsgräns.

Det bör noteras att de utspädningskrav som visas i Tabell 4-20 är ett absolut minsta utspädningsbehov som utgår ifrån antaganden att motsvarande uppströmshalter ligger långt under SFÄ gränsvärdet. Detta diskuteras vidare i senare del i rapporten. I verkligheten är därför utspädningsbehovet sannolikt ännu större. Det är viktigt att notera att det ofta är oklart hur bedömningsgrunder för särskilt förorenade ämnen har definierats. Många värden för kustvatten är 10 gånger lägre än för inlandsvatten. De flesta ekotoxikologiska studier görs med sötvatten. Eftersom det saknas data för val av gränsvärden i havsvatten sätts ofta gränsvärde utifrån toxikologiska studier på sötvatten med applicering av en extra säkerhetsfaktor 10, trots att marina organismer inte är mer

---

känsliga mot mikroföroreningar än sötvattenorganismer. Det bör också noteras att om definierade bedömningsgrunder ligger långt under möjlig detektionsgräns med dagens analysmetoder är det omöjligt att följa upp om bedömningsgrunderna efterlevs eller ej. Det finns dessutom inga tydliga krav på i vilken andel av vattenförekomsten bedömningsgrunder kan överstigas för att utsläppet ska anses tolerabelt. Det är inte nödvändigt att klara alla kvalitetskrav redan vid utloppet för att recipientens miljökrav skall kunna upprätthållas (NV 2010:3). Inom svensk vattenförvaltning hänvisas till statusen i en för ytvattenförekomsten representativ övervakningsstation som således används som referenspunkt. Var i en vattenförekomst som dessa stationer är förlagda i relation till utsläppspunkten får därmed stor betydelse. Enligt HVMFS 2019:25 definieras en representativ övervakningsstation som "... ett geografiskt läge som är representativt för en ytvattenförekomst." och som kan bestå av en enskild provtagningsplats eller flera provtagningsplatser. Relevant övervakningsstation i recipienten för Henriksdals ARV är idag Halvkaksundet (ca 8,5 km från Henriksdals utsläppspunkt).

#### 4.16.2 Riskbedömning utifrån riskkvoter

Eftersom det bara är ett fåtal läkemedel och hormoner som är inkluderade som SFÄ i HVMFS 2019:25 är det lämpligt att bedöma miljörisken även för de andra läkemedel som man vet finns i utgående avloppsvatten. Riskbedömning för dessa ämnen har gjorts med utgångspunkt riskbedömningsregler i REACH-förordningen (ECHA guidance on chemical risk assessment; echa.europa.eu) och beskrivs i detta kapitel.

För att göra riskbedömning beräknas en riskkvot, den s.k. EC/PNEC – kvoten, i avloppsvatten eller recipienten. Kvoten indikerar hur mycket halten i den bedömda matrisen avviker från en bedömt säker haltnivå. Här används samma definition av olika risknivåer som vid andra bedömningar genomfört av IVL (t.ex. Sehlén et al., 2015). Hög risk för oönskade effekter anses föreligga om riskkvoten är 1 eller högre. I intervallet 0,1–1 kan risken definieras som måttlig, och en riskkvot <0,1 medför en låg risk då den faktiska halten av en substans ligger minst 10 gånger under den bedömda risknivån. Uträkningen görs enligt ekvation 1.

$$\text{Riskkvot} \left( \frac{EC}{PNEC} \right) = \frac{\text{Halt i utgående vatten}}{NOEC/\text{Säkerhetsfaktor}} \quad (\text{Ekv. 1})$$

där EC (Environmental Concentration) är koncentrationen i utgående vatten från Henriksdal respektive MBR-piloten. 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. NOEC och säkerhetsfaktorer baseras på Sehlén et al. (2015) men är för vissa substanser uppdaterade enligt (Ågerstrand, 2019). För att beräkna riskkvot i recipienten kan halten av läkemedelssubstanser i ekvation 1 delas med utspädningsfaktorn. Eftersom utspädningen av utgående avloppsvatten inte går att fastställa exakt, och då Henriksdals utsläppspunkt i Saltsjön ligger när reningsverket, har riskkvoterna i den här bedömningen tagits fram för utgående avloppsvatten utan utspädning. Detta möjliggör en bedömning av utspädningsbehovet för att uppnå olika risknivåer i recipienten.

Det finns flera studier kring toxiska effekter men 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 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. När effekthalten från en nyckelstudie är en

LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) tillkommer ytterligare en faktor på 2 för att kompensera för osäkerheten. Förhoppningsvis, kommer nya studier leda till att säkerhetsfaktorer kommer sänkas och man kommer vara mer säker på vilka halter vår akvatiska miljö tål. För antibiotika användes bedömningen från Bengtsson-Palme och Larsson (2016) baserat på lägsta tillgängliga MIC-värde (minimal inhibitory concentrations) i EUCAST-databasen (European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing, [www.eucast.org](http://www.eucast.org)).

Tabell 4-21 visar riskkvoterna i utgående avloppsvatten baserat på både medel- och maxhalter. För könshormonerna (östron, östradiol och ötynlöstradiol) gjordes en effektbedömning trots att uppmätta halter var lägre än detektions- eller kvantifieringsgränsen. För öetronidazole har ingen bedömning gjorts då relevanta NOEC och säkerhetsfaktorer inte har definierats än för denna substans.

**Tabell 4-21**

Sammanställning av effektkoncentrationer (EC), osäkerhetsfaktorer samt riskkvoter (RK) i utgående avloppsvatten (utan utspädning) från Henriksdal respektive MBR-pilot. PNEC = Predicted no effect concentration.

Läkemedelssubstans	PNEC (µg/L)	Säkerhets- faktor (-)	Halter (EC) och riskkvoter (RK = EC/PNEC) i utgående avloppsvatten							
			MBR medel		MBR max		HEN medel		HEN max	
			EC (ng/L)	RK (-)	EC1 (ng/L)	RK (-)	EC2 (ng/L)	RK (-)	EC (ng/L)	RK (-)
Amlodipine	0,01	1000	17	<1,72	20	2	23	<2,3	30	3
Atenolol	32	100	201	0,01	330	0,01	121	0	150	0
Bisoprolol	35,6	50	97	0	110	0	104	0	110	0
Carbamazepine	2,5	10	380	0,15	510	0,2	425	0,17	480	0,19
Ciprofloxacin	0,064	50	33	0,51	62	1,0	5	<0,08		0
Citalopram	0,000075	2x 1000	374	4987	460	6133	365	4867	420	5600
Claritromycin	0,04	50	76	1,9	130	3,25	57	1,4	92	2,3
Clindamycin	0,014	1000	158	11,3	360	25,7	41	<2,9	79	5,6
Diklofenak	0,05	2x10	794	15,9	900	18	695	13,9	720	14,4
Erythromycin	0,02	1000	406	20,3	990	49,5	74	3,7	140	7
Etinylöstradiol (EE2)	0,000016	2x10	1	<62,5	2	<125	1	<62,5	2	<125
Fluoxetine	1,16	2x10	16	0,01	25	0,02	29	0,03	29	0,03
Furosemide	0,156	1000	1086	6,96	1800	11,5	1850	11,9	2500	16
Hydrochlorothiazide	1000	10	1420	0	1700	0	1300	0	1500	0
Ibuprofen	102	10	47	0	130	0	208	0	215	0
Ketoprofen	2	1000	136	0,07	200	0,1	210	0,11	270	0,14
Metoprolol	2,59	1000	1280	0,5	1500	0,6	1450	0,56	1500	0,6
Metronidazole	-	-	24	-	36	-	16	-	22	-
Naproxen	15	10	66	0	160	0,01	320	<0,02	540	0,04
Oxazepam	0,01	2x50	1798	180	2900	290	2300	230	2500	250
Propranolol	0,228	10	110	0,5	120	0,5	120	0,5	120	0,5
Ranitidine	0,002	1000	58	29	95	47,5	88	44	100	50
Sertraline	0,0094	50	23	2,45	29	3,1	64	6,8	74	7,9
Simvastatin	0,2	10	21	<0,11	64	0,32	34	<0,17	64	0,3
Sulfamethoxazole	0,118	50	66	0,6	75	0,64	105	0,9	110	0,9
Tetracycline	0,482	50	70	<0,15	91	0,19	70	<0,15		0
Trimetoprim	0,5	50	67	0,13	149	0,3	12	0,02	21	0,04
Östradiol (E2)	0,00004	10	1	<25	2	<50	1	<25	2	<50
Östron (E1)	0,00008	100	3,4	42,5	4,4	55	1	<12,5	2,5	<31,3
XXX – gula siffror, baserat på halter under detektionsgräns (LOD)									Låg risk	<0,1
XXX – röda siffror, baserat på halter under kvantifieringsgräns (LOQ/2)									Måttlig risk	0,1-1
									Hög risk	>1

Från tabellen framgår att riskkvoten för flera substanser ligger över 1 i utgående avloppsvatten från reningen och att det generellt inte kan ses någon större skillnad mellan riskkvoterna för Henriksdal och MBR-piloten. Det framgår dock också att halter i utgående vatten för flera substanser (t.ex. atenolol, ibuprofen och naproxen) ligger på en nivå som inte bedöms utgöra en risk redan i det utspädda avloppsvattnet. För citalopram, clindamycin, diklofenak, erythromycin, furosemide, oxazepam, ranitidine, och sertraline föreligger det en hög risk i utgående avloppsvatten utan någon utspädning. Hur stor utspädning som krävs för att reducera risken till måttlig eller låg risk kan därmed räknas fram för varje substans. Även för etinylöstradiol, östradiol (E2) och östron (E1) ligger riskkvoter signifikant över 1. Dock baseras detta nästan uteslutningen på analyserade halter under detektionsgränsen. Endast för östron i utgående vatten från MBR-piloten kan en hög risk observeras som är baserad på faktiska halter.

Riskkvoter som visas i tabellen kan användas för att räkna ut vilken utspädning som behövs för att uppnå en lägre riskkvot i recipienten. För de substanser som uppvisar en måttlig risk (riskkvot under 1 men  $> 0,1$ ) skulle det räcka med en utspädning på max 10 för att reducera risken i recipienten till en låg risk (riskkvot  $< 0,1$ ). För substanser med en riskkvot mellan 1 och 10 skulle en utspädning med 10 gånger resultera i måttlig risk i recipienten. Baserat på detta så visar Tabell 4-22 endast substanser med en riskkvot som kräver en utspädning av medelhalten med minst 30 gånger för att uppnå måttlig risk i recipienten. Det är även viktigt att notera att bedömning av riskkvoten med utspädningsfaktor alltid 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, så som är fallet för Saltsjön, kommer halter av läkemedelsrester i recipienten uppströms utsläppspunkten innebära att den faktiska utspädning som behövs ligger högre än beräknat med riskkvoten.

**Tabell 4-22**

Läkemedelssubstanser med hög riskkvot ( $<10$ ) i utgående avloppsvatten.

Substans	Utspädning av halt som krävs för att uppnå				Osäkerhet i PNEC (Säkerhetsfaktor)
	MBR medel måttlig risk ( $<1$ )	låg risk ( $<0,1$ )	HEN medel måttlig risk ( $<1$ )	låg risk ( $<0,1$ )	
Citalopram	≈5000	≈50 000	≈5000	≈50 000	Hög (2 000)
Oxazepam	180	1800	230	2300	Medel (100)
Ranitidine	30	300	44	440	Hög (1 000)
Etinylöstradiol*	62	620	62	620	Låg (20)
Östron	42	420	$<13^*$	$<130^*$	Medel (100)

\* - baserat på mindre än värde

Det framgår från tabellen att citalopram skulle behöva högst utspädning men har samtidigt en hög osäkerhetsfaktor (2000) inkluderat i effekthalten. Även flera andra substanser som kräver höga utspädningar för att reducera risken innehar samtidigt höga eller medelhöga osäkerheter i effekthalten. Förutom de substanser som visas i tabellen skulle det också behövas en  $>30$  gånger utspädning för att uppnå låg risk i recipienten ( $RK < 0,1$ ) för clindamycin, diklofenak, erythromycin och furosemide. Viktigt även här är att poängtera är att utspädningskrav som visas i Tabell 4-22 är ett absolut minsta utspädningsbehov som utgår ifrån antaganden att motsvarande uppströmshalter ligger långt under PNEC-värdet. I verkligheten är därför utspädningsbehovet sannolikt ännu större för att en låg riskkvot ska säkerställas i recipienten. Effekthalter som används i riskbedömningen är dessutom baserade på olika effektstudier och säkerhetsfaktorer. Den extra säkerhetsmarginalen kan vid behov justeras. Exemplet för Diklofenak visar att medan PNEC ligger på  $0,05 \mu\text{g/l}$  har ett 5 gånger lägre riktvärde på  $0,01 \mu\text{g/l}$  definierats i HVMFS 2019:25.

Osäkerheten i effekthalter skulle kunna minskas genom kompletterande effektstudier

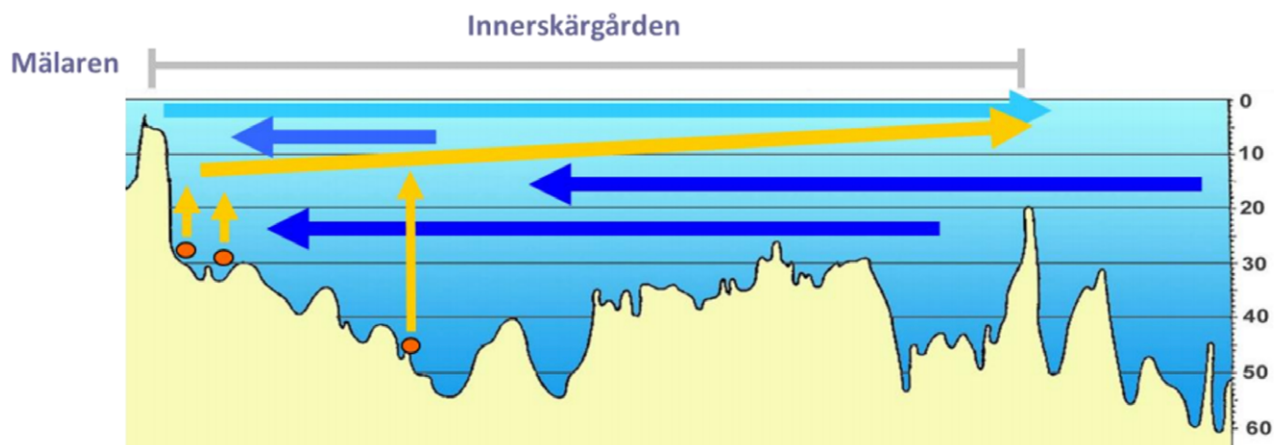
---

som ger en säkrare bedömning av effektkoncentrationen. Ifall säkerhetsfaktorn för till exempel citalopram skulle kunna minskas till 10 (låg osäkerhet) även om samma effekthalt kvarstår så skulle det ändå behövas en utspädning av utgående halt med 25 och 250 gånger för att uppnå måttlig respektive liten risk i recipienten (den faktiska utspädningen är inte känd och har inte utretts i denna studie). Det kan också anmärkas att den bedömda effekthalten för till exempel citalopram och ranitidine har sänkts med en faktor på 14 000 respektive 31 000 från tidigare effekthalter som kompilerades i pilotprojekten vid Tekniska Verken i Linköping (Sehlén et al., 2015). Samtidigt som säkerhetsfaktorn kan minskas genom nya effektstudier kan effektstudier dock samtidigt leda till mycket lägre effekthalter. Även om det också finns motsatta fall som till exempel för oxazepam, där nya effektstudier har resulterat i en effekthalt på 0,01 µg/l jämfört med tidigare bedömningen som gav en PNEC på 0,0018 µg/l. Även om effekthalter som baseras på höga säkerhetsfaktorer bör användas med omtanke, så bör höga säkerhetsfaktorer inte per automatik leda till att dessa effekthalter anses som irrelevanta.

De flesta av de analyserade ämnena har ett PNEC som är lägre än detektionsgränsen. Därför kan halter i recipienten för vissa läkemedel redan vara mycket högre än PNEC. Det krävs därför vidare utveckling av analysmetoder för att kunna mäta halter på samma nivå som PNEC. Det bör också noteras att en rening av avloppsvatten till lägre halter än för att uppnå låga riskkvoter i recipienten kan vara motiverat för flera substanser (Naturvårdsverket, 2017).

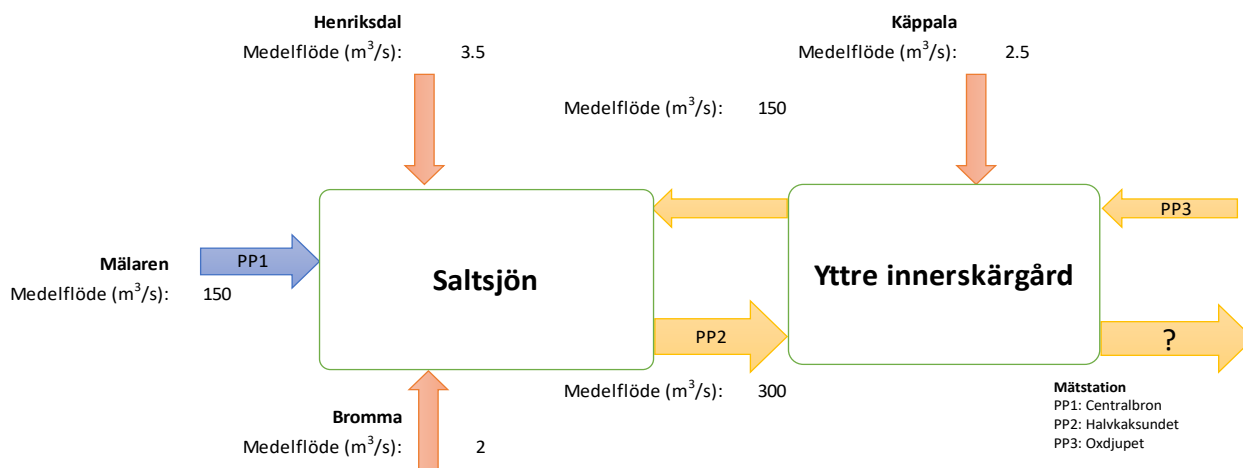
#### **4.16.3 Utspädning i recipienten**

En tillräckligt hög utspädning av olika läkemedel och andra föroreningar i recipienten är viktigt för att halter under skadliga effektnivåer ska uppnås i vattenmiljön. Förutom själva vattenutbytet i recipienten som definierar hur stor den maximala utspädningen kan vara påverkas haltutspädningen dessutom av hur mycket av en specifik substans som redan finns i recipienten från andra källor. Renat avloppsvatten från Henriksdal leds till Saltsjön som är del av Stockholms innerskärgård som är ett avgränsat vattenområde med en yta på 100 km<sup>2</sup> och en vattenvolym på 1 700 Mm<sup>3</sup>. Den viktigaste förbindelsen mellan inner- och mellanskärgården är Oxdjupet, ett sund mellan Rindö och Värmdö. Oxdjupet har en tröskel på ca 20 m djup där det största utbytet av bottenvatten mellan inner- och mellanskärgården sker. Utflödet från Mälaren som huvudsakligen sker runt Gamla stan via Centralbron och Slussen ger upphov till en utåtgående ytlig sötvattensström med låg salthalt. Den utåtgående strömmen genererar en inåtgående bottenström med saltare och tyngre vatten från mellanskärgården. De tre stora avloppsreningsverken släpper ut sitt renade avloppsvatten i den inre delen av innerskärgården. Bromma och Henriksdal släpper ut sitt vatten på 25-30 m djup i Strömmen utanför Djurgården och Käppala på ca 47 m djup i Halvkakssundet utanför Lidingö. Figur 4-19 visar en bild som används i olika sammanhang för att beskriva flödesbilden i innerskärgården med två utgående strömmar (Mälurvatten och avloppsvatten som späds ut) som samtidigt generar inåtgående kompensationsströmmar. Omfattningen av dessa strömmar är inte känd även om det har gjorts några få modelleringsstudier genom tiderna (till exempel Angert et al., 1986; Engqvist och Andrejev 2003; Brunell 2011). Dessa olika ansatser att definiera vattenutbytet och därmed utspädningen av avloppsvatten varierar signifikant, baseras på få mätningar och inkluderar en del grova förenklingar. I Stockholms innerskärgård har dessutom vinden en stor betydelse. Vid pålandsvind pressas vatten in i skärgården och vid frånlandsvind ut. Detta leder till vattenståndsvariationer och betydande vattenförflyttningar för att utjämna dessa när vinden ändrar riktning.



**Figur 4-19**  
Allmän uppfattning om olika strömmar i innerskärsgården, mellan Slussen och Oxdjupet. De röda prickarna visar Brommas, Henriksdals och Käppalas utloppspunkter, där det renade avloppsvattenet bidrar till en utåtgående avloppsvattenström (Lücke 2014).

Spädningsfaktorn för föroreningar i utgående avloppsvatten från Henriksdal har definierats till 70 enligt Wallberg et al. (2016) utan att någon referens anges. Andra utspädningsfaktorer som cirkulerar varierar mellan 10 och 100 gånger. Det är dock oklart hur halter i olika strömmar som till exempel renat avloppsvatten från Bromma och Käppala, samt bakgrundshalen i Mälurvatten påverkar den faktiska utspädningen och därmed halter i recipienten. För att kunna bedöma och illustrera risker i recipienten har en grov förenklad beskrivning av grundläggande flöden i innerskärsgården gjorts enligt Figur 4-20. Mälartutflödet ligger i genomsnitt på ca  $150 \text{ m}^3/\text{s}$ , inflödet från yttre innerskärsgård är enligt (Karlsson 2020) ungefär lika stort  $150 \text{ m}^3/\text{s}$  och utflödet till yttre innerskärsgård således  $300 \text{ m}^3/\text{s}$  för att tillgodose massbalansen för vatten. Även massbalansen för salt kan uppfyllas med en salthalt på ca 6 ppt i ytterskärsgården och 3 ppt i mellan- och innerskärsgården. Vattnet i innerskärsgården består då till hälften av sött Mälurvatten och till hälften av bräckt skärsgårdsvatten.

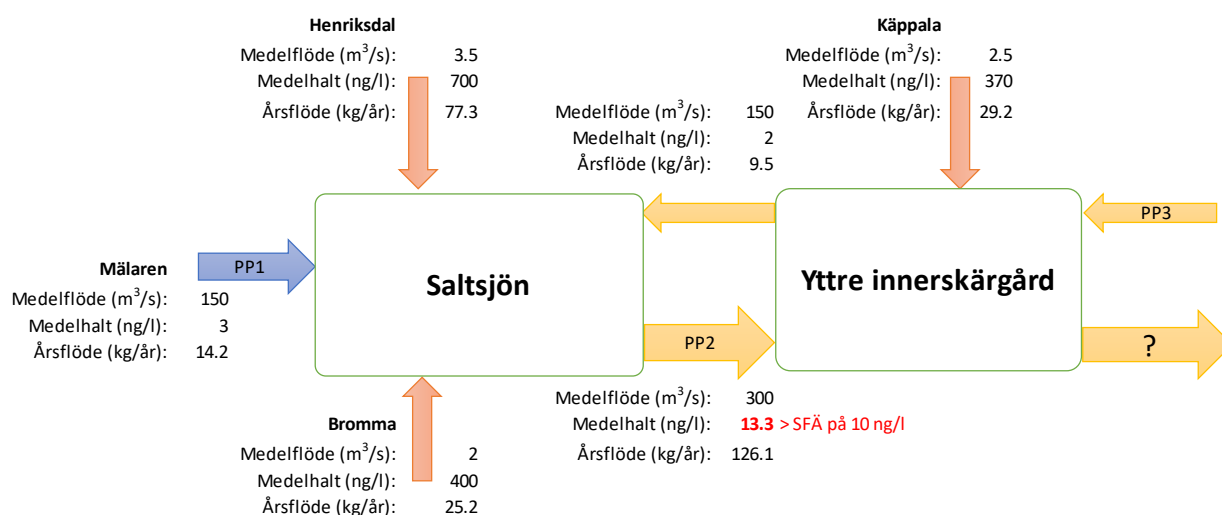


**Figur 4-20**  
Förenklad recipientmodell

Modellen kan användas för statiska beräkningar av halten i vattnet som lämnar Saltsjön till exempel vid mätstation i Halvkaksundet (PP2 i Figur 4-20) baserat på definierade halter i de olika inflödena till Saltsjön. Diklofenak används som exempel då data för substanser finns för Bromma ARV, Käppala ARV samt för några recipienter från Region Stockholm (2019). För utgående halt från Henriksdal ansätts ett värde på  $700 \text{ ng/l}$  enligt projektets medelvärde. För Bromma sätts utgående halt till  $400 \text{ ng/l}$ , halten i Käppalas utgående till  $370 \text{ ng/l}$  (Region Stockholm 2019). Halten vid Centralbron låg under detektionsgränsen på  $10 \text{ ng/l}$  vid provtagningen och antas ligga på  $3 \text{ ng/l}$  med tanke på den stora belastningen på Mälaren från olika utsläppskällor inkl. reningsverk

och enskilda avlopp. Eftersom Käppala ARV påverkar yttre innerskärgård som i sin tur har ett stort flöde till Saltsjön och halten vid Oxdjupet (PP3) låg under detektionsgräns antas i exemplet en halt på 2 ng/l Diklofenak.

Figur 4-21 visar att med de antagna halterna i olika strömmar resulterar massbalansen i en diklofenakhalt som ligger över bedömningsgrunden på 10 ng/l som definierats i HVMFS 2019:25. Vid samma provtagning som används för de andra flödena för beräkningen analyserade Region Stockholm (2019) en diklofenakhalt vid Halvkaksundet (PP2) på 12,2 ng/l. Även om man antar att halten diklofenak i både Mälaren (PP1) och inflödet till yttre innerskärgården (PP3) är 0 ng/l så hamnar halten i PP2 ändå över gränsvärdet. Även om det inte betyder att den grovt förenklade beräkningen representerar systemet på ett bra sätt så kan modellen ändå ge en indikation på problematiken och möjliga åtgärder. Den grovt förenklade modellen utgår dessutom ifrån en total omblandning i recipienten. En sådan sker dock med stor sannolikhet inte och därför kommer diklofenakhalterna i vissa delar av recipienten vara väsentlig högre än det beräknade värdet. Det bör också noteras att Region Stockholms mätningar baseras på stickprover från ett enda dygn och har tidigare varierat stort mellan provtagningstillfällen. En fullständig inblandning av avloppsvattenplymen från Henriksdal bedöms dessutom först ha skett någonstans i höjd med Solöfjärden/Torsbyfjärden i närheten av Vaxholm.



**Figur 4-21**  
Schematisk illustration av diklofenak halter och flöden i recipienten.

Reduceras halten i utgående avloppsvatten från Henriksdal med 80% exempelvis genom en extra rening för borttagning av läkemedelsrester så indikerar modellen att halter signifikant lägre än bedömningsgrunden enligt HVMFS 2019:25 kan uppnås i recipienten efter totalomblandning med rent vatten. Samtidigt skulle en motsvarande rening vid Bromma ARV inte räcka till om inte avancerad rening implementeras också på andra håll. Även vid en högre bakgrundshalt i Mälaren behövs åtgärder vid flera reningsverk. Med tanke på Stockholms framtida avloppsvattenrening som kommer innebära ännu större massflöden från reningsverken men samtidigt ingen signifikant förbättring av reningseffektiviteten med avseende på läkemedelsrester enligt resultaten från detta projekt, bör recipientförhållanden kartläggas i mer detalj. Detta kunde åstadkommas genom en kompletterande mätkampanj till Region Stockholms mätningar på flera platser ut i en transektion från Saltsjön till yttre innerskärgård samt en uppdatering av flödes- och spridningsmodellen i innerskärgården för en bättre riskbedömning.

#### 4.16.4 Samlad riskbedömning

Riskbedömningen enligt bedömningsgrunder för statusklassning av recipient visade att aktuella utgående halter för diklofenak och PFOS som ingår i regelverket kräver en hög utspädning på >70 respektive >90 gånger, för att hamna under bedömningsgrunden i



---

recipienten. Även riskbedömning utifrån riskkvoter kom fram till att det finns en måttlig till hög risk för flera läkemedelssubstanser. Samtidigt är dock osäkerheten i den bedömda effekthalten hög vilket behöver tas in i bedömningen, framförallt för citalopram. Flera riskkvoter är så höga att även en högre utspädning inte skulle ta bort risken. En förenklad recipientmodell indikerar påverkan från olika utsläpp på halter i recipienten.

Reningsverken är troligtvis den primära transportvägen för läkemedelsrester till innerskärgården. Utöver renat avloppsvatten som släpps ut från reningsverken i Stockholm tillkommer emissioner från bräddningar av delvis renat och orenat avloppsvatten vilket totalt uppgår till cirka 500 000 m<sup>3</sup>/år enligt Stockholm Vatten och Avfalls respektive Käppalaförbundets årliga miljörapporter. Bräddvatten är dock generellt mer utspätt vatten och den totala bidraget till recipienten bedöms därmed var mindre signifikant. För vissa mikroföroreningar bidrar även dagvatten till en periodvis emission till recipienten. Dessa extra belastningar är vanligtvis inte medräknade i riskbedömningen då dessa emissioner är svåra att kvantifiera. Det bör även beaktas att uppströms lokaliserade reningsverk i Mälarens avrinningsområde i dagsläget inte har en rening för läkemedelsrester och tillsammans med ett stort antal enskilda avlopp bidrar de till en "bakgrundsbelastning" i Mälaren. Utsläpp från Käppalaverket som inte heller har en avancerad rening medför också en extra belastning då inströmmade vatten från mellanskärgården kan innehålla förhöjda halter läkemedel. Detta leder till en mindre effektiv utspädning av halter i utgående vatten från Henriksdal. En riskbedömning för eventuella effekter på innerskärgården bör således inkludera samtliga reningsverk och strömmar i recipienten.

Förutom läkemedelsrester är det dessutom att stort antal andra mikroföroreningar som biocider, bakterier, parasiter och virus, flamskyddsmedel, fenoler och dioxiner som kan medföra negativa effekter i recipienten. Vid riskbedömning bör reningsverkets roll som transportpunkt och möjlig sänka av dessa föroreningar beaktas.



---

## 5 Slutsatser

Resultaten från studien visar att en MBR-process inte kan ersätta ett kompletterande reningssteg för reduktion av mikroföroreningar. Vid eventuella framtida reduktionskrav med avseende på mikroföroreningar måste specifika reningssteg för organiska mikroföroreningar behöva implementeras oavsett.

I övrigt är det svårt att, utifrån de analysresultat som redovisas i denna rapport, dra några generella slutsatser kring effektiviteten att reducera mikroföroreningar med en MBR-process i jämförelse med en konventionell aktivslamprocess. Vissa föroreningar har högre reduktion i MBR-processen och vissa reduceras i högre grad i aktiv slamprocessen. Reduktionen av flertalet föroreningar skiljer sig också mellan de olika provtagningsomgångarna för samma process. Trots detta går det att se en indikation på att positivt laddade läkemedel, som sannolikt binder till de negativt laddade flockarna i aktivt slam, avskildes i högre grad i MBR-piloten än i Henriksdals reningsverk. Trots detta uppmättes inte högre halter av dessa ämnen i det rötade slammet.

För några typer av antibiotika, till exempel tetracyklin, noterades säsongsvariationer i uppmätta halter. Variationen i inkommande avloppsvatten stämde även överens med registrerade försäljningssiffror.

En viktig slutsats från studien är att osäkerheten i de analytiska metoderna är stor, vilket gör det svårt att utvärdera resultaten på ett bra sätt. Detta gäller särskilt massbalanserna. Massbalanserna kan i bästa fall ge fingervisningar om vad som händer med substanserna i verket. Den viktigaste slutsatsen från massbalanserna är annars att peka på orimligheten i vissa mätvärden när halter räknas om till mängder så att slamprover kan jämföras med vattenprover.

I de fall där någorlunda rimliga massbalanser erhöles visar resultaten att ämnen som avskiljs från vattenfasen oftast bryts ner i den biologiska reningen men i vissa fall överförs till slamfasen för att sedan brytas ner vid slamrötningen alternativt ackumuleras i rötslammet.

När det gäller klororganiska ämnen ger en MBR-process där membranen rengörs med hypoklorit inte högre halter i utgående vatten. På samma sätt kunde ingen förhöjd halt av AOX/EOX i rötslam från MBR-processen detekteras.

Tvärtemot förväntan är halterna av både metaller och organiska ämnen överlag lägre i slammet från MBR-piloten. I piloten med sina membran avskiljs även de allra minsta partiklarna och eftersom den totala ytan på de avskilda partiklarna därmed blir större var hypotesen att mer metaller och organiska ämnen som adsorberar till partiklar skulle avskiljas. Å andra sidan finns en utspädningseffekt i MBR-piloten eftersom den totala mängden avskilt slam per kubikmeter renat avloppsvatten är större och utrotningsgraden är något lägre. I Henriksdal avskiljs i genomsnitt 0,16 kg TS per inkommande kubikmeter vatten och i MBR-piloten är siffran 0,25. Denna utspädningseffekt tycks överskugga inverkan av en större total partikelyta. Hur det kommer att se ut i det färdigutbyggda Henriksdals reningsverk återstår att se.

Efter omställning till termofil rötning i MBR-piloten ökade metallhalter i rötslammet samtidigt som halterna av organiska mikroföroreningar minskade. Detta kan eventuellt tyder på ökad nedbrytning av de organiska ämnena vid högre processtemperatur.

Vid den riskbedömning som genomförts i projektet, med avseende på utsläpp av renat avloppsvatten i Saltsjön, indikeras att en hög reduktion av mikroföroreningar krävs för att inte riskera halter ovan riktvärden i recipienten. Då resultaten i denna rapport indikerar att reduktionsgraden av mikroföroreningar inte förbättras nämnvärt i en MBR-process, jämfört med en konventionell aktiv slam-process, men att flödet (och därmed mängderna) från Henriksdals ARV kommer att öka kraftigt i framtiden i samband med nuvarande ombyggnation, rekommenderas att en detaljerad kartläggning av recipienten genomförs, förslagsvis genom kompletterande mätningar på flera platser ut i en transsektion från Saltsjön till ytterskärgården, samt en uppdatering av flödes- och spridningsmodellen i innerskärgården.

---

# Referenser

Allard, A.-S. och Wahlberg, C. (2017). Förekomst och reduktion av fokusämnen i fyra reningsverk. Delrapport SystemLäk projekt, Rapport B2279. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Andersson S-L, Westling K, Karlsson J, Narongin M, Persson G och Andersson S. (2020). Long term trials with membrane bioreactor for enhanced wastewater treatment coupled with compact sludge treatment - pilot Henriksdal 2040, results from 2018. Rapport B2388. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Angert, G., Bohlin, L., Nahringbauer, R. och Rud, O. (1986). Vattenomsättningen i Stockholms inre skärgård. Kompendium. Avdelningen för Oceanografi, Göteborgs Universitet.

Bakir, A., Rowland, S.J. och Thompson, R.C. (2014). Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions. *Environmental Pollution*, vol 185, ss. 16-23.

Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. och Søhr, S. (2017a). Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Slutrapport SystemLäk projekt, Rapport B2288. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. och Olshammar, M. (2017b). Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten. Rapport C235. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp och U., Søhr, S. (2015). Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants - Review on concentrations, quantification, behaviour, and removal options. Rapport 2226. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Bengtsson-Palme, Johan, och Larsson Joakim D. G. (2016). Concentrations of Antibiotics Predicted to Select for Resistant Bacteria: Proposed Limits for Environmental Regulation. *Environment International* vol 86, ss. 140–49.

Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M. och Klaminder, J. (2013). Dilute Concentrations of a Psychiatric Drug Alter Behavior of Fish from Natural Populations. *Science*, vol 339, ss. 814-816.

Brunell, J. (2011). Modellerings av vattenutbytet i Stockholms innerskärgård och förtillförseln till Kanholmsfjärden. Examensarbete, Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära. Uppsala: Uppsala universitet.

Crump, A., Mullens, C., Bethell, E.J., Cunningham och E.M., Arnott, G. (2020). Microplastics disrupt hermit crab shell selection. *Biol. Lett.* 16, 20200030. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2020.0030>

Defang, M., Baoyu, G., Dianxun, H., Yan, W., Qinyan, Y. och Qian, L. (2013). Evaluation of a submerged membrane bioreactor (SMBR) coupled with chlorine disinfection for municipal wastewater treatment and reuse. *Desalination*, vol 313, ss. 134-139.

Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., L, F., Robbens, J. och Vethaak, A.D. (2015). Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Marine Pollution Bulletin*, vol 98, ss. 179–187.

Engqvist, A. och Andrejev, O. (2003). Water exchange of the Stockholm

---

archipelago—a cascade framework modelling approach. *Journal of Sea Research*, vol 49, ss. 275–294.

Fick, J., Lindberg, R.H., Kaj, L. och Brorström-Lundén, E. (2011). Result from the Swedish National Screening Programme 2010 Pharmaceuticals. Rapport B2014. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Fick, J., Richard, H., Lindberg, R.H., Fång, J., Magnér, J., Kaj, L. och Brorström-Lundén, E. (2015). Screening 2014 - Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters. Rapport C135. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.

Gros M, Petrović M, 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*, vol 70, ss. 678-690.

Gullberg, E., Cao, S., Berg, O.G., Ilbäck, C., Sandegren, L., Hughes, D. och Andersson, D.I. (2011). Selection of resistant bacteria at very low antibiotic concentrations. *PLOS Pathogens*, vol 7, ss. 1-9.

Hansson, M och Sundbom, M. (2017). Provningsjämförelse 2017-3. Närsalter. ACES rapport nr 19, Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi. Stockholms Universitet.

Hinfray, N., Palluel, O., Piccini, B., Sanchez, W., Aït-Aïssa, S., Noury, P., Gomez, E., Geraudie, P., Minier, C., Brion, F. och Porcher, J-M. (2010). Endocrine disruption in wild populations of chub (*Leuciscus cephalus*) i contaminated French streams. *Sci Total Environ*, vol 408, ss. 2146-2154.

Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A. och Jansen, J. la C. (2014). Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – Kunskapssammanställning. SVU-rapport 2014-16. Stockholm: Svenskt Vatten.

Karlsson, M. (2020). IVL Svenska miljöinstitutet, Personlig kommunikation.

Kemikalieninspektionen (2020). Kemikalieinspektionen föreslår en begränsning för mellankedjiga klorparaffiner i elektronik. <https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2018-06-11-kemikalieinspektionen-foreslar-en-begransning-for-mellankedjiga-klorparaffiner-i-elektronik> [2020-12-18]

Kerns, E. H. och Di, L. (2008) Drug-like Properties: Concept, Structure Design and Methods, from ADME to Toxicity Optimization. Academic Press. ISBN: 978-0-1236-9520-8.

Kim, M., Weigand, M.R., Oh, S., Hatt, J.K., Krishnan, R., Tezel, U., Pavlostathis, S.G. och Konstantinidis, K.T. (2018). Widely Used Benzalkonium Chloride Disinfectants Can Promote Antibiotic Resistance. *Appl Environ Microbiol*, vol 84:e01201-18. <https://doi.org/10.1128/AEM.01201-18>.

Livsmedelsverket (2019). Riskhantering – PFAS i dricksvatten och fisk. <https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel--kontroll/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfaa-i-dricksvatten?AspxAutoDetectCookieSupport=1> [2020-12-18]

LIF (2012). Environmental classification of pharmaceuticals at [www.fass.se](http://www.fass.se). Guidance for pharmaceutical companies. Rapport. [https://www.fass.se/pdf/Environmental\\_classification\\_of\\_pharmaceuticals-120816.pdf](https://www.fass.se/pdf/Environmental_classification_of_pharmaceuticals-120816.pdf)

Ljung E., Borg Olesen K., Andersson P.-G., Fältström E., Vollertsen J., Wittgren H.B., Hagman M., (2018). Mikroplaster i kretsloppet. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport nr 2018-13.

Lücke, J. (2014). Stockholms recipienter. Påverkan av Stockholms framtida avloppsrening. Stockholm Vatten AB.

- 
- Magnér, J., Fång, J., Sandberg, J. och Örtlund, L. (2017). Utveckling av analysmetoder inklusive detektionsgränser. Rapport B2286. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Magnusson, K., Jörundsdóttir, H., Norén, F., Lloyd, H., Talvitie, J. och Setälä, O. (2016). Microlitter in sewage treatment systems. A Nordic perspective on waste water treatment plants as pathways for microscopic anthropogenic particles to marine systems. TemaNord Rapport 2016:510. Danmark: Nordiska Ministerrådet.
- Magnusson, K., Wahlberg, C. (2014). Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. Rapport B2208. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Malmberg (2014). Reduktion av läkemedelsrester och andra organiska föroreningar vid hygienisering av avloppsslam. SVU-Rapport Nr 2014-21. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Mintenig, S., Int-Veen, I., Löder, M. och Gerdt, G. (2014). Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland, ss. 41.
- Naturvårdsverket (2017). Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen. Behov, tekniker, konsekvenser. Redovisning av regeringsuppdrag. Rapport 6766. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6766-3.
- Naturvårdsverket (2017). Mikroplaster – Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp. Rapport 6772. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6772-4.
- Naturvårdsverket (2013). Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen. Rapport 6580. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6580-5.
- Naturvårdsverket (2019). Miljöövervakning av utgående avloppsvatten och slam från svenska reningsverk. Resultat från år 2016-17 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2017. Rapport. Kemiska Institutionen, Umeå Universitet.
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J.L. och Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. Marine Pollution Bulletin, vol 101, ss. 119–126.
- Norén K., Magnusson K., Westling K., Olshammar M. (2016) Report concerning techniques to reduce litter in waste water and storm water. SMED Report 193. Norrköping: Swedish Meteorological and Hydrological Institute. ISSN: 1653-8102.
- Ogonowski, M., Schür, C., Jarsén, Å. och Gorokhova, E. (2016). The effects of natural and anthropogenic microparticles on individual fitness in *Daphnia magna*. PLoS one, vol 11, e0155063.
- Powley C. R., George S. W., Ryan T. W., och Buck R. C. (2005) Matrix Effect-Free Analytical Methods for Determination of Perfluorinated Carboxylic Acids in Environmental Matrixes. Analytical Chemistry, vol 77 (19), ss. 6353-6358
- Region Stockholm (2019). Provtagningar av läkemedelsrester i vatten, sediment och fisk för Region Stockholm. Provtagning år 2018. <https://janusinfo.se/beslutsstod/lakemedelochmiljo/miljo/provtagningaravlakemedelsresterivattensedimentochfisk-forregionstockholm.5.7e654e8f16641fa242e4f31.html> [2020-12-18]
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T. och Teh, S.J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Scientific Reports, vol 3, ss. 3263.
-

- 
- Saido, K., Amamiya, K., Sato, H., Okabe, A., Ogawa, N., Kamaya, Y., Kogure, K., Nishimura, M., Okukawa, K. och Kusui, T. (2012). Analysis of styrene oligomer contaminants generated from marine debris polystyrene on the coast of Okinawa. *Bunseki Kagaku*, in Japanese (abstract in English) vol 61, ss. 629-636.
- Sanchez, W., Sremski, W., Piccini, B., Palluel, O., Maillot-Maréchal, E., Betoulle, S., Jaffal, A., Aït-Aïssa, S., Brion, F., Thybaud, E., Hinfrey, N. och Porcher, J-M. (2011). Adverse effects in wild fish living downstream from pharmaceutical manufacture discharges. *Environ Intern.*, vol 37, ss. 1342-1348.
- SCB (2020). Utsläppen av fosfor har ökat. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/utslapp/utslapp-till-vatten-och-slamproduktion--kommunala-reningsverk-skogsindustri-samt-viss-ovrig-industri/pong/statistiknyhet/utslapp-till-vatten-och-slamproduktion-2018/> [2020-12-18]
- Sehlén, R., Malmborg, J., Baresel, C., Ek, M., Magnér, J., Allard, A.-S. och Yang, J. (2015). Pilotanläggning för ozonoxidation av läkemedelsrester i avloppsvatten vid tekniska verken i Linköping AB. Rapport B 2218. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Svenskt Vatten (2020). Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/> [2020-12-28].
- Tetreault, G.R., Bennett, C.J., Shires, K., Knight, B., Servos, M.R. och McMaster, M.E. (2011). Intersex and reproductive impairment of wild fish exposed to multiple municipal wastewater discharges. *Aquatic Toxicology*, vol 104, ss. 278-290.
- Tumlin S., Bertholds C. (2020). Kartläggning av mikroplaster – till, inom och från avloppsreningsverk. Svenskt Vatten Utveckling. Rapport Nr 2020-8.
- Vestergren R., Herzke D., Wang T och Cousins I. T. (2015) Are imported consumer products an important diffuse source of PFASs to the Norwegian environment? *Environmental Pollution*, vol. 198, ss. 223-230
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P. och Köhler, A. (2012). Uptake and effects of microplastics on cells and tissue of the blue mussel *Mytilus edulis* L. after an experimental exposure. *Environmental Science and Technology*, vol 46, ss. 11327–11335.
- Wallberg, P., Wallman, P., Thorén, S., Nilsson, S. och Christiansson, F. (2016). Behov av Avancerad Rening vid Avloppsreningsverk - Finns det recipienter som är känsligare än andra? Sweco Environment AB. Rapport för Naturvårdsverket.
- Wang, Y., Lu, J., Zhang, S., Li, J., Mao, L., Yuan, Z., Bond, P.L. och Guo, J. (2019). Non-antibiotic pharmaceuticals can enhance the spread of antibiotic resistance via conjugation (preprint). *Microbiology*. <https://doi.org/10.1101/724500>
- Winkens K., Giovanoulis G., Koponen J., Vestergren R., Urs Berger, Anne M. Karvonen, Pekkanen J., Kiviranta H. och Cousins I. T. (2018) Perfluoroalkyl acids and their precursors in floor dust of children's bedrooms – Implications for indoor exposure. *Environment International*, vol. 119, ss. 493-502 (DOI: 10.1016/j.envint.2018.06.009)
- Ågerstrand, M. (2019). Derivation of PNECs for 39 pharmaceutical substances. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry (ACES). ACES report 36. Stockholm University.

---

# Bilagor

# Bilaga A

## Halter av läkemedel i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten

	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019
Substans	IN [ng/L]	IN [ng/L]	IN [ng/L]	IN [ng/L]	IN [ng/L]	FV [ng/L]	FV [ng/L]	FV [ng/L]	FV [ng/L]	FV [ng/L]	UT [ng/L]	UT [ng/L]	UT [ng/L]	UT [ng/L]	UT [ng/L]
Amlodipine	160	120	95	150	66	210	71	220	220	64	16	18	<20*	<20*	<12*
Atenolol	900	630	<5*	180	330	720	490	170	160	300	330	280	120	96	180
Bisoprolol	180	150	130	110	140	160	110	100	130	120	91	84	110	100	100
Carbamazepine	290	240	400	380	280	220	170	410	290	250	330	320	510	440	300
Citalopram	290	270	530	430	300	230	180	350	470	370	320	320	450	460	320
Diclofenac	730	600	960	840	960	690	510	950	740	940	820	740	900	670	840
Fluoxetine	22	24	30	<5*	<1*	17	11	<5*	22	<1*	7	14	16	25	20
Furosemide	1100	530	1900	1900	970	990	290	1500	1700	810	820	760	1800	1100	950
Hydrochlorothiazide	1000	860	1500	1500	1300	950	720	1400	1600	1200	1300	1200	1600	1700	1300
Ibuprofen	11000	8800	11000	11000	14000	9300	7500	8600	8600	13000	7	9	65	<50**	<130*
Ketoprofen	390	360	550	510	230	400	290	510	540	250	200	150	<180**	<180**	150
Metoprolol	2200	1700	1400	1400	1500	1800	1200	1200	1300	1200	1500	1300	1200	1200	1200
Naproxen	5900	4600	13000	13000	7800	5000	3800	12000	11000	7300	18	16	160	77	<59*
Oxazepam	340	320	2000	2000	2400	350	250	1900	2100	2000	460	430	2600	2600	2900
Paracetamol	190	120	<5*	<5*	<1*	200	110	<5*	<5*	<1*	43	32	<5*	<5*	<5**
Propranolol	100	89	130	79	90	85	57	68	100	110	100	100	120	120	110
Ramipril	18	<4**	<30*	<30*	<4*	10	<1*	<30*	<30*	<4*	<1*	<1*	<30*	<30*	<4*
Ranitidine	260	90	48	86	190	120	72	40	71	98	52	58	51	34	95
Risperidone	<2*	<2*	<30**	<10*	<10*	<2*	<2*	<30**	<10*	<10*	<2*	<2*	<10*	<10*	<10*
Sertralin	80	74	72	20	65	80	38	16	67	120	17	21	17	29	29
Simvastatin	<60**	66	370	590	620	70	<60**	450	530	620	<18*	<18*	<3*	<3*	<64*
Terbutaline	14	7	<5*	<5*	<2*	14	9,3	<5*	<5*	<5**	9	15	<5*	<5*	6
Warfarin	20	19	<3*	<3*	11	18	15	<3*	<3*	10	10	10	<3*	<3*	4

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10)

# Bilaga B

**Beräknade medelvärden och procentuella standardavvikelser för läkemedel i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten**

Substans	MV IN [ng/L]	SD %	MV FV [ng/L]	SD %	MV UT [ng/L]	SD %
Amlodipine	118	33	157	52	<171	19
Atenolol	510	63	368	65	201	50
Bisoprolol	142	18	124	19	97	10
Carbamazepine	318	22	268	34	380	24
Citalopram	364	31	320	36	374	20
Diclofenac	818	19	766	24	794	11
Fluoxetine	16	77	11	76	16	41
Furosemide	1280	47	1058	53	1086	39
Hydrochlorothiazide	1232	24	1174	30	1420	15
Ibuprofen	11160	17	9400	22	47	110
Ketoprofen	408	31	398	32	136	34
Metoprolol	1640	20	1340	19	1280	10
Naproxen	8860	45	7820	46	<661	89
Oxazepam	1412	71	1320	71	1798	69
Propranolol	98	20	84	26	110	9
Ranitidine	135	65	80	38	58	39
Sertralin	62	39	64	62	23	27
Simvastatin	335	83	340	80	<211	118

1 < värde pga av att 3 av 5 värden var <LOD, hela LOD värdet har använts vid beräkning av medelvärdet, LOD skilde sig åt mellan provomgångarna och därför valde vi att räkna ut ett medelvärde.



# Bilaga C

**Halter av läkemedel i inkommande Henriksdalsinlopp (HIN), Sicklainlopp (SIN) och utgående renat avloppsvatten (UT), samt halter av läkemedel i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk**

	v.16 2018	v.16 2018	v.16 2018	v.40 2019	v.40 2019	v.40 2019	v.16 2018	v.40 2019
	HIN	SIN	UT	HIN	SIN	UT	RS	RS
Substans	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[ng/L]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]
Amlodipine	180	170	<60**	86	120	<33**	190	120
Atenolol	160	140	92	390	310	150	<110**	<2*
Bisoprolol	120	88	110	150	100	98	<230**	13
Carbamazepine	370	500	480	320	440	370	110	120
Citalopram	500	450	420	400	340	310	1100	1200
Diclofenac	860	810	670	1100	1100	720	130	77
Fluoxetine	<5*	19	29	34	28	29	180	180
Furosemide	1800	3500	2500	1300	2400	1200	31	31
Hydrochlorothiazide	1600	1400	1500	1300	1200	1100	<43**	6
Ibuprofen	10000	5900	200	14000	8600	<430**	210	220
Ketoprofen	470	320	270	400	310	150	<62**	<10*
Metoprolol	1400	1600	1500	1600	1700	1400	2200	380
Naproxen	12000	8300	540	10000	6800	<200**	<14**	15
Oxazepam	1800	1500	2100	2800	2400	2500	<75**	260
Paracetamol	<5*	<5*	<5*	<1*	<1*	6	<180**	<45**
Propranolol	100	92	120	120	80	120	160	110
Ramipril	<30*	<30*	<30*	<4*	<4*	<4*	<10**	<1*
Ranitidine	140	150	100	180	68	75	<23**	<2*
Risperidone	<10*	<10*	<10*	<10*	<10*	<10*	<13**	<1*
Sertralin	33	74	53	170	110	74	890	730
Simvastatin	520	<10**	<3*	1200	500	<64*	<10**	<11*
Terbutaline	<15**	<5*	<15**	<2*	<2*	7	<11**	<1*
Warfarin	*	*	*	15	13	7	<14**	<1*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

# Bilaga D

## Halter av läkemedel i avvattnat rötat slam (RS) och överskottslam (ÖS) från MBR-piloten

Substance	v.42 2017		v.43 2017		v.16 2018		v.3 2019		v.40 2019	
	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS
	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[ng/L]	[µg/kg TS]	[ng/L]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]
Amlodipine	490	350	440	230	69	850	96	920	86	40
Atenolol	<3*	<3*	<3*	0,1	<110**	48	<110**	31	<2*	<2*
Bisoprolol	12	4	18	6	<230**	180	<230**	130	8	<3**
Carbamazepine	100	12	99	13	81	760	64	730	62	9
Citalopram	760	390	1000	510	970	1900	980	1700	880	150
Diclofenac	72	89	76	91	140	3300	93	3400	45	40
Fluoxetine	190	130	200	140	130	180	210	180	190	49
Furosemide	<LOQ**	110	<LOQ**	61	25	3800	28	4000	10	45
Hydrochlorothiazide	7	26	7	27	<43**	1800	<43**	1800	<3**	16
Ibuprofen	150	10	150	11	110	680	95	1000	81	23
Ketoprofen	<5*	<5*	<5*	<5*	<62**	<60*	<62**	<60*	<10*	<10*
Metoprolol	210	47	300	59	220	1900	210	1700	210	29
Naproxen	5	12	6	9	<14**	1700	<14**	2000	4	5
Oxazepam	33	50	32	47	<75**	5800	<75**	4900	62	350
Paracetamol	<LOQ**	8	25	7	<180**	<5*	<180**	<5*	<13*	<13*
Propranolol	150	9	190	110	190	300	200	300	100	37
Ramipril	<0,5*	0,4	<0,5*	0	<10**	<30*	<10**	<30*	<1*	<1*
Ranitidine	<0,9*	1	<0,9*	0	<23**	2400	<23**	260	<2*	<2*
Risperidone	<0,8*	1,1	<0,8*	1,0	<13**	44	<13**	<30**	<1*	<1*
Sertralin	1900	1600	1700	1200	720	1200	1200	1200	950	440
Simvastatin	<7*	1	<LOQ**	4	<10**	<3*	<10**	<3*	<11*	<11*
Terbutaline	<0,2*	<0,2*	<0,2*	0,2	<11**	<5*	<11**	59	<1*	<1*
Warfarin	<LOQ**	2	3	1	<14**	<3*	<14**	<3*	<1*	<1*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3)

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10)

# Bilaga E

## Halter av antibiotika i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående avloppsvatten (UT) från MBR-piloten

Substans	v.42 2017 IN [ng/L]	v.43 2017 IN [ng/L]	v.16 2018 IN [ng/L]	v.3 2019 IN [ng/L]	v.40 2019 IN [ng/L]	v.42 2017 FV [ng/L]	v.43 2017 FV [ng/L]	v.16 2018 FV [ng/L]	v.3 2019 FV [ng/L]	v.40 2019 FV [ng/L]	v.42 2017 UT [ng/L]	v.43 2017 UT [ng/L]	v.16 2018 UT [ng/L]	v.3 2019 UT [ng/L]	v.40 2019 UT [ng/L]
Amoxicillin			---	---	---			---	---	---			---	---	---
Ampicillin			---	---	<6*			---	---	<6*			---	---	*
Benzylpenicillin	<0,6*	<0,6*	---	---	<1*	<0,6*	<0,6*	---	---	<1*	<0,6*	<0,6*	---	---	<1*
Ciprofloxacin	520	240	190	290	15	44	39	120	93	12	53	62	33	12	3
Clarithromycin	<16*	<16*	11	17	160	<10*	<10*	8,9	20	150	130	120	10	24	94
Clindamycin	<3*	<3*	5	4	<1*	<3*	<3*	10	24	<1*	360	300	74	52	5
Doxycycline	<6*	<6*	<70*	<70*	<40*	<6*	<6*	<70*	<70*	<40*	<6*	<6*	<70*	<70*	<40*
Erythromycin	12	14	10	11	170	18	19	13	18	150	990	860	10	12	160
Fusidic acid	<1*	<1*	27	33	<5*	<1*	<1*	<18**	22	<5*	<1*	<1*	<6*	<6*	<5*
Linezolid	<1*	<1*	<3**	<1*	<5*	<1*	<1*	<1*	<1*	<5*	<1*	<1*	<3**	<1*	<5*
Metronidazole	110	65	3,5	<1*	<3*	83	47	4,3	<3**	<3*	36	33	10	12	31
Moxifloxacin	<2*	<2*	5,8	<12**	<3*	<2*	<2*	2	<3*	<3*	<2*	<2*	3	<3*	<3*
Norfloxacin	<1*	<1*	<6*	<6*	<6*	<1*	<1*	<6*	<6*	<6*	<1*	<1*	<6*	<6*	270
Rifampicin	<1*	<1*	<2*	<2*	26	<1*	<1*	<2*	<2*	28	31	<1*	<2*	<2*	<5*
Sulfamethoxazole	110	91	40	150	340	98	77	64	45	240	66	62	66	62	75
Tetracycline	1600	1200	<40*	<40*	660	220	160	<40*	<40*	<230**	65	91	<40*	<40*	<70*
Trimethoprim	220	139	20	25	<3**	160	100	23	21	<3**	149	130	26	25	6

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

Amoxicillin, Ampicillin och Benzylpenicillin kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av dessa analyter, markeras med "---".

# Bilaga F

**Halter av antibiotika i rötat avvattnat slam (RS) och överskottsslam (ÖS) från MBR-piloten. Observera att enheten i överskottsslam skiljer sig v.16 2018 och v.3 2019, då det analyserades som koncentration i vatten istället för i slam.**

Substans	v. 42 2017		v. 43 2017		v. 16 2018		v. 3 2019		v. 40 2019	
	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS	RS	ÖS
	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]	[ng/L]	[µg/kg TS]	[ng/L]	[µg/kg TS]	[µg/kg TS]
Amoxicillin					---	---	---	---	---	---
Ampicillin					---	---	---	---	---	---
Benzylpenicillin	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	---	---	---	---	<8*	<8*
Ciprofloxacin	3500	2100	2700	2200	100	58	130	92	2000	2500
Clarithromycin	2	---	4	5	<2*	6	<2*	10	20	67
Clindamycin	19	8	19	10	5	52	10	21	<3*	14
Doxycycline	400	120	460	150	85	<70*	73	<1*	4200	3700
Erythromycin	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	---	6	---	9,6	---	---
Fusidic acid	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	---	100	---	51	<27*	<27*
Linezolid	<1*	<1*	<1*	<1*	<4*	3,7	<4*	<1*	<2*	<2*
Metronidazole	<3*	<3*	<3*	<3*	<4*	<1*	<4*	<3**	7**	<2*
Moxifloxacin	36	32	41	31	<20*	<3*	<20*	<3*	34	44
Norfloxacin	110	60	90	64	---	<6*	---	<6*	<220**	<220**
Rifampicin	31	<1*	<1*	<1*	<4*	<2*	<4*	<2*	<19*	<19*
Sulfamethoxazole	<1*	---	<1*	---	<4*	290	<4*	390	<8*	<8*
Tetracycline	3000	1200	3000	1500	---	<40*	---	<40*	---	---
Trimethoprim	<1*	29	<1*	<1*	<8*	67	<8*	57	<1*	4

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

”---” Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

# Bilaga G

**Halter av antibiotika i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT), samt halter av antibiotika i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk**

Substans	v.16 2018			v.40 2019			v.16 2018	v.40 2019
	HIN [ng/L]	SIN [ng/L]	UT [ng/L]	HIN [ng/L]	SIN [ng/L]	UT [ng/L]	RS [µg/kg TS]	RS [µg/kg TS]
Amoxicillin	---	---	---	---	---	---	---	---
Ampicillin	---	---	---	<6*	<6*	<6*	---	---
Benzylpenicillin	---	---	---	<1*	<1*	<1*	---	120
Ciprofloxacin	240	130	<5*	18	5	<3**	93	2200
Clarithromycin	19	23	22	160	100	92	<2*	21
Clindamycin	9,4	19	79	<1*	<1*	<4**	3,9	20
Doxycycline	<70*	<70*	<70*	<40*	<40*	<40*	120	5700
Erythromycin	16	11	8,3	230	200	140	---	---
Fusidic acid	53	<6*	<6*	<5*	<5*	<5*	---	<88**
Linezolid	<1*	<3**	<1*	<5*	<5*	<5*	<4*	<2*
Metronidazole	<3**	6	11	<3*	<3*	22	<4*	<2*
Moxifloxacin	4	8	<3*	<3*	<3*	<3*	<20*	49
Norfloxacin	<6*	<6*	<6*	<6*	<6*	<6*	---	<220**
Rifampicin	<2*	<2*	<2*	26	23	<5*	<4*	<19*
Sulfamethoxazole	130	110	110	300	150	100	<4*	<8*
Tetracycline	<40*	<40*	<40*	710	490	<70*	---	---
Trimethoprim	31	26	21	4	3	3	<8*	<1*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

\*\* ämnet kan detekteras men ej kvantifieras, halten är mellan detektionsgränsen (LOD) och kvantifieringsgränsen (LOQ S/N=10).

”---” Ämnet kan inte utvärderas pga dålig återvinning, det går alltså inte att påvisa eller utesluta förekomst av denna analyt.

---

# Bilaga H

**Halter av hormoner i inkommande (IN) och utgående (UT) avloppsvatten, beräknad reduktionsgrad (Red IN-UT), samt halter i avvattnat rötat slam (RS) från Henriksdals reningsverk**

Substans	v.3 2019	v.40 2019	MV IN	v.3 2019	v.40 2019	Red IN-UT
	IN	IN		UT	UT	
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	%
Estron	27	17	22	< 5**	< 1*	> 92
Estradiol	12	< 2*	< 7	< 2*	< 1*	
Etinylestradiol	< 3*	< 2*		< 2*	< 1*	

Substans	v.3 2019	v.40 2019
	RS	RS
	µg/kg TS	µg/kg TS
Estrone	25	8
Estradiol	< 4*	>2*
Etinylestradiol	< 4*	>2*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

# Bilaga I

## Halter av PFAS i inkommande (IN), försedimenterat (FV) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten

	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	v.3 2019	v.40 2019
	IN	IN	IN	IN	IN	FV	FV	FV	UT	UT	UT	UT	UT
Substans	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L
PFBS	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	16	<0,1*	<0,1*	16	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	13
PFHxS	<0,5*	<0,5*	<0,3*	<0,3*	95	<0,3*	<0,3*	61	<0,5*	<0,5*	1,5	2	26
PFOS	0,89	0,96	8,7	<0,1*	543	5,1	<0,1*	521	0,51	0,41	2,8	1,4	2,6
PFDS	0,51	0,89	<0,1*	<0,1*	3,1	<0,1*	<0,1*	2,3	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
PFOSA	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
6:2 FTS	<0,5*	<0,5*	3,0	1,0	2,4	2,1	1,2	1,8	<0,5*	<0,5*	0,3	0,4	0,94
PFBA1)	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	6,3	<0,5*	<0,5*	6,4	<0,5*	<0,5*	3,4	4,9	2,9
PFPeA2)	<0,5*	<0,5*	10	39	2,6	29	48	2,5	4,3	4,8	<0,5*	<0,5*	4,7
PFHxA	5,2	4,1	<0,1*	<0,1*	14	<0,1*	<0,1*	17*	5,6	5,6	3,6	4,3	16
PFHpA	4,0	2,1	2,0	<0,1*	6,3	1,9	<0,1*	6,3	3,5	3,4	1,9	1,9	6,3
PFNA	0,74	1,0	<0,1*	<0,1*	1,5	<0,1*	<0,1*	1,0	0,72	0,44	<0,1*	<0,1*	0,61
PFDA	0,58	0,64	1,0	0,3	<0,1*	0,5	0,3	<0,1*	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
PFUnDA	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
PFDoDA			<0,5*	<0,5*	1,4	<0,5*	<0,5*	1,8			<0,5*	<0,5*	<0,5*
PFTTrDA			<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*			<0,5*	<0,5*	<0,5*
PFTeDA			4,3	<0,5*	<0,5*	10	<0,5*	<0,5*			<0,5*	<0,5*	<0,5*
PFHxDA			<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*			<0,6*	<0,6*	<0,6*
PFOcDA			<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*			<0,5*	<0,5*	<0,5*
6:2 PAP1)			<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*			<0,2*	<0,2*	<0,2*
8:2 PAP1)			<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*			<1,5*	<1,5*	<1,5*
6:2 diPAP			<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*			<0,2*	<0,2*	<0,2*
8:2 diPAP			<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*			<2*	<2*	<2*
N-Me-FOSAA			<1*	<1*	<1*	<1*	<1*	<1*			<1*	<1*	<1*
N-Et-FOSAA			<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*			<1,5*	<1,5*	<1,5*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

1) Ämne som har bara en produktjon

2) Ämne som har bara en produktjon och har ingen motsvarande radioinmärkt internstandard

Gråmarkerade halter bedöms som outliers och har inte tagits med i beräkningen av medelvärde och standardavvikelser

# Bilaga J

## Halter av PFAS i rötat avvattnat slam (RS) och överskottslam (ÖS) från MBR-piloten

Substans	v.42 2017	v.43 2017	v.16 2018	ÖS	v.3 2019	ÖS	v.40 2019	ÖS
	RS	RS	RS		RS		RS	
	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS
PFBS	<0,5*	<0,5*	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,1*	<0,01*	<0,01*
PFHxS	<0,5*	<0,5*	1,5	5,0	<0,1*	7,7	<0,01*	<0,01*
PFOS	12	14	11	10	7,5	6,6	7,9	9,3
PFDS	0,53	0,72	<0,02*	<0,1*	<0,02*	<0,1*	<0,02*	<0,02*
PFOSA	<0,5*	<0,5*	0,6*	<0,1*	0,6	<0,1*	<0,1*	<0,1*
6:2 FTS	<0,5*	<0,5*	0,1	1,5	0,1	3,3	<0,2*	<0,2*
PFBA1)	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,5*	<0,1*	<0,5*	<0,1*	<0,1*
PFPeA2)	14	16	<0,1*	<0,5*	<0,1*	<0,5*	<0,1*	<0,1*
PFHxA	<0,5*	<0,5*	<0,02*	<0,1*	<0,02*	<0,1*	<0,05*	<0,05*
PFHpA	0,25	0,22	<0,02*	<0,1*	<0,02*	3,3	<0,05*	<0,05*
PFOA	1,1	0,82	0,2	9,1	0,2	10,2	<0,1*	<0,1*
PFNA	1,3	1,2	1,3	4,2	0,7	3,1	0,34	1,0
PFDA	4,7	4,6	2,2	1,0	3,0	1,3	4,2	4,5
PFUnDA	0,78	1,0	0,8	1,0	1,5	<0,1*	1,7	2,8
PFDODA			7,6	<0,5*	13,7	<0,5*	2,0	1,5
PFTTrDA			<0,15*	<0,5*	<0,15*	<0,5*	<0,1*	<0,1*
PFTeDA			0,3*	<0,5*	0,7	<0,5*	<0,1*	<0,1*
PFHxDA			<0,3*	<0,6*	<0,3*	<0,6*	<0,1*	<0,1*
PFOcDA			<0,3*	<0,5*	<0,3*	<0,5*	<0,1*	<0,1*
6:2 PAP1)			<0,5*	<0,2*	<0,5*	<0,2*	<0,5*	<0,5*
8:2 PAP1)			<0,5*	<1,5*	<0,5*	<1,5*	<0,5*	<0,5*
6:2 diPAP			6,0	<0,2*	4,0	<0,2*	<0,5*	<0,5*
8:2 diPAP			2,7	<2*	1,1	<2*	<0,5*	<0,5*
N-Me-FOSAA			2,0	<1*	1,5	<1*	<0,5*	<0,5*
N-Et-FOSAA			<0,5*	<1,5*	<0,5*	<1,5*	<0,5*	<0,5*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

1)Ämne som har bara en produktjon

2)Ämne som har bara en produktjon och har ingen motsvarande radioinmärkt internstandard

För de blåmarkerade värdena finns det en viss osäkerhet kring halten då toppen vid analys var ”ful” och svår att kvantifiera.



# Bilaga K

## Halter av PFAS i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT), samt halter av i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk

Substans	v.3 2018			v.40 2019			v.3 2019	v.40 2019
	HIN	SIN	UT	HIN	SIN	UT	RS	RS
	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	ng/L	µg/kg TS	µg/kg TS
PFBS	<0,1*	<0,1*	<0,1*	14	4,5	4,2	<0,01*	<0,01*
PFHxS	<0,3*	<0,3*	1,6	53	2,9	14	<0,1*	<0,1*
PFOS	<0,1*	<0,1*	3,4	407	3,3	21	8,2	6,1
PFDS	<0,1*	<0,1*	<0,1*	3,2	2,8	<0,1*	<0,02*	<0,02*
PFOSA	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	0,3	<0,1*
6:2 FTS	1,5	2,3	1,8	2,28	5,2	2,87	0,1	<0,2*
PFBA1)	<0,5*	<0,5*	4,3	5,5	4,0	7,5	<0,1*	<0,1*
PFPeA2)	80	46	<0,5*	2,5	1,8	3	<0,1*	<0,1*
PFHxA	<0,1*	2,6	3,2	12	2,6	5,6	<0,02*	<0,05*
PFHpA	<0,1*	2,3	2,1	6,3	2,7	3,7	<0,02*	<0,05*
PFOA	1,4	1,9	1,9	12	2,5	4,6	0,2	<0,1*
PFNA	<0,1*	<0,1*	<0,1*	0,85	0,6	0,63	0,5	0,47
PFDA	<0,1*	<0,1*	0,3	<0,1*	<0,1*	<0,1*	1,1	1,9
PFUnDA	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,05*	1,2
PFDoDA	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	9,1	1,4
PFTTrDA	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,15*	<0,1*
PFTeDA	6,7	3,3	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,1*	<0,1*
PFHxDA	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,6*	<0,3*	<0,1*
PFOcDA	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,5*	<0,3*	<0,1*
6:2 PAP1)	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,5*	<0,5*
8:2 PAP1)	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<0,5*	<0,5*
6:2 diPAP	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*	5,9	<0,5*
8:2 diPAP	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	<2*	1,7	<0,5*
N-Me-FOSAA	<1*	<1*	<1*	<1*	<1*	<1*	1,8	<0,5*
N-Et-FOSAA	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<1,5*	<0,5*	<0,5*

\* ämnet kan ej detekteras, halt är under detektionsgränsen (LOD S/N=3).

1)Ämne som har bara en produktjon

2)Ämne som har bara en produktjon och har ingen motsvarande radioinmärkt internstandard

Gråmarkerade halter bedöms som outliers.

## Bilaga L

### Halter av klorparaffiner i inkommande (IN) och utgående (UT) avloppsvatten från MBR-piloten

Substans	v.3 2019		v.40 2019	
	IN	UT	IN	UT
S:a C10-C13 Klorparaffiner exkl LOQ - (ng/l)	24	ND	ND	ND
S:a C10-C13 Klorparaffiner inkl LOQ - (ng/l)	70	73	200	150
S:a C14-C17 Klorparaffiner exkl LOQ - (ng/l)	292	ND	360	ND
S:a C14-C17 Klorparaffiner inkl LOQ - (ng/l)	431	260	500	500

## Bilaga M

### Halter av klorparaffiner i inkommande Henriksdals inloppet (HIN), Sickla inloppet (SIN) och utgående avloppsvatten (UT) från Henriksdals reningsverk

Substans	v.3 2019			v.40 2019		
	SIN	HIN	HUT	SIN	HIN	HUT
S:a C10-C13 Klorparaffiner exkl LOQ - (ng/l)	ND	33	ND	ND	130	ND
S:a C10-C13 Klorparaffiner inkl LOQ - (ng/l)	70	71	73	150	180	200
S:a C14-C17 Klorparaffiner exkl LOQ - (ng/l)	127	308	ND	420	660	ND
S:a C14-C17 Klorparaffiner inkl LOQ - (ng/l)	297	436	301	800	800	500

## Bilaga N

### Halter av klorparaffiner i rötat avvattnat slam (RS) från MBR-piloten och Henriksdals reningsverk

Substans	MBR-piloten		Henriksdal	
	v.3 2019 RS	v.40 2019 RS	v.3 2019 RS	v.40 2019 RS
S:a C10-C13 Klorparaffiner exkl LOQ - (µg/kg Ts)	55	248	143	611
S:a C10-C13 Klorparaffiner inkl LOQ - (µg/kg Ts)	55	256	143	616
S:a C14-C17 Klorparaffiner exkl LOQ - (µg/kg Ts)	548	1610	972	3540
S:a C14-C17 Klorparaffiner inkl LOQ - (µg/kg Ts)	548	1610	972	3540

# Bilaga O

## Halter av metaller och organiska ämnen i rötat avvattnat slam (RS) från Henriksdals reningsverk.

Ämne	Enhet	Jan 2018	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Jun 2018	Jul 2018	Aug 2018	Sep 2018	Okt 2018	Nov 2018	Dec 2018
Torrsubstanshalt	%		27,5	27,6	30,7	28,3	27,6	29,7	30,7	27,7	27,4	25,1	25,1
Glödrest	% av TS		36,3	37,6	35,1	34,1	35,0	36,6	37,6	35,2	32,6	32,6	34,0
Totalfosfor	% av TS		3,18	3,40	3,05	3,06	3,28	3,40	3,18	3,18	2,78	2,90	3,00
Antimon	mg/kg TS		1,62		1,20			1,50					
Bly	mg/kg TS		16,8	14,5	14,5	13,8	14,8	17,3	18,0	15,8	16,5	17,4	15,0
Kadmium	mg/kg TS		0,70	0,67	0,62	0,67	0,60	0,75	0,64	0,62	0,63	0,59	0,65
Kobolt	mg/kg TS		6,08	6,90	6,33	6,50	5,85	6,90	7,18	5,45	6,08	5,56	5,55
Koppar	mg/kg TS		380	350	330	312	355	405	352	348	353	376	375
Krom	mg/kg TS		19,5	18,5	17,8	15,8	16,3	19,5	18,0	15,3	16,0	16,0	17,3
Kvicksilver	mg/kg TS		0,48	0,44	0,42	0,51	0,48	0,45	0,43	0,43	0,47	0,61	0,60
Molybden	mg/kg TS		5,20	3,02	2,25	3,10	4,70	5,30	3,60	5,00	5,80	6,70	9,30
Nickel	mg/kg TS		22,0	19,8	19,0	17,2	18,5	22,8	21,4	19,8	20,5	22,0	22,3
Zink	mg/kg TS		525	513	510	536	545	595	564	550	555	536	520
Silver	mg/kg TS		3,13	3,20	2,90	3,26	3,42	3,65	4,08	4,38	3,25	3,20	2,88
Tenn	mg/kg TS		12,0	11,8	11,4	11,0	14,0	14,0	14,0	11,0	8,9	9,5	10,0
Wolfram	mg/kg TS		8,83		6,90			5,6*					
Vismut	mg/kg TS		7,90	7,33	6,83	6,80	6,90	6,30	5,30	5,10	5,90	6,20	6,00
PCB 28	mg/kg TS		0,0019			0,0021			0,0018			0,0024	
PCB 52	mg/kg TS		0,0031			0,0028			0,0030			0,0035	
PCB 101	mg/kg TS		0,0033			0,0031			0,0032			0,0040	
PCB 118	mg/kg TS		0,0016			0,0014			0,0015			0,0023	
PCB 138	mg/kg TS		0,0047			0,0043			0,0042			0,0052	
PCB 153	mg/kg TS		0,0046			0,0041			0,0042			0,0045	

Ämne	Enhet	Jan 2018	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Jun 2018	Jul 2018	Aug 2018	Sep 2018	Okt 2018	Nov 2018	Dec 2018
PCB 180	mg/kg TS		0,0021			0,0018			0,0020			0,0022	
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS		0,0210			0,0200			0,0200			0,0240	
PBDE47	µg/kg TS		22,3			6,91			7,54			5,12	
PBDE99	µg/kg TS		23,3			7,68			7,67			5,67	
PBDE47+99	µg/kg TS		45,6			14,6			15,2			10,8	
PBDE209	µg/kg TS					195			497			498	
Fluoranten	mg/kg TS		0,660			0,540			0,560			0,350	
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS		0,200			0,130			0,140			0,130	
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS		0,099			0,070			0,067			0,058	
Bens(a)pyren	mg/kg TS		0,160			0,100			0,100			0,100	
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS		0,160			0,120			0,100			0,110	
Indeno (1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS		0,120			0,064			0,066			0,083	
S:a PAH (6 st)	mg/kg TS		1,400			1,000			1,000			0,840	
4-t-butylfenol	µg/kg TS		35			29			17			27	
4-t-oktylfenol	µg/kg TS		280			910			400			370	
iso-nonylfenol	µg/kg TS		2600			3600			2900			2000	
4-nonylfenol	mg/kg TS		7,00			7,20			6,20			5,10	
Bisfenol A	µg/kg TS		230			480			400			430	
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS		18			21			14			5	
PFOS	µg/kg TS		7,50			7,70			7,20			2,2	
PFOA	µg/kg TS		0,48			0,38			0,57			0,33	
Monobutyltenn	µg/kg TS		34			14			56			21	
Dibutyltenn	µg/kg TS		38			37			50			21	
Tributyltenn	µg/kg TS		3			3			4,1			2,5	
Monooktyltenn	µg/kg TS		7			3			22			8,4	
Dioktyltenn	µg/kg TS		17			13			21			9,1	

Ämne	Enhet	Jan 2019	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Maj 2019	Jun 2019	Jul 2019	Aug 2019	Sep 2019	Okt 2019	Nov 2019	Dec 2019
Torrsubstanshalt	%	26,8	27,6	27,4	28,9	27,6	28,7	29,6	28,4	26,6	28,1	28,1	26,8
Glödrest	% av TS	36,0	38,4	37,9	37,0	37,2	36,4	34,1	35,6	33,6	34,1	36,6	36,0
Totalfosfor	% av TS	3,18	3,03	3,33	3,24	3,15	3,03	3,08	3,28	3,40	3,15	2,90	3,18
Antimon	mg/kg TS	1,50			2,30	1,30		1,30			1,20		1,50
Bly	mg/kg TS	14,0	13,8	15,5	15,0	15,5	16,3	19,2	17,3	14,0	16,8	17,0	14,0
Kadmium	mg/kg TS	0,68	0,72	0,75	0,65	0,56	0,61	0,60	0,60	0,63	0,61	0,73	0,68
Kobolt	mg/kg TS	8,10	7,25	6,20	6,40	6,68	8,70	8,18	8,48	6,96	6,98	8,65	8,10
Koppar	mg/kg TS	345	345	338	376	380	375	376	393	404	358	378	345
Krom	mg/kg TS	18,5	20,8	22,0	19,2	22,0	22,3	21,4	21,5	20,8	18,3	22,5	18,5
Kviksilver	mg/kg TS	0,39	0,51	0,47	0,46	0,51	0,43	0,43	0,39	0,45	0,39	0,46	0,39
Molybden	mg/kg TS	6,00	3,60	6,40	7,40	4,20	2,90	5,30	7,10	5,70	5,30	5,50	6,00
Nickel	mg/kg TS	19,5	22,0	19,5	19,8	19,0	18,8	21,0	18,5	19,0	20,5	23,0	19,5
Zink	mg/kg TS	485	480	478	510	495	533	552	533	486	468	475	485
Silver	mg/kg TS	2,65	2,90	2,58	3,14	3,08	3,03	2,80	2,97	2,80	2,53	3,08	2,65
Tenn	mg/kg TS	11,0	14,0	12,0	12,0	2,1	13,0	10,0	11,0	11,0		10,0	11,0
Wolfram	mg/kg TS												
Vismut	mg/kg TS	6,20	6,70	7,70	7,20	1,10	6,00	4,80	5,30	5,10	5,90	6,00	6,20
PCB 28	mg/kg TS	0,0020			0,0019			0,0580			0,0049		0,0020
PCB 52	mg/kg TS	0,0034			0,0032			0,0650			0,0069		0,0034
PCB 101	mg/kg TS	0,0034			0,0037			0,0270			0,0040		0,0034
PCB 118	mg/kg TS	0,0024			0,0021			0,0210			0,0028		0,0024
PCB 138	mg/kg TS	0,0043			0,0047			0,0074			0,0039		0,0043
PCB 153	mg/kg TS	0,0042			0,0042			0,0056			0,0037		0,0042
PCB 180	mg/kg TS	0,0017			0,0018			0,0026			0,0013		0,0017
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS	0,0210			0,0220			0,1800			0,0270		0,0210
PBDE47	µg/kg TS	18,6			7,35			5,70			5,16		18,6
PBDE99	µg/kg TS	19,5			8,04			6,34			5,23		19,5
PBDE47+99	µg/kg TS	38,1			15,4			12,0			10,4		38,1

Ämne	Enhet	Jan 2019	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Maj 2019	Jun 2019	Jul 2019	Aug 2019	Sep 2019	Okt 2019	Nov 2019	Dec 2019
PBDE209	µg/kg TS	1040			109			309			262		1040
Fluoranten	mg/kg TS	0,520			0,460			0,510			0,420		0,520
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0,200			0,190			0,170			0,160		0,200
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0,097			0,093			0,088			0,081		0,097
Bens(a)pyren	mg/kg TS	0,180			0,150			0,150			0,150		0,180
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,130			0,085			0,098			0,092		0,130
Indeno (1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS	0,140			0,160			0,160			0,150		0,140
S:a PAH (6 st)	mg/kg TS	1,300			1,100			1,200			1,100		1,300
4-t-butylfenol	µg/kg TS	220			16			<10			16		220
4-t-oktylfenol	µg/kg TS	190			<500			110			5,00		190
iso-nonylfenol	µg/kg TS	2200			2500			720			2000		2200
4-nonylfenol	mg/kg TS	5,10			7,60			6,80			4,50		5,10
Bisfenol A	µg/kg TS	560			550			250			410		560
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS	9			23			13			13		9
PFOS	µg/kg TS	13,0			9,90			6,40			18,0		13,0
PFOA	µg/kg TS	0,45			0,45			0,49			0,35		0,45
Monobutyltenn	µg/kg TS	41			14			16			23		41
Dibutyltenn	µg/kg TS	38			17			28			32		38
Tributyltenn	µg/kg TS	2,5			1,8			3,0			2,9		2,5
Monooktyltenn	µg/kg TS	97			2,5			5,1			3,4		97
Dioktyltenn	µg/kg TS	230			3,1			11,0			5,1		230

Ämne	Enhet	Jan 2020	Feb 2020				n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
Torrsubstanshalt	%	27,9	28,5				25	27,9	1,40	5,0	27,7	30,7	25,1
Glödrest	% av TS	34,8	34,4				25	35,5	1,64	4,6	35,2	38,4	32,6
Totalfosfor	% av TS	3,06	3,05				25	3,15	0,18	5,6	3,15	3,50	2,78
Antimon	mg/kg TS						9	1,58	0,43	27	1,50	2,30	1,20
Bly	mg/kg TS	14,6	13,3				25	15,5	1,70	11	15,5	19,2	11,8
Kadmium	mg/kg TS	0,71	0,64				25	0,65	0,05	8,3	0,64	0,75	0,56
Kobolt	mg/kg TS	7,50	7,63				25	6,93	0,97	14	6,90	8,70	5,45
Koppar	mg/kg TS	340	343				25	362	22,9	6,3	358	405	312
Krom	mg/kg TS	19,4	17,5				25	18,9	2,29	12	18,5	22,5	15,3
Kvikksilver	mg/kg TS	0,47	0,41				25	0,46	0,06	13	0,45	0,61	0,36
Molybden	mg/kg TS	3,50					24	5,14	1,68	33	5,30	9,30	2,25
Nickel	mg/kg TS	19,8	17,8				25	20,2	1,58	7,8	19,8	23,0	17,2
Zink	mg/kg TS	426	408				25	510	43,0	8,4	513	595	408
Silver	mg/kg TS	3,04	3,80				25	3,15	0,44	14	3,08	4,38	2,53
Tenn	mg/kg TS	9,4	9,1				24	11,0	2,46	22	11,0	14,0	2,10
Wolfram	mg/kg TS	7,8*					4	7,3	1,37	19	7,35	8,83	5,60
Vismut	mg/kg TS	6,20	6,20				25	6,05	1,30	22	6,20	7,90	1,10
PCB 28	mg/kg TS		0,0032				9	0,0025	0,0011	42	0,0021	0,0049	0,0018
PCB 52	mg/kg TS		0,0040				9	0,0037	0,0013	36	0,0034	0,0069	0,0028
PCB 101	mg/kg TS		0,0031				9	0,0035	0,0004	11	0,0034	0,0040	0,0031
PCB 118	mg/kg TS		0,0016				9	0,0020	0,0005	26	0,0021	0,0028	0,0014
PCB 138	mg/kg TS		0,0033				9	0,0047	0,0012	25	0,0043	0,0074	0,0033
PCB 153	mg/kg TS		0,0035				9	0,0043	0,0006	14	0,0042	0,0056	0,0035
PCB 180	mg/kg TS		0,0014				9	0,0019	0,0004	21	0,0018	0,0026	0,0013
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS		0,0200				9	0,0219	0,0025	11	0,0210	0,0270	0,0200
PBDE47	µg/kg TS		4,71				9	9,27	6,5	70	6,91	22,3	4,71
PBDE99	µg/kg TS		5,07				9	9,83	6,7	68	7,67	23,3	5,07
PBDE47+99	µg/kg TS		9,78				9	19,1	13	69	14,6	45,6	9,78

Ämne	Enhet	Jan 2020	Feb 2020			n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
PBDE209	µg/kg TS		229			8	392,4	296	75	286	1040	109
Fluoranten	mg/kg TS		0,370			9	0,488	0,098	20	0,510	0,660	0,350
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS		0,150			9	0,163	0,028	17	0,160	0,200	0,130
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS		0,074			9	0,081	0,014	18	0,081	0,099	0,058
Bens(a)pyren	mg/kg TS		0,110			9	0,133	0,031	23	0,150	0,180	0,100
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS		0,084			9	0,109	0,025	23	0,100	0,160	0,084
Indeno (1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS		0,130			9	0,119	0,039	33	0,130	0,160	0,064
S:a PAH (6 st)	mg/kg TS		0,900			9	1,09	0,183	17	1,100	1,400	0,840
4-t-butylfenol	µg/kg TS		14			9	19,9	9,7	49	17	16	<10
4-t-oktylfenol	µg/kg TS		<350			9	336	252	75	280	910	5,00
iso-nonylfenol	µg/kg TS		1700			9	2247	806	36	2200	3600	720
4-nonylfenol	mg/kg TS		5,60			9	6,1	1,1	18	6,2	7,60	4,50
Bisfenol A	µg/kg TS		590			9	433	129	30	430	590	230
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS		13			9	14,4	5,6	39	13	23	5
PFOS	µg/kg TS		7,30			9	8,8	4,5	51	7,5	18,0	2,20
PFOA	µg/kg TS		0,28			9	0,42	0,09	22	0,45	0,57	0,28
Monobutyltenn	µg/kg TS		28			9	27,4	14	51	23	56	14
Dibutyltenn	µg/kg TS		27			9	32,0	10	31	32	50	17
Tributyltenn	µg/kg TS		1,9			9	2,8	1	26	2,9	4,1	1,8
Monooktyltenn	µg/kg TS		5,9			9	7,1	6	89	5,9	97	2,5
Dioktyltenn	µg/kg TS		9,0			9	11,0	6	54	11	230	3,1

\* Värdet är ett årsmedelvärde

Vid beräkning av medelvärden, standardavvikelse och procentuell standardavvikelse har halva <-värden använts samt outliers uteslutits

Outliers har inte heller tagits med vid beräkning av max- och minvärden



# Bilaga P

## Halter av metaller och organiska ämnen i rötat avvattnat slam (RS) från MBR-piloten

Ämne	Enhet	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Sep 2018	Nov 2018	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Jun 2019	Sep 2019	Okt 2019	Dec 2019	Feb 2020	n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
TS-halt	%	39,1	29,7	28,6	26,0	28,2	23,8	20,7	25,5	32,8	31,2	28,0	25,4	24,1	23,9	14	27,6	4,6	16,7	27,0	39,1	20,7
Glödrest	% av TS	30,6	28,0	26,2	27,5	23,5	24,6	29,6	30,6	33,5	29,1	21,6	21,4	19,5	20,4	14	26,2	4,4	16,7	26,9	33,5	19,50
Totalfosfor	% av TS	2,50	3,53	2,53	2,70	2,50	2,90	3,20	2,60	2,60	2,80	2,30	2,20	1,90	2,20	14	2,60	0,4	16,1	2,57	3,53	1,90
Antimon	mg/kg TS	1,00			0,87		0,92	0,26						1,10	0,97	6	0,85	0,3	35,3	0,95	1,00	0,26
Bly	mg/kg TS	11,0	22,3	9,2	9,8	15,0	15,0	2,3	11,0	13,0	17,0	14,0	12,0	14,0	13,0	14	12,8	4,5	35,0	13,0	22,3	2,30
Kadmium	mg/kg TS	0,50	0,11	0,48	0,56	0,63	0,64	0,11	0,53	0,59	0,64	0,64	0,55	0,62	0,65	14	0,52	0,2	34,9	0,58	0,64	0,11
Kobolt	mg/kg TS	4,20	5,91	4,35	6,00	3,70	4,80	1,60	7,00	6,90	7,70	5,40	3,40	3,90	4,10	14	4,93	1,7	33,7	4,57	7,70	1,60
Koppar	mg/kg TS	320	375	289	320	400	430	78	340	350	470	430	390	400	410	14	357	94,8	26,5	383	470	78
Krom	mg/kg TS	20,0	28,8	19,7	22,0	19,0	19,0	5,0	23,0	23,0	35,0	25,0	17,0	19,0	34,0	14	22,1	7,4	33,7	21,00	35,00	5,00
Kvicksilver	mg/kg TS	0,36	0,36	0,37	0,43	0,43	0,73	0,47	0,41	0,45	0,21	0,50	0,47	0,40	0,59	14	0,44	0,1	27,0	0,43	0,73	0,21
Molybden	mg/kg TS	4,60	5,41	4,55	5,40	4,30	6,40	1,10	6,00	6,20	6,50	6,00	6,10	5,10	6,80	14	5,32	1,4	27,1	5,70	6,50	1,10
Nickel	mg/kg TS	16,0	21,1	15,7	17,0	15,0	18,0	4,3	18,0	19,0	17,0	14,0	13,0	14,0	14,0	14	15,4	3,9	25,4	15,85	21,13	4,30
Zink	mg/kg TS	350	442	342	380	480	470	380	360	390	520	440	420	410	360	14	410	54,1	13,2	400	520	342

Ämne	Enhet	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Sep 2018	Nov 2018	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Jun 2019	Sep 2019	Okt 2019	Dec 2019	Feb 2020	n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
Silver	mg/kg TS	2,90	3,95		3,90	6,00	4,50	4,50	3,10	3,40	4,00	3,80	3,40	5,60	5,40	13	4,19	1,0	23,2	3,95	6,00	2,90
Tenn	mg/kg TS	8,10	6,69		5,90	1,30	2,80	1,60	9,90	14,00	8,10	1,30	0,84	0,73	1,10	13	4,80	4,3	89,6	2,80	14,00	0,73
Wolfram	mg/kg TS	5,30			2,80		2,10	1,30						0,41	4,50	5	3,20	1,7	52,0	2,10	5,30	1,30
Vismut	mg/kg TS	5,50	5,51		8,30	6,60	7,40	1,50	6,70	8,80	6,80	5,90	5,60		6,30	12	6,24	1,8	29,3	6,45	8,80	1,50
PCB 28	mg/kg TS	0,0010			0,0009		0,0027	0,0010						0,0015	0,0011	6	0,0014	0,0007	50	0,0011	0,0027	0,0009
PCB 52	mg/kg TS	0,0020			0,0018		0,0043	0,0021						0,0028	0,0019	6	0,0025	0,0010	39	0,0021	0,0043	0,0018
PCB 101	mg/kg TS	0,0020			0,0021		0,0048	0,0025						0,0027	0,0021	6	0,0027	0,0011	39	0,0023	0,0048	0,0020
PCB 118	mg/kg TS	0,0011			0,0012		0,0030	0,0014						0,0016	0,0009	6	0,0015	0,0008	49	0,0013	0,0030	0,0011
PCB 138	mg/kg TS	0,0027			0,0037		0,0050	0,0034						0,0034	0,0029	6	0,0035	0,0008	23	0,0034	0,0050	0,0027
PCB 153	mg/kg TS	0,0029			0,0036		0,0047	0,0035						0,0032	0,0029	6	0,0035	0,0007	19	0,0034	0,0047	0,0029
PCB 180	mg/kg TS	0,0013			0,0016		0,0022	0,0015						0,0013	0,0014	6	0,0016	0,0003	22	0,0015	0,0022	0,0013
S:a PCB, 7 st	mg/kg TS	0,0130			0,0150		0,0270	0,0150						0,0170	0,0130	6	0,0167	0,0053	32	0,0150	0,0270	0,0130
PBDE47	µg/kg TS	11,4			17,8		5,43	4,64						0,86	5,42	6	8,94	5,7	63	5,43	17,80	4,64
PBDE99	µg/kg TS	12,5			17,5		5,36	4,80						0,77	6,26	6	9,28	5,5	60	5,36	17,50	4,80
PBDE47+99	µg/kg TS	23,9			35,3		10,79	9,44						1,63	11,7	6	18,2	11	61	10,8	35,30	9,44

Ämne	Enhet	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Sep 2018	Nov 2018	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Jun 2019	Sep 2019	Okt 2019	Dec 2019	Feb 2020	n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
PBDE209	µg/kg TS	604			1450		478	149						33,7	192	6	575	525	91	478	1450	149
Fluoranten	mg/kg TS	0,320			0,220		0,280	0,480						0,370	0,300	6	0,328	0,089	27	0,310	0,480	0,220
Benso(b) fluoranten	mg/kg TS	0,110			0,072		0,098	0,170						0,110	0,100	6	0,110	0,033	30	0,105	0,170	0,072
Benso(k) fluoranten	mg/kg TS	0,047			0,040		0,041	0,087						0,054	0,054	6	0,054	0,017	32	0,051	0,087	0,040
Bens(a) pyren	mg/kg TS	0,068			0,057		0,065	0,140						0,110	0,087	6	0,088	0,032	36	0,078	0,140	0,057
Benso(ghi) perylene	mg/kg TS	0,130			0,075		0,064	0,072						0,063	0,065	6	0,078	0,026	33	0,069	0,130	0,063
Indeno (1,2,3-cd) pyren	mg/kg TS	0,052			0,040		0,053	0,120						0,081	0,086	6	0,072	0,030	41	0,067	0,120	0,040
S:a PAH, 6 st	mg/kg TS	0,720			0,500		0,600	1,100						0,790	0,690	6	0,733	0,206	28	0,705	1,100	0,500
4-t-butyl- fenol	µg/kg TS				27		11,0	<10						<10	<10	6	10,60	90	5	25	27	<10
4-t-oktyl- fenol	µg/kg TS	360			290		340	58,0						<10	140	6	238	132	56	290	360	58,0
iso-nonyl- fenol	µg/kg TS	1800			780		1100	280						310	480	6	792	584	74	630	1800	280
4-nonylfe- nol	mg/kg TS	3,4			2,7		4,4	3,0						3,0	1,9	6	3,07	0,8	27	3,0	4,4	1,9
Bisfenol A	µg/kg TS	82			250		160	180						27	290	6	192	81	42	160	290	82,0

Ämne	Enhet	Feb 2018	Mar 2018	Apr 2018	Maj 2018	Sep 2018	Nov 2018	Feb 2019	Mar 2019	Apr 2019	Jun 2019	Sep 2019	Okt 2019	Dec 2019	Feb 2020	n	MV	SD	% SD	Median	Max	Min
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS	4,9			15,0		5,5	3,5						7,5	8,4	6	7,5	4,1	55	6,5	15,0	3,5
PFOS	µg/kg TS	11,0			13,0		8,00	9,70						73,0	15,0	6	11,3	2,7	24	11,0	13,0	8,00
PFOA	µg/kg TS	0,65			0,79		0,60	0,72						0,60	0,46	6	0,64	0,1	18	0,63	0,79	0,46
Monobutyl tenn	µg/kg TS	6,9			14		31	37						6,3	14	6	18,2	12,8	70	14	37	6,3
Dibutyl tenn	µg/kg TS	7,9			22		18	27						7,7	18	6	16,8	7,7	46	18	27	7,7
Tributyl tenn	µg/kg TS	1,0			2,8		2,0	1,9						<1	1,40	6	1,68	0,7	41	1,65	2,8	1,0
Monooktyl tenn	µg/kg TS	1,7			3,3		18	19						1,6	3,60	6	2,55	1,0	41	3,30	19	1,6
Dioktyl tenn	µg/kg TS	2,4			7,5		14	14						2,5	5,20	6	7,60	5,3	70	6,35	14	2,4

Vid beräkning av medelvärden, standardavvikelse och procentuell standardavvikelse har halva <-värden använts samt outliers uteslutits  
Outliers har inte heller tagits med vid beräkning av max-, min- och medianvärden

# Bilaga Q

## Jämförelse av slamkvalitet i mesofilt och termofilt rötat slam (RS) från MBR-piloten

Ämne	Enhet	MV meso (n=8)*	SD meso	MV termo (n=6)**	SD termo	Term i % av meso
Torrsubstanshalt	%	28	5,4	28	3,8	100
Glödrest	% av TS	28	2,7	24	5,7	88
Totalfosfor	% av TS	2,8	0,38	2,3	0,32	83
Antimon	mg/kg TS	0,76	0,34	1,0	0,092	136
Bly	mg/kg TS	12	5,8	14	1,7	116
Kadmium	mg/kg TS	0,45	0,21	0,62	0,04	138
Kobolt	mg/kg TS	4,7	1,7	5,2	1,8	111
Koppar	mg/kg TS	319	108	408	40	128
Krom	mg/kg TS	20	6,7	26	7,5	130
Kvicksilver	mg/kg TS	0,45	0,12	0,44	0,13	98
Molybden	mg/kg TS	4,7	1,6	6,1	0,58	130
Nickel	mg/kg TS	16	5,0	15	2,3	97
Zink	mg/kg TS	401	55,2	423	55	106
Silver	mg/kg TS	4,1	1,0	4,3	1,0	104
Tenn	mg/kg TS	5,2	3,3	4,3	5,5	84
Wolfram	mg/kg TS	2,9	1,7	4,5	-	157
Vismut	mg/kg TS	5,9	2,2	6,7	1,3	113

Ämne	Enhet	MV meso (n=4)*	SD meso	MV termo (n=2)**	SD termo	Term i % av meso
PCB 28	mg/kg TS	0,0014	0,0009	0,0013	0,0003	93
PCB 52	mg/kg TS	0,0026	0,0012	0,0024	0,0006	92
PCB 101	mg/kg TS	0,0029	0,0013	0,0024	0,0004	84
PCB 118	mg/kg TS	0,0017	0,0009	0,0013	0,0005	76
PCB 138	mg/kg TS	0,0037	0,0010	0,0032	0,0004	85
PCB 153	mg/kg TS	0,0037	0,0008	0,0031	0,0002	83
PCB 180	mg/kg TS	0,0017	0,0004	0,0014	0,0001	82
S:a PCB (7 st)	mg/kg TS	0,0175	0,0064	0,0150	0,0028	86
PBDE47	µg/kg TS	9,8	6,1	5,4	-	55
PBDE99	µg/kg TS	10	6,1	6,3	-	62
PBDE47+99	µg/kg TS	20	12	12	-	59
PBDE209	µg/kg TS	670	554	192	-	29
Fluoranten	mg/kg TS	0,33	0,11	0,34	0,049	103
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0,113	0,041	0,105	0,007	93
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0,054	0,022	0,054	0,000	100
Bens(a)pyren	mg/kg TS	0,083	0,039	0,099	0,016	119
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,085	0,030	0,064	0,001	75
Indeno (1,2,3-cd) pyren	mg/kg TS	0,066	0,036	0,084	0,004	126
S:a PAH (6 st)	mg/kg TS	0,730	0,263	0,740	0,071	101
4-t-butylfenol	µg/kg TS	14	11	<10	-	<70
4-t-oktylfenol	µg/kg TS	262	139	140	-	53
iso-nonylfenol	µg/kg TS	990	637	395	120	40
4-nonylfenol	mg/kg TS	3,4	0,74	2,5	0,78	73
Bisfenol A	µg/kg TS	168	69	290	-	173
Di-2-etylhexylftalat	mg/kg TS	7,2	5,3	8,0	0,64	110
PFOS	µg/kg TS	10	2,1	15	-	144
PFOA	µg/kg TS	0,69	0,08	0,53	0,10	77
Monobutyltenn	µg/kg TS	22	14	10	5,4	46
Dibutyltenn	µg/kg TS	19	8,1	13	7,3	69
Tributyltenn	µg/kg TS	1,9	0,74	1,0	0,64	49
Monooktyltenn	µg/kg TS	2,5	1,1	2,6	1,4	104
Dioktyltenn	µg/kg TS	9,5	5,6	3,9	1,9	41

\*För Ag, Sn och Bi finns 7 mätvärden, för Sb och W finns 4 mätvärden.

\*\* För Bi finns 5 mätvärden, för Sb finns 2 och för W endast 1 värde. När endast ett mätvärde finns har standardavvikelsen markerats med -.

\*För 4-t-butylfenol finns 3 mätvärden och för monooktyltenn finns 2 värden.

\*\* Endast ett mätvärde finns för alla ämnen som har markerats med - i kolumnen för standardavvikelse.

# Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling  
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL [svensktvatten@svensktvatten.se](mailto:svensktvatten@svensktvatten.se)

[www.svensktvatten.se](http://www.svensktvatten.se)