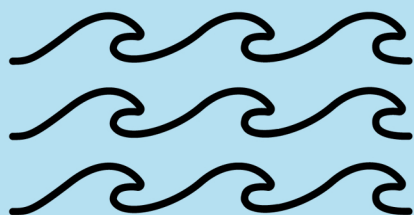
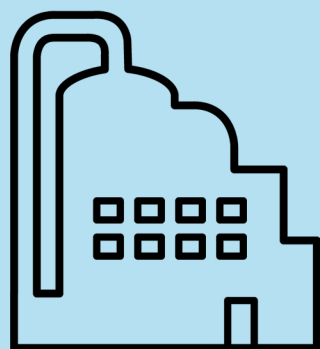


Ozonering för nedbrytning av organiska mikroföroreningar

Pilottester i södra Sverige



Maja Ekblad

Michael Cimbritz

Filip Nilsson

Gustaf Ernst

Haitham El-taliawy

Susanne Tumlin

Kai Bester

Marinette Hagman

Ann Mattsson

Lena Blom

Liselotte Stålhandske

Jes la Cour Jansen

Förord

Projektet *Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten* (RESVAV) startades sommaren 2014 och är formulerat som ett treårigt projekt. Den första fasen omfattar pilotförsök med ozon vid ett antal avloppsreningsverk i södra och sydvästra Sverige. Föreliggande rapport sammanfattar det första årets aktiviteter, vilket i princip motsvarar arbete utfört under 2014 och början av 2015. Resultat från valda delar av projektet kommer att fördjupas i vetenskapliga artiklar.

Projektet ingår i den regeringssatsning på avancerad rening av avloppsvatten som finansieras genom Havs- och vattenmyndigheten, anslaget 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö.

Författarna vill framföra ett stort tack till anläggningsägare, driftpersonal och andra som varit inblandade i de försök som utförts, särskilt hos de VA-organisationer som inte ingår i projektgruppen. Tack även till Christian Abegglen (VSA) och Norbert Jardin (Ruhrverband) för värdefulla insatser.

Från projektgruppen, vilken beskrivs i rapporten, har följande personer på olika sätt medverkat under projektets första fas:

Projektets styrgrupp:

Jes la Cour Jansen, LTH (Ordförande)

Marinette Hagman, NSVA

Ann Mattsson, Gryaab

Lena Blom, Kretslopp och Vatten, Göteborg Stad

Henrik Aspegren, VA SYD

Adjungerade:

Michael Cimbritz, LTH

Projektledare:

Michael Cimbritz, LTH

Projektgrupp:

Maja Ekblad, LTH

Karin Jönsson, LTH

Gustaf Ernst, Gryaab

Susanne Tumlin, Gryaab

Nicklas Paxeus, Gryaab

Filip Nilsson, Primozone Production AB

Jürgen Bischhaus, Primozone Production AB

Kai Bester, Aarhus Universitet

Haitham El-taliawy, Aarhus Universitet

Internationell referensgrupp:

Christian Abegglen, VSA

Norbert Jardin, Ruhrverband

Sammanfattning

Under senare år har läkemedelsrester i avloppsvatten uppmärksamats allt mer, även om inga läkemedel ingår bland de prioriterade substanser som tagits upp på Ramdirektivets lista. Ett antal internationella forskningsprogram har visat att läkemedel återfinns i den akvatiska miljön och att utsläpp av renat avloppsvatten är en betydande tillförselväg. Allt fler studier visar också att läkemedlen kan ge upphov till oönskade biologiska effekter i de akvatiska miljöerna.

Föreliggande rapport utgör en sammanfattande beskrivning av det arbete som under 2014 och början av 2015 utförts inom ramen för projektet *Rening av svårnedbrytbara föroreningar från avloppsvatten (RESVAV)*. Projektet är ett av flera projekt som under sommaren 2014 beviljades medel från Havs- och vattenmyndigheten, genom anslaget 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljö*, i syfte i att rena avloppsvatten från läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara organiska föroreningar.

Projektets mål är utveckling av reningsprocesser avsedda för reduktion av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara organiska föroreningar som inte effektivt kan reduceras i reningsverken. Detta innebär etablering av riktlinjer och dimensioneringskriterier för drift och utbyggnad av olika typer av svenska avloppsreningsverk.

Syftet med arbetet i det första delprojektet, som redovisas i denna rapport, är att studera och beskriva avskiljning av ett antal läkemedel, hormoner och biocider med hjälp av ozonering av utgående avloppsvatten från 11 sydsvenska reningsverk.

Inom ramen för det första delprojektet inleds även ett arbete med att beskriva rimliga utgångspunkter för införande av avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk. Några av dessa utgångspunkter är gällande, och varierande, reningskrav (ofta med högt ställda krav på fosforrening), ambitioner om återföring av fosfor till åkermark och de olika processkonfigurationer som finns vid landets reningsverk.

De första anläggningarna för reduktion av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara organiska ämnen är i drift och finns framför allt i Schweiz och Tyskland. Genom att ta del av erfarenheter från dessa anläggningar kan värdefulla kunskaper överföras till Sverige. En beskrivning av hur olika processkonfigurationer bäst kan kompletteras med det som ibland benämns som avancerad rening, och i de flesta fall avser olika tillämpningar baserade på aktivt kol eller ozon, utgör inte bara en förberedelse för nya krav utan också en förutsättning för framtida bedömningar av vilka reningsinsatser som kan uppnås till vilka kostnader. Inom ramen för detta delprojekt har en sådan beskrivning initierats.

Av de totalt 61 substanser som analyserades var det 42 läkemedelsklassade substanser, 4 hormoner och 15 biocider. Av läkemedlen reducerades 20 med minst 80 % vid en ozondos på 7 g O₃/m³. För biociderna var det 10 substanser som uppvisade motsvarande reduktion. Kontrastmedia, som används vid röntgen, reducerades inte i högre utsträckning (mindre än 50 % reduktion) och beta-blockerare reducerades endast vid de högsta ozondoserna.

Summary

The interest for pharmaceutical residues in waste water has increased over the last years even though none of the substances are on the list of prioritized compounds put up by the European Union. A number of international research programs have shown that these pharmaceuticals are found in the aquatic environment and that the release of treated waste water is a considerable contributor. An increasing number of studies show that these substances may give rise to undesirable biological effects in the aquatic environment.

This report is a conclusive description of the work carried out during 2014 and the early 2015 within the scope of the project *Rening av svårnedbrytbara föroreningar från avloppsvatten (RESVAV)*. The project is one of many that were granted funding from the Swedish Agency for Marine and Water Management, through the allocation 1:12 *Åtgärder för havs- och vattenmiljö*, for the purpose of treating wastewater from pharmaceutical residues and other persistent organic pollutants.

The aim of this project is development of treatment processes intended for reduction of pharmaceutical residues and other persistent organic pollutants which cannot be effectively reduced in a traditional waste water treatment plant. This means establishing guidelines and dimensioning criteria for operation and expansion of different types of Swedish wastewater treatment plants.

The purpose of the first subproject, described in this report, is to study and describe removal of a number of pharmaceuticals, hormones and biocides through ozonation of effluent water from 11 wastewater treatment plants in southern Sweden.

Describing reasonable starting points for the introduction of advanced treatment methods at Swedish treatment plants also lies within the scope of the first subproject. Some of these starting points are the current, and varying, treatment requirements (often with high requirements on phosphorus treatment), aspirations on recycling of phosphorus to arable land and the various process configurations used at wastewater treatment plants across the country.

The first plants for removal of pharmaceutical residues and other persistent organic compounds are in operation and can mainly be found in Switzerland and Germany. By partaking in the experiences of these plants valuable knowledge can be transferred to Sweden. A description of how different process configurations can best be complemented by what is sometimes called advanced treatment, and in most cases refers to different implementations based on activated carbon or ozone, is not only a preparation for new requirements, but also a prerequisite for future assessments of what purification efforts can be achieved at what cost. Such description has been initiated within the scope of this subproject.

Of the 61 analyzed substances there were 42 pharmaceuticals, 4 hormones and 15 biocides. 20 of the pharmaceuticals were reduced by at least 80% at a dose of 7 g O₃/m³. Of the biocides 10 substances showed a corresponding reduction. X-ray contrast media was not reduced to a greater extent (less than 50% reduction) and beta-blockers were only reduced at the higher doses of ozone.

Innehåll

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte	2
2	Projektbeskrivning.....	3
2.1	Deltagande organisationer	3
2.2	Delprojekt "avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk"	4
2.3	Delprojekt screening.....	4
2.4	Delprojekt Ryaverket.....	4
3	Avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk.....	5
3.1	Förutsättningar i Sverige	5
3.1.1	Möjligheter till återförsl av slam och framtida reningskrav	6
3.1.2	Anläggningsutformningar i Sverige	8
3.2	Aktuella tekniker	9
3.2.1	Pulveriserat aktivt kol	9
3.2.2	Granulärt aktivt kol.....	10
3.2.3	Ozon	10
3.2.4	Ozon + biofilm.....	12
4	Försöks- och analysmetodik.....	13
4.1	Ozonering – delprojekt screening	13
4.1.1	Provtagningsmetodik.....	15
4.2	Ozonering – delprojekt Ryaverket	15
4.2.1	Beskrivning av Ozonias pilotanläggning.....	15
4.2.2	Provtagningsmetodik.....	19
4.3	Analysmetodik.....	19
4.3.1	Analysmetodik vid Aarhus Universitet.....	19
4.3.2	Läkemedel analyserade av IVL	21
4.4	Standardanalyser	22
5	Beskrivning av försöksplatserna.....	23
5.1	Delprojekt screening.....	23
5.1.1	Sternö avloppsreningsverk	23
5.1.2	Ystads avloppsreningsverk	23
5.1.3	Nyvångsverket i Åstorp.....	24
5.1.4	Torekovs avloppsreningsverk.....	24
5.1.5	Sjölunda avloppsreningsverk	24
5.1.6	Källby avloppsreningsverk.....	24

5.1.7	Ellinge avloppsreningsverk.....	24
5.1.8	Kävlinge avloppsreningsverk.....	25
5.1.9	Svedala avloppsreningsverk.....	25
5.1.10	Halmstads avloppsreningsverk.....	25
5.1.11	Sammanfattning av verkens proceskonfigurationer	25
5.2	Delprojekt Ryaverket.....	26
5.2.1	Reningsprocess.....	26
5.2.2	Flödessituation	26
6	Resultat	29
6.1	Halter och procentuell reduktion	29
6.2	Utgående halter.....	30
6.2.1	Screening.....	30
6.2.2	Ryaverket.....	31
6.3	Reduktion – Läkemedel	37
6.3.1	Screening.....	37
6.3.2	Ryaverket.....	42
6.4	Reduktion – Biocider	48
6.4.1	Screening.....	48
6.4.2	Ryaverket.....	49
6.5	Reduktion – Hormoner	50
6.5.1	Screening.....	50
6.5.2	Ryaverket.....	50
7	Sammanfattning	51
8	Referenser.....	53
9	Bilagor.....	55

1 Inledning

Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) innebär att nya krav på avloppsvattenrening kan förväntas för ett antal prioriterade ämnen. Till dessa krav kan läggas önskemål och förväntningar om reduktion av andra svårnedbrytbara ämnen, så som vissa läkemedel och hormoner, vilka misstänks orsaka problem i våra recipienter. Våra reningsverk är inte konstruerade för vare sig nedbrytning eller avskiljning av exempelvis läkemedelsrester varför effektiv reduktion av dessa ämnen förutsätter kompletterande reningsmetoder, vilket bland annat uppmärksammas inom ramen för det regeringsuppdrag som redovisats i rapporten Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen (Naturvårdsverket, 2008).

Under senare år har just läkemedelsrester i avloppsvatten uppmärksammas allt mer även om inga läkemedel ingår bland Ramdirektivets prioriterade substanser. Ett antal internationella forskningsprogram har visat att läkemedel finns i den akvatiska miljön och att utsläpp av renat avloppsvatten är en viktig tillförselväg. Allt fler studier visar också att läkemedlen kan ge upphov till oönskade biologiska effekter.

Naturvårdsverket har i flera övervakningsprogram undersökt halterna av läkemedel i olika matriser i miljön (se Andersson *m.fl.*, 2006, Woldegiorgis *m.fl.*, 2007 och Fick *m.fl.*, 2011). Flera undersökningar av läkemedel i avloppsvatten från sjukhus har också gjorts, se t.ex. Helmfriid och Eriksson (2010).

Ramdirektivet för vatten kommer att utökas med nya substanser och när detta projekt startade fanns tre läkemedelssubstanser/hormoner på bevakningslistan (2013/39/EU); diklofenak (smärtstillande), östradiol (könshormon) och etinylöstradiol (kvinnligt könshormon). Under projektets gång har ytterligare ämnen lagts till listan, varav en läkemedelsgrupp, makrolida antibiotika, bestående av tre substanser, erytromycin, klaritromycin och azitromycin (2015/495/EU).

Reduktionsnivåerna för olika mikroföroreningar hänger samman med avloppsreningsverkens processkonfiguration och därmed också med deras geografiska placering. I norr är reningen begränsad till reduktion av syreförbrukande material och fosfor, medan reningsverken i söder ofta är utformade för långtgående kväverening. För Sveriges del är det en utmaning att utreda de befintliga verkens förmåga att avlägsna läkemedel och vilka kompletterade reningsmetoder som passar till reningsverk med olika reningsprocesser.

Frågan om avancerad rening för reduktion och avskiljning av olika svårnedbrytbara substanser har även uppmärksammas internationellt. I Schweiz har omfattande utredningar genomförts för att identifiera behov och möjligheter för utökad rening vid landets reningsverk. Detta arbete beskrivs ingående i rapporten *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen* (Abegglen & Siegrist, 2012). Två processer framhålls som tillräckligt utvecklade för att kunna implementeras i full skala på kommunala avloppsreningsverk: pulveriserat aktivt kol (Powdered Activated Carbon, PAC) och ozonering. Pilotundersökningar har genomförts för att utvärdera reningsgrader, bygga upp driftserfarenhet och skapa dimensioneringsunderlag. Beslut om storskalig utbyggnad har även fattats (Joss *m.fl.*, 2014). Det finns idag ett antal fullskaleanläggningar i drift i Europa, bland annat i Schweiz och Tyskland.

Svårnedbrytbara organiska föroreningar i utgående vatten från avloppsreningsverk utgör ett brett spektrum av ämnen. Halterna är låga vilket ställer höga krav på analysarbetet. Effekterna av dessa ämnen är samtidigt mycket komplexa och det kan även handla om samverkan mellan olika ämnen. Ekotoxikologiska studier utgör därför en viktig del av bedömningen av olika reningsmetoders effektivitet. Reduktion av läkemedelsrester med olika tekniker har studerats inom ramen för ett flerårigt projekt vid Stockholm Vatten (Wahlberg *m.fl.*, 2012). Resultaten från detta projekt och den inledande fasen av det pågående projektet MistraPharma sammanfattas i en rapport där ozonering och aktivt kol bedöms som de mest realistiska alternativen för tillämpningar i stor skala vid våra avloppsreningsverk (Hörsing *m.fl.*, 2014).

Föreliggande rapport utgör en sammanfattande beskrivning av det arbete som under 2014 och början av 2015 utförts inom ramen för projektet *Rening av svårnedbrytbara föroreningar från avloppsvatten (RESVAV)*. Projektet är ett av flera projekt som under sommaren 2014 beviljades medel från Havs- och vattenmyndigheten, genom anslaget 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö, i syfte i att rena avloppsvatten från läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara föroreningar. I skrivande stund har medel för år 2015 beviljats och fortsatta försök planeras.

1.1 Syfte

Projektets mål är utveckling av reningsprocesser avsedda för reduktion av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara föroreningar som inte effektivt kan reduceras i reningsverken. Detta innebär etablering av riktlinjer och dimensioneringskriterier för drift och utbyggnad av olika typer av svenska avloppsreningsverk.

Syftet med arbetet i det första delprojektet, som redovisas i denna rapport, är att studera och beskriva avskiljning av ett antal läkemedel, hormoner och biocider vid ozonering av utgående avloppsvatten från sydsvenska reningsverk.

Inom ramen för det första delprojektet inleds även ett arbete med att beskriva rimliga utgångspunkter för införande av avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk.

2 Projektbeskrivning

Projektet *Reduktion av svårnedbrytbara föroreningar i avloppsvatten* är ursprungligen formulerat som ett flerårigt projekt uppdelat i fyra faser. Den första fasen omfattar försök med ozonering och beskrivs i denna rapport. Kommande faser omfattar fortsatta försök med ozon och aktivt kol. Till detta kommer framtagande av dimensioneringskriterier och kostnadsuppskattningar för svenska reningsverk.

Nedan beskrivs de deltagande organisationerna och deras funktioner i korthet. Därefter ges en sammanfattande beskrivning av de tre delarna, *Delprojekt avancerad rening vid svenska reningsverk*, *Delprojekt screening* och *Delprojekt Ryaverket*, vilka tillsammans utgör projektets första fas.

2.1 Deltagande organisationer

Gryaab svarar för avloppsvattenreningen i Göteborgsregionen och medverkar i projektets styr- och teknikgrupp. Genom Gryaab upplåts även Ryaverket för pilotförsök.

NSVA (Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp) är ett interkommunalt VA-bolag i nordvästra Skåne. Från NSVA finns representanter i projektets styr- och teknikgrupp. Genom NSVA upplåts flera avloppsreningsanläggningar i Helsingborgsregionen för pilotförsök.

VA SYD är ett kommunalförbund som verkar i Sydvästra Skåne. VA SYD är representerade i projektets styr- och teknikgrupp. Genom VA SYD upplåts avloppsreningsverk i Malmöregionen för pilotförsök.

SWR (Sweden Water Research) är ett forskningsbolag ägt av VA SYD, NSVA och Sydvatten. Bolaget fungerar som projektägare.

VA-teknik vid Lunds Tekniska Högskola (LTH) utgör en forskargrupp vid institutionen för Kemiteknik och återfinns i projektets styrgrupp. Vid LTH genomförs ett antal standardanalyser och genom gruppen finns en processingenjör knuten till projektet.

Kretslopp och vatten, Göteborg Stad ansvarar för att tillgodose behovet av en säker, effektiv och miljömässig vattenförsörjning och avloppshantering, samt se till att hushållsavfall hanteras på ett effektivt och miljömässigt sätt. De är med i projektets styrgrupp och ansvarar även för samordning av projektets kommunikation.

SWECO är ett konsultbolag med verksamhet inom bland annat VA-teknik. Under projektets första fas är projektledningen förlagd till SWECO.

Aarhus Universitet medverkar i projektarbetet och genomför analyser av läkemedel, hormoner och biocider.

Primozone Production AB utvecklar och tillverkar utrustning för ozonering. Företaget tillhandahåller ozonutrustning för ett flertal av försöken i projektet.

2.2 Delprojekt "avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk"

Utveckling av reningsprocesser för reduktion av svårnedbrytbara ämnen innebär i praktiken etablering av riktlinjer och dimensioneringskriterier för utbyggnad av olika typer av avloppsreningsverk. De första anläggningarna för reduktion av läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara ämnen är i drift och finns framför allt i Schweiz och Tyskland. Genom att ta del av erfarenheter från dessa anläggningar kan värdefulla kunskaper överföras till Sverige. En beskrivning av hur olika processkonfigurationer bäst kan kompletteras med det som ibland benämns som avancerad rening, och i de flesta fall avser olika tillämpningar baserade på aktivt kol eller ozon, utgör inte bara en förberedelse för nya krav utan också en förutsättning för framtida bedömningar av vilka reningsinsatser som kan uppnås till vilka kostnader. Inom ramen för detta delprojekt har en sådan beskrivning initierats.

2.3 Delprojekt screening

Primozone Production AB har inom ramen för ett annat projekt, finansierat av Tillväxtverket, genomfört korttidsförsök vid 10 olika avloppsreningsverk i södra Sverige. Vid dessa försök ozonerades utgående avloppsvatten med olika doser. Proverna skickades sedan till IVL för analys av 24 utvalda läkemedel. Reningsverken betalar endast en mindre summa för deltagande och analys. Detta projekt har köpt fem av platserna och försök har genomförts vid anläggningar inom VA SYD och NSVA.

Vid åtta av de tio anläggningarna tas dessutom prover ut för analys av biocider och hormoner. Dessa prover analyseras vid Aarhus universitet.

Avtal om utbyte av data har ingåtts med Primozone Production AB.

2.4 Delprojekt Ryaverket

Vid Ryaverket har under hösten 2014 pilotförsök med ozonering av utgående vatten genomförts. För dessa försök hyrdes utrustning från det schweiziska företaget Ozonia. Prover genomfördes vid olika flödesförhållanden på reningsverket.

Alla prover analyserades vid Aarhus universitet. Detta betyder att samma hormoner och biocider analyserades i prover från Ryaverket som från de reningsverk som ingick i delprojekt Screening. De läkemedel som analyserades vid Aarhus universitet är något fler men motsvarar i stort sett de som analyseras vid IVL.

Detaljerade uppgifter om analyserade substanser redovisas i metodkapitlet.

3 Avancerad rening vid svenska avloppsreningsverk

Följande avsnitt är resultatet av ett internationellt erfarenhetsutbyte där olika processkonfigurationer och möjligheter för avancerad rening i Sverige diskuterats. Slutsatserna utgör en grund för projektets fortsatta arbete.

3.1 Förutsättningar i Sverige

Om det bestäms att rening av avloppsvatten med avseende på mikroföroreningar bör införas i Sverige är svaren på hur, var och i vilken omfattning beroende på följande frågeställningar:

- Vad är målet med reningen?
- Vilka tekniska förutsättningar finns på det aktuella reningsverket?
- Vad är samhället berett att betala i form av pengar och miljöbelastning?

Första och tredje frågan är fortfarande obesvarade för svenska förhållanden. Nedan diskuteras möjliga mål samt konsekvenser i form av kostnader samt miljöbelastning.

Att skydda dricksvattnet var initialt avgörande för en stor del av insatserna i Tyskland och Schweiz. Våren 2014 tog den Schweiziska regeringen ett beslut om att ca 100 av de 700 reningsverken i landet ska uppgraderas under en 20-årsperiod. Målet är att varje avloppsreningsverk som uppgraderas ska reducera minst 80 % av inkommande mikroföroreningar. Detta kontrolleras genom analys av ett mindre antal utvalda substanser. Rening vid avloppsreningsverket utgör en extra barriär som dessutom skyddar vattenmiljön. I Schweiz var råvattentäkt nedströms ett av flera kriterier för att avgöra om insatser behövs; rening ska införas om mer än 10 % av råvattnet utgörs av avloppsvatten (Eggen *m.fl.*, 2014). Motsvarande kriterium i Sverige skulle endast medföra avancerad rening vid ett fåtal avloppsreningsverk.

Att skydda vattenmiljön är ett annat skäl att införa rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk. Här ger Ramdirektivet för vatten ledning till vad som ska uppnås i recipienten, främst i form av miljökvalitetsnormer. Dock finns ännu inga kriterier för några läkemedel. Vilka koncentrationer som ska uppnås är oklart och beror på vilka organismer som ska skyddas och från vad, vilken säkerhetsmarginal som eftersträvas och hur man tror att organismerna och ekosystemen påverkas av flera ämnen samtidigt ("cocktail-effekten"). Risknivåer som bedöms i sötvatten brukar ofta sänkas för havsvatten för att ta hänsyn till de marina ekosystemens högre känslighet (Klok *m.fl.*, 2012). Med målet att skydda vattenmiljön från risker vid specifika koncentrationer i vattenmiljön så blir behovet av rening starkt beroende av utspädningen vid respektive vattenförekommst.

Försiktighetsprincipen är en av de allmänna hänsynsregler som tas upp i 2 kap. 3 § i miljöbalken (SFS 1998:808). Texten skulle kunna tolkas som att allt som inte är naturligt och som går att ta bort vid ett avloppsreningsverk ska tas bort för säkerhets skull, oavsett påvisad effekt i vattenmiljön. En så hård tolkning är i princip omöjlig att följa varför insatsernas belastning i form av åtgång av energi och kemikalier, växthuseffekt, arbetsmiljörisker etc. istället bör vägas mot nyttan. Detta är i enlighet med skälighetsregeln, miljöbalken 2 kap. 7 § (SFS 1998:808) som säger att kraven som ställs i de allmänna hänsynsreglerna inte ska vara orimliga att uppfylla i förhållande till miljö- och hälsonyttan. Med det här målet är det logiskt att de resurseffektivaste insatserna görs vid de största punktkällorna, d.v.s. vid de största reningsverken oavsett den lokala recipientens känslighet eller utspädning.

Det är alltså viktigt att veta vad som ska åstadkommas innan man börjar införa avancerad rening i full skala. Beroende på målsättning kan det vara mindre reningsverk i inlandet eller stora reningsverk på kusten som bör införa rening. Vi vet idag inte vilka målen kommer att vara, och kanske går det inte att veta det utan att uppskatta vad de olika målen får för konsekvenser i form av miljöbelastning, arbetsmiljörisker, kostnader etc.

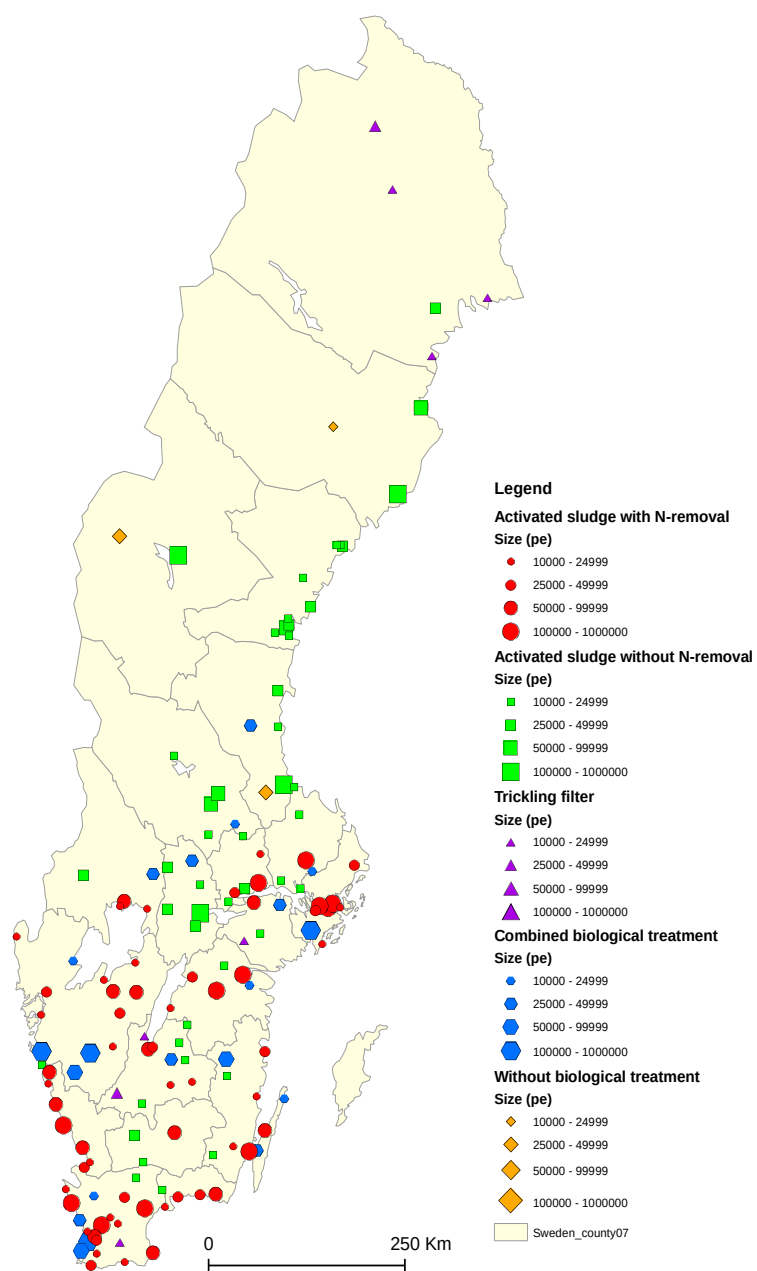
I det fortsatta arbetet bör följande punkter beaktas:

- Kända tekniker bör testas och implementering av de tekniker som fungerar bäst på svenska reningsverk beskrivas. Testerna bör fokusera på aspekter av teknikerna som inte redan är kända och/eller som är unika för de svenska förutsättningarna
- Teknikerna bör testas inom hela deras spann för avskiljning, d.v.s. från hög reningsgrad (även om kostnad och miljöbelastning är hög) till låg reningsgrad (med lägre kostnad och miljöbelastning även om reningsgraden är sämre)
- En strukturerad diskussion med beslutsfattare om vilka mål som bör gälla i Sverige och vad dessa får för konsekvenser bör påbörjas

3.1.1 Möjligheter till återförsel av slam och framtida reningskrav

Det finns idag en ambition om att slam från kommunala avloppsreningsverk ska ingå i kretsloppet mellan stad och landsbygd och därför återföras till åkermark. Mängden slam som återförs till jordbruksmark ökar utgör nu mer än en fjärdedel av slammängden. I Schweiz sprids inget slam på jordbruksmark. I Tyskland går en viss del slam till åkermark, men det finns ett politiskt beslut på att användningen ska fasas ut. Hur Sveriges syn på återförande av slam till åkermark utvecklas framöver är svårt att förutspå. Processer som föreslås för svenska avloppsreningsverk bör inte försämra förutsättningarna för användning av slam i kretslopp.

Reningskraven i Sverige för övriga parametrar, så som kväve (N) och fosfor (P), påverkar vilka reningsmetoder som kan användas. Det är vanligt med fosforkrav på 0,3 mg P/L, vilket innebär att processen omfattar kemisk fällning, i en del fall som komplement till biologisk fosforrening, samt någon form av slutsteg för långtgående partikelavskiljning. I befintliga anläggningar är sandfilter vanligast men skivfilter och flotation förekommer. I skrivande stund pågår diskussioner om skärpta fosforkrav (0,1-0,2 mg/L). Kvävekrav för större avloppsreningsverk är 10 mg N/L på årsbasis. Det finns också svenska reningsverk utan krav på kväverening (Figur 3.1). Dessa återfinns i södra inlandet samt norr om Norrtälje. Det är däremot troligt att reningsverken i södra inlandet kan komma att behöva införa kväverening framöver. Det antogs att Baltic Sea Action Plan (HELCOM, 2007) skulle innebära ytterligare krav på kväverening men så har inte blivit fallet. Nivåerna 8 och 5 mg N/L nämns vid omprövning av villkor men beror då ofta på lokala förutsättningar snarare än generella krav. För BOD är kravet 10 mg BOD/L men ibland lägre på grund av lokala förutsättningar. Det är därför av största vikt att metoderna som analyseras inom projektet inte påverkar avloppsreningsverkens möjlighet att uppnå de specifika reningskrav som ställts eller kommer att ställas.



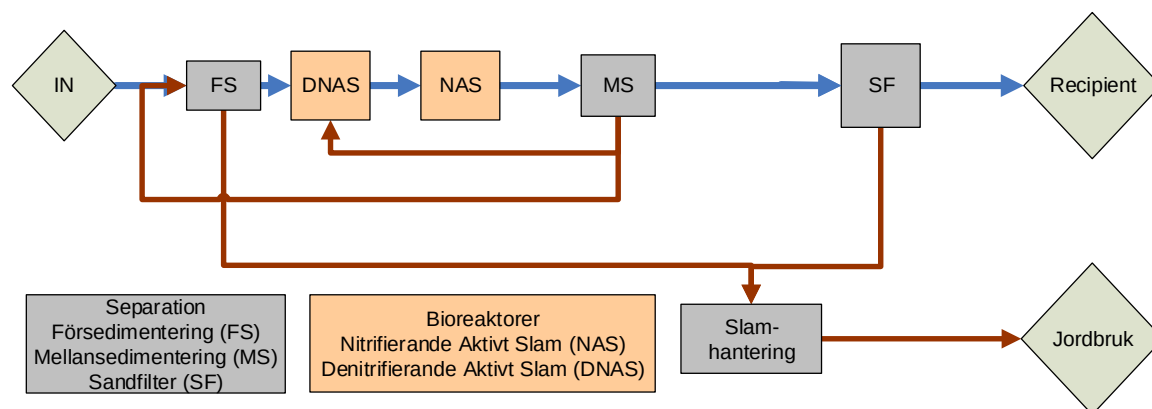
Figur 3.1 Geografisk fördelning av avloppsreningsverk, >10 000 pe, som använder sig av de vanligaste teknikerna för biologisk rening (Falås, 2012)

3.1.2 Anläggningsutformningar i Sverige

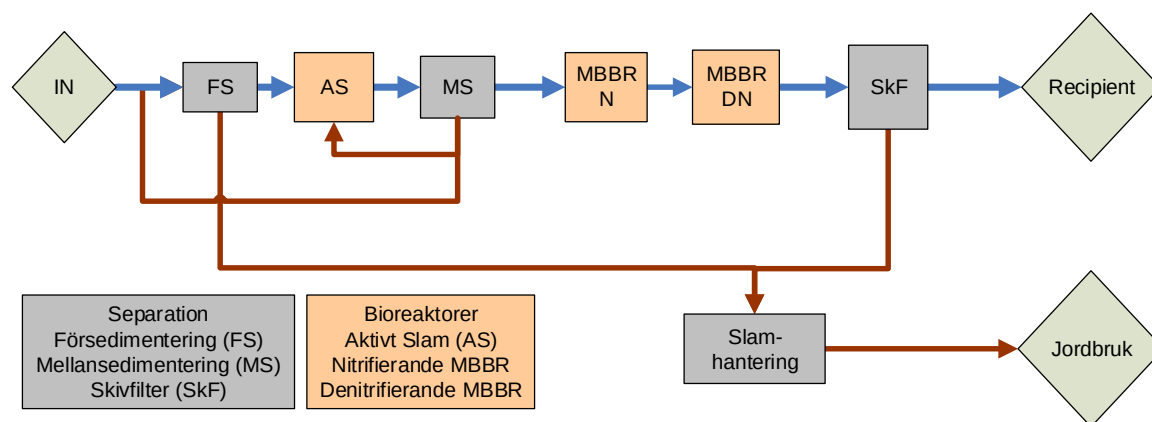
Den fortsatta beskrivningen baseras på två, för Sverige, typiska utformningar av avloppsreningsverk.

Den ena varianten är en lågbelastad aktivslamprocess med nitrifikation och denitrifikation i aktivslamsteget (Figur 3.2). Partikelavskiljning till låg nivå antas ske i sandfilter. Varianter med efterfällning och slutsedimentering eller diskuteras också.

Den andra varianten är högbelastade aktivslamsteg med kväverening i biofilmsprocesser (Figur 3.3). Exempel på sådana anläggningar i Sverige är Ryaverket i Göteborg och Sjölundaverket i Malmö. Motsvarande anläggningar med högbelastade aktivslamsteg men utan kväverening är vanliga norr om Norrtälje.



Figur 3.2 Förenklat grundutförande för svenska ARV med aktivslamprocess med (eller utan) biologisk kväverening



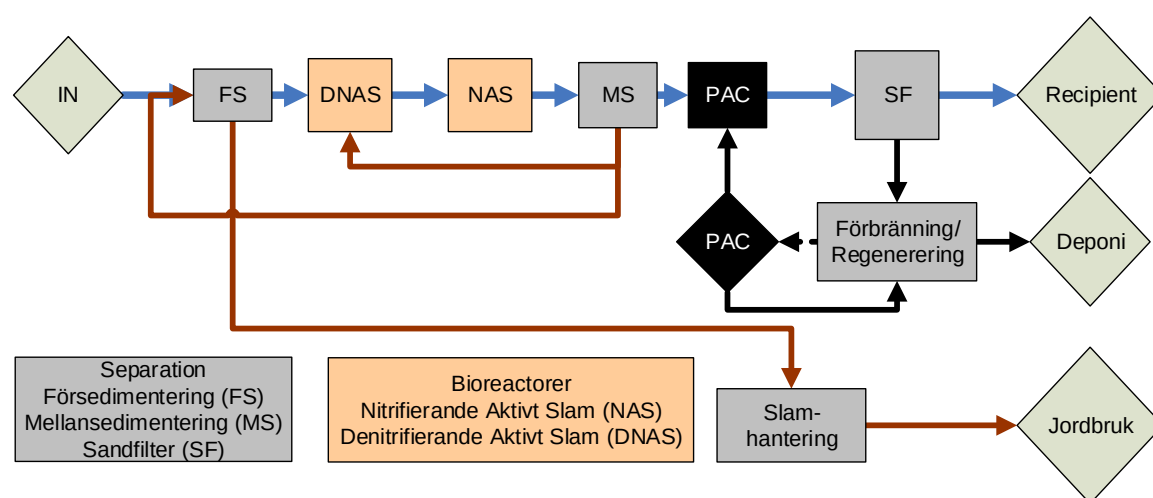
Figur 3.3 Förenklat grundutförande för svenska ARV med biofilmsprocesser för hela eller delar av kvävereningen

3.2 Aktuella tekniker

De tekniker som bedöms vara aktuella som tillkommande steg för avancerad rening är pulveriserat aktivt kol, granulerat aktivt kol och ozon.

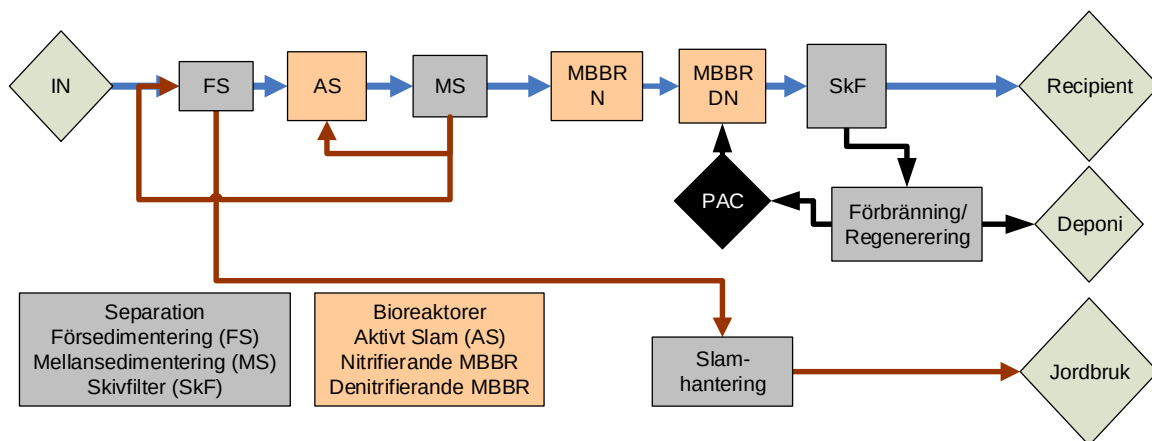
3.2.1 Pulveriserat aktivt kol

Ett reningsalternativ är pulveriserat aktivt kol (PAC). I Tyskland och Schweiz doseras PAC vanligen så att det förr eller senare integreras i slammet. För svenska förhållanden strider detta mot ambitionen att återföra slam till jordbruket. PAC bör därför doseras i ett separat steg efter aktivslamsteget (exemplifierat i Figur 3.4). PAC-slammet avskiljs i efterföljande separationsprocess. För aktivslamsystem kan dosering av PAC vara aktuellt för de anläggningar där det finns såväl mellan- som slutsedimentering, vilket tillåter dosering skilt från den biologiska reningen. Det krävs en separat avskiljning och slamhantering för PAC-slammet om det övriga slammet ska användas i kretslopp. Det finns idag ingen erfarenhet av detta.



Figur 3.4 PAC doseras efter aktivslamsteget och avskiljs i efterföljande separationssteg

Att kombinera PAC med biofilmssystem (Figur 3.5) har inte testats i stor skala. Avskiljning av biomassa och pulveriserat kol kan eventuellt göras i ett skivfilter, eller med annan separationsprocess (flotation/filter/sedimentering). Möjligheten att avskilja pulveriserat aktivt kol i efterföljande skivfilter kan vara en möjlighet för de anläggningar som idag har efterpolering i skivfilter, med eller utan fällning/flockning. Storleksfördelningen på det aktiva kolet i förhållande till dukens poröppning är kritisk (Miehe *m.fl.*, 2013). Kombinationen bör utvärderas och bedöms som intressant för projektets fortsättning. Dosering av PAC i slutet av en biofilmsprocess, i den sista reaktorn, kan möjligen medge hög adsorptionseffekt.



Figur 3.5 PAC i kombination med MBBR

Inom projektet bör följande undersökas:

- Avvattnings av slam med pulveriserat aktivt kol (och adsorberade föroreningar)
- Kombinationen PAC+MBBR i liten skala
- Olika processkombinationer som möjliggör dosering av PAC och återföring av slam till jordbruk

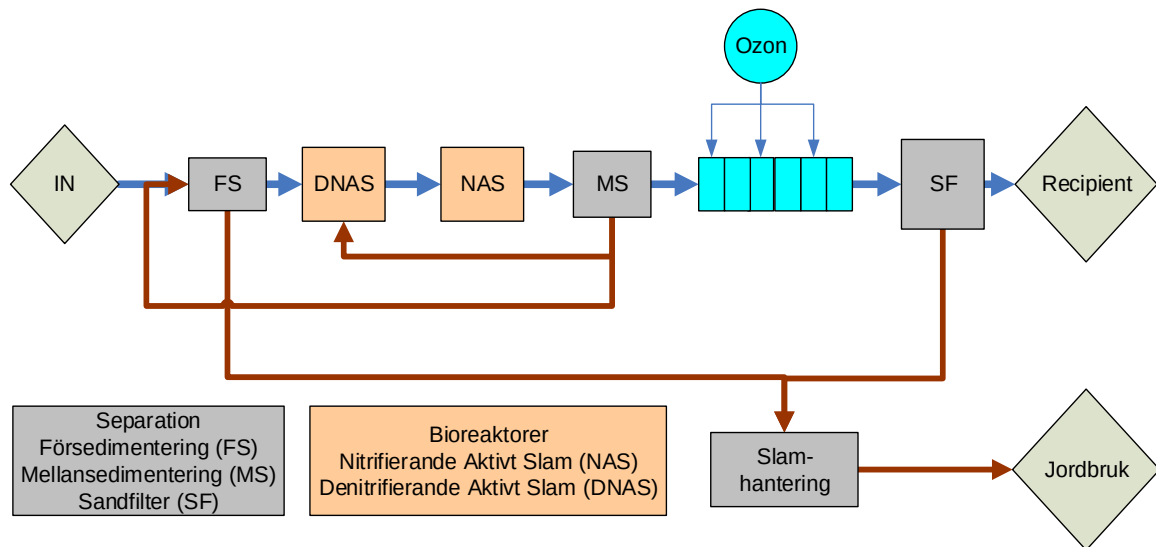
Erfarenheter från Tyskland och Schweiz bör tillvaratas före eventuella tester. Nödvändig kontakttid, rimliga recirkulationsgrader samt möjliga separationsmetoder finns beskrivna i litteraturen.

3.2.2 Granulärt aktivt kol

Granulärt aktivt kol (GAC) kan användas som filtermedia med hög avskiljningsförmåga för olika typer av mikro-föroreningar. Kostnaderna är förhållandevis höga men senare studier visar både lovande resultat och sjunkande kostnader (Ek *m.fl.*, 2014).

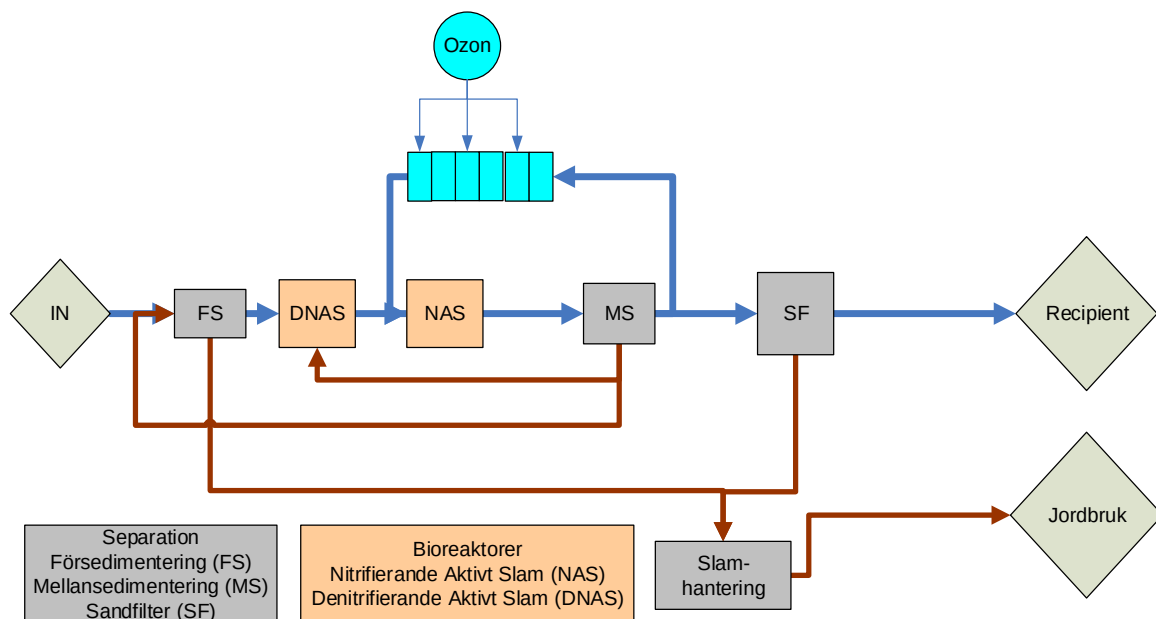
3.2.3 Ozon

Användning av ozon är i motsats till aktivt kol en nedbrytande metod. Det anses idag nödvändigt med ett efterföljande reningssteg för att reducera eventuella bi- och transformationsprodukter vid oxidation med ozon (Hollender *m.fl.*, 2009). Ett sådant steg kan t.ex. vara ett sandfilter med tillräcklig biologisk aktivitet (Figur 3.6). Vad "tillräcklig" innebär är emellertid inte beskrivet i litteraturen. Filtrens funktion vid låga fosforhalter är inte heller känd, vilket är av intresse om reningskraven för fosfor skärps. Samma frågetecken gäller för MBBR utan efterföljande separation. Det finns även frågetecken angående det faktiska behovet av ett efterföljande biologiskt steg men biologisk efterbehandling rekommenderas vid ozonering (Abegglen & Siegrist, 2012).



Figur 3.6 Aktivslamanläggning med ozonering och efterbehandling i sandfilter

För aktivslamanläggningar med hög hydraulisk kapacitet i sedimenteringen, företrädesvis utan sandfilter, är ozonering av en stor returström till aktivslamsteget vid låga inkommande flöden en möjlig speciallösning (Figur 3.7). Reningsgraden är då beroende av recirkulationen. En anläggning av denna typ finns i Tyskland (Lyko *m.fl.*, 2012) och har varit i drift i 2 år.



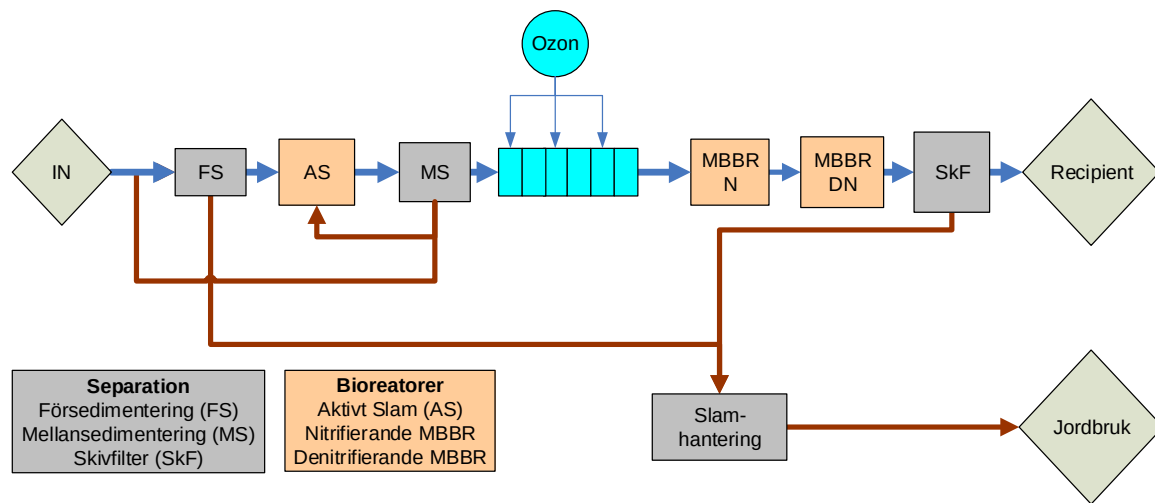
Figur 3.7 Aktivslamanläggning med ozonering och recirkulation för efterbehandling

3.2.4 Ozon + biofilm

Ozonering kan eventuellt kombineras med efterföljande biofilmsprocesser, exempelvis genom:

- Ozonering efter högbelastad AS + MBBR för N och DN och tillräcklig biologisk efterbehandling för transformationsprodukter (Figur 3.8)
- Ozonering efter lågbelastad AS och efterbehandling i MBBR (eller sandfilter)

Det finns även varianter med både BOD- och kväveavskiljning i MBBR-processer, dvs. utan föregående aktivslamprocesser. Utvärdering av effektiviteten i en efterbehandling utgör en nyckelfråga. I Schweiz och Tyskland pågår försök med utvärdering utifrån ekotoxikologiska tester. Möjligheten att integrera ozonering med en efterföljande MBBR har även undersökts av Sehlén *m.fl.* (2015).



Figur 3.8 Ozonering efter högbelastad aktivslamanläggning. Efterbehandling och kväveavskiljning i MBBR-processer

För projektets fortsatta arbete konstateras följande:

- Ozon med egen reaktortank före biofilmssystem bör vara ett bra alternativ. Högre ozondos kan krävas om slamåldern i AS är låg
- För nitrifierande aktivslamsystem är ozonrening beprövat. Frågetecken kvarstår rörande efterbehandlingens utformning och möjligheten att integrera denna med olika biofilmprocesser

4 Försöks- och analysmetodik

Två olika pilotanläggningar nyttjades i de tre delprojekten. Både piloternas utförande och provtagningsmetodiken vid de olika försöken skiljer sig något mellan delprojekten och beskrivs i detalj nedan. Vattenprover skickades på analys till Aarhus Universitet i Roskilde samt IVL i Stockholm och deras analysmetodik beskrivs kortfattat i följande avsnitt.

4.1 Ozonering – delprojekt screening

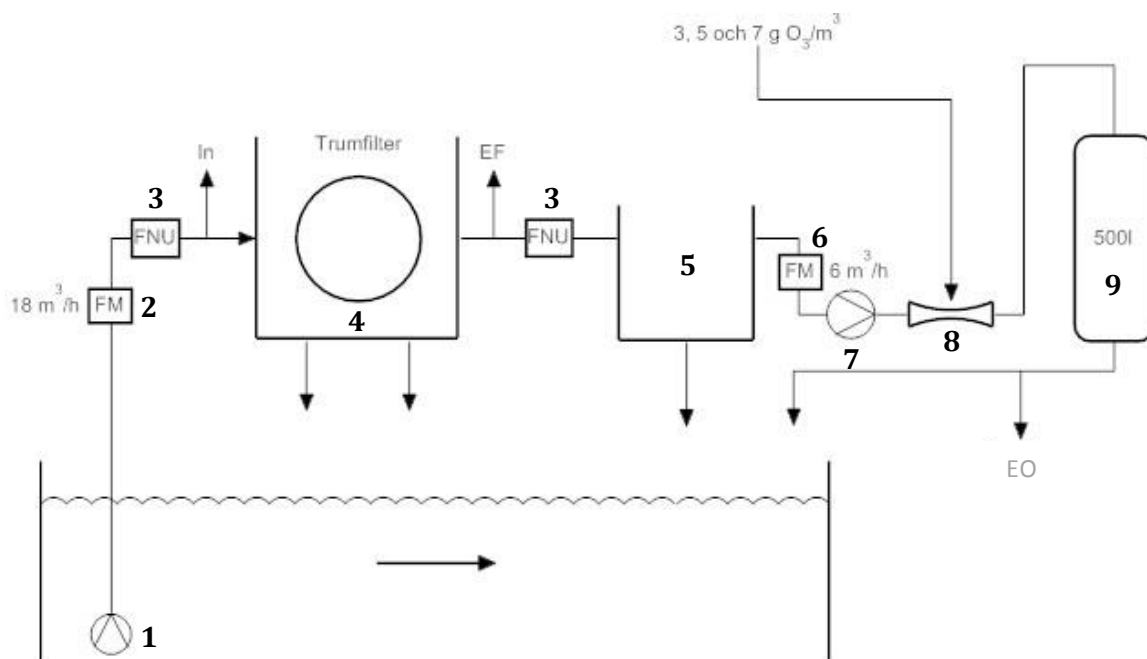
Syftet med delprojektet var att undersöka sambandet mellan ozondos och reduktion av olika organiska föroreningar. Detta gjordes genom att utgående vatten från 10 olika reningsverk utsattes för tre olika ozondoser (3, 5 och 7 g/m³ avloppsvatten). Till försöken har en mobil container inretts med all nödvändig utrustning (Figur 4.1 samt Figur 4.2).



Figur 4.1. Mobil 20-fots container som har inretts till screeningförsöken



Figur 4.2. Bild inifrån containern



Figur 4.3. Schematisk bild över Primozone Production ABs pilotanläggning. FM = flödesmätare, FNU = turbiditetsmätare, EF = efter filter, EO = efter ozonering

Figur 4.3 visar en schematisk bild över anläggningen. I utgående vatten från reningsverken installeras en drickbar pump (1) som, via en flödesmätare (2), levererar ca 18 m³/h till ett trumfilter (Mecana Umwelttechnik med filtermedia av typen "pile cloth") (4). Före och efter

trumfiltret mäts turbiditeten (3) för att kontrollera filtrets effektivitet. Det filtrerade vattnet leds vidare till en utjämnings tank (5) varifrån 6 m³/h leds via en flödesmätare (6), genom en tryckstegringspump (7) och därefter in i en venturiinjektor (8). Med venturiinjektorn skapas ett undertryck vilket får ozonet att blandas med vattnet innan det leds in i reaktionstanken (9). Vattnet har en uppehållstid på fem minuter i tanken. I anläggningen finns tre provtagningspunkter: In (in till anläggningen), EF (efter filtret) och EO (efter ozonering).

4.1.1 Provtagningsmetodik

Anläggningen startas upp och körs i minst två dagar utan ozon för att skölja igenom systemet. Under en dag doseras ozon och provtagningar görs. Den första ozondosen (3 g O₃/m³ avloppsvatten) ställs in och körs först 20 minuter utan provtagning för att uppnå konstant ozonhalt. Därefter tas det första delprovet på alla provpunkter (0,5 L vid In, 0,5 L vid EF och 1,5 L vid provpunkten "Ozondos"). Detta upprepas var tionde minut (totalt sex prover tas). Därefter ställs nästa ozondos in och anläggningen körs ytterligare 20 minuter innan nästa provtagning görs. Denna procedur upprepas tills alla ozondoser har körts. In- och EF-proven blir samlingsprover över hela provtiden (fyra timmar) medan proverna för ozondoserna blir samlingsprov under 60 minuter vardera. Därefter skickas prover till IVL i Stockholm samt Aarhus Universitet i Roskilde för analys av läkemedelsrester, biocider och steroidhormoner. Analyser av bland annat COD, TOC och SS görs vid LTH.

4.2 Ozonering – delprojekt Ryaverket

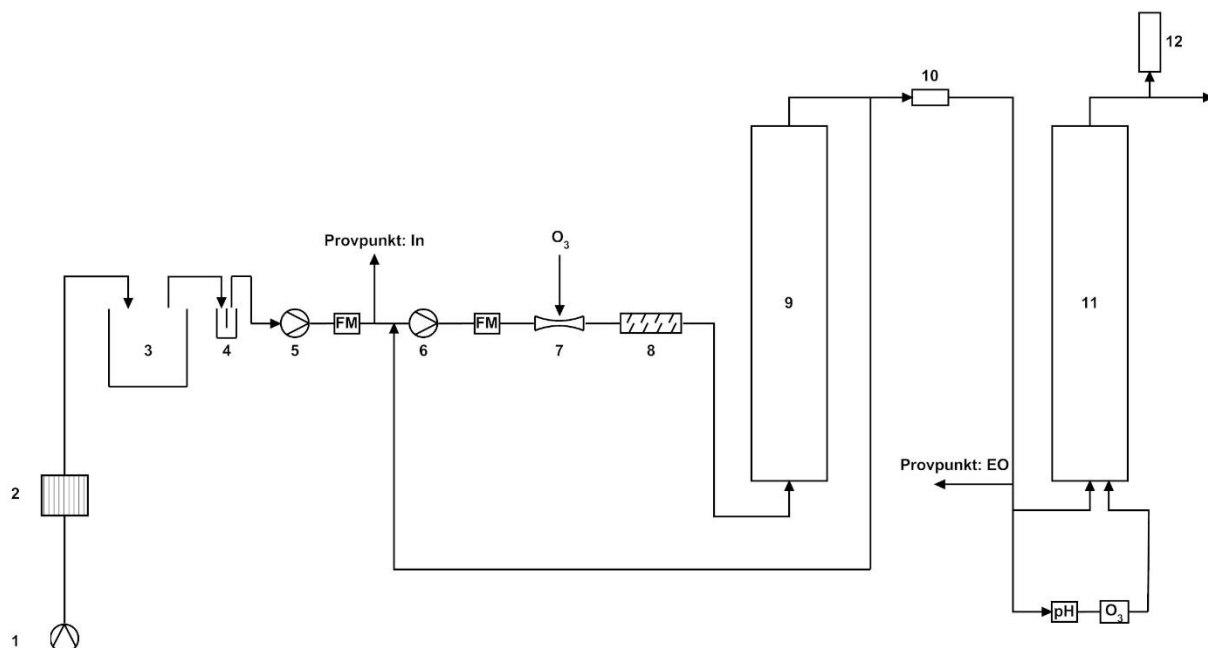
Till försöken som utfördes vid Ryaverket i Göteborg hyrdes en pilotanläggning från det schweiziska företaget Ozonia. Hela anläggningen var inhyrt i en isolerad och tempererad container (Figur 4.4). Nedan följer en kort genomgång av process och apparatur.



Figur 4.4 Ozonias pilotanläggning på plats på Ryaverket

4.2.1 Beskrivning av Ozonias pilotanläggning

Ozon produceras från syrgas genom att den utsätts för stilla elektrisk urladdning i en OZAT® CFS ozon-generator från Ozonia. Syrgasen produceras genom tryckväxlingsadsorption (PSA). Kopplat till ozongeneratoren sitter en värmeväxlare som koler generatoren till minst -51 °C för att hålla ozonproduktionen uppe.



Figur 4.5 Schematisk bild över Ozonias pilotanläggning

Inkommande vatten till pilotanläggningen är utgående vatten från Ryaverkets sista reningssteg, dvs. skivfiltren. Figur 4.5 visar en schematisk bild över piloten. Vattnet pumpas upp från utgående kanal (1) till en lagringstank (500 L) (3) innan det pumpas vidare genom anläggningen. Det var nödvändigt att introducera ett galler (2) före lagringstanken för att förhindra att snäckor, som trots skivfiltrering, hittas i utgående vatten. Snäckorna riskerar att sätta igen pumpar och andra kritiska punkter i piloten trots att det efter lagringstanken finns en partikelfälla (4) (Figur 4.6).

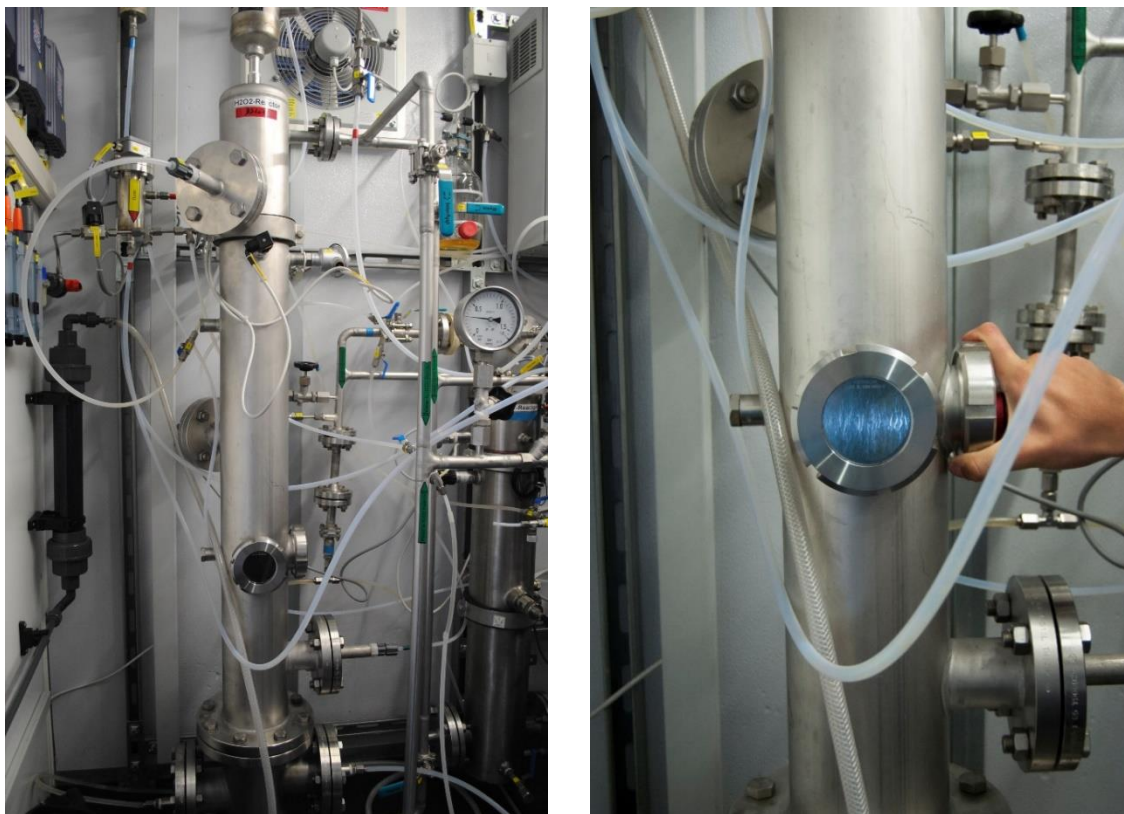


Figur 4.6 Partikelfälla där större partiklar så som grus avskiljs

Två pumpar ser till att vattnet flödar konstant genom anläggningen. En första pump (5) pumpar vatten från lagringstanken (ca 125 L/s). En andra pump (6) recirkulerar vattnet och ser till att tillräckligt högt flöde (ca 450 L/s) och tryck upprätthålls.

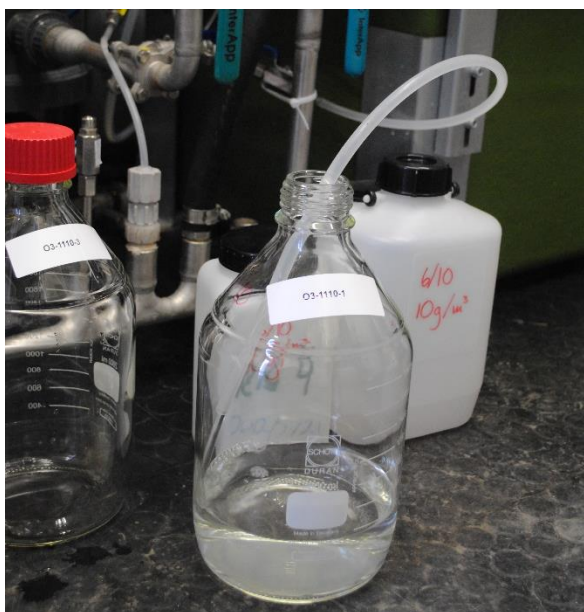
Vattnet flödar igenom en venturiinjektor (7) där det höga vattenflödet gör att ett undertryck skapas i ledningen för ozon och ozonet sugas in i vattenledningen. Vatten och ozon blandas i en statisk mixer (8) som skapar små ozonbubblor vilket ökar möjligheten för ozonet att lösas i vattnet. Vatten- och gasblandningen flödar genom reaktionstanken (24,5 L) (9) där ozonet reagerar med eventuella föroreningar i vattnet. Uppehållstiden i tanken varierar mellan 10 och 12 minuter (Figur 4.7).

För att förhindra att eventuella nedbrytningsprodukter eller andra skadliga ämnen kommer ut i recipienten renas utgående vatten från reaktionstanken i ett uppflödesfilter (11) fyllt med granulärt aktivt kol (GAK). Utgående gas från reaktortanken innehåller rester av ozon som inte reagerat. Även vid låga koncentrationer riskeras negativ påverkan på miljö och hälsa. Gasen tas därför om hand och ozonet bryts ned till syrgas genom upphettning vid 450°C i en ODT vent ozone destructor unit (12). Vid höga ozonkoncentrationer bildas fler gasbubblor i vattenfasen vilket bidrar till skumbildning i reaktortanken. För att förhindra att detta skum ställer till problem i kolfiltret är en skumfälla (10) monterad efter reaktionstanken.



Figur 4.7 T.v. Reaktortanken i sin helhet. T.h. Med hjälp av en ficklampa synliggörs gasen som bubblar genom reaktortanken

Alla rör och slangar är av rostfritt stål (PFTE-rör) alternativt teflonbelagd plast (EPDM-slangar) för att motverka att eventuella nedbrytningsprodukter eller kvarvarande ämnen adsorberas till dessa ytor och för att dessa står emot oxidationsmedlen. Provtagningskranar är monterade på ledningarna innan ozon blandas in i vattnet (provpunkt IN) samt efter reaktionstanken men innan kolfiltret (provpunkt EO). Figur 4.8 visar provtagningen av ozonerat vatten.



Figur 4.8 Provtagning av ozonerat vatten

4.2.1.1 Övervakning och loggning

Ett antal parameter kontrolleras genom online-mätningar och all data sparas i OPC Data Logger (Figur 4.9) och analyseras i Microsoft Excel.



Figur 4.9 Online-loggning av pH, O₃-koncentration, redoxpotential och temperatur

Ozonhalten i vattnet efter reaktionstanken mäts online med en sensor (Prominent Ozon-Messzelle OZE 3mA-2 ppm, 0,02-2 mg/L). Sensorn måste kalibreras innan piloten startas upp. Detta görs med hjälp av för ändamålet avsedda AccuVac®-ampuller från Hach-Lange.

Redoxpotentialen i vattnet efter reaktionstanken mäts med en Prominent Redox-Messzelle RHEX-Pt-SE (-1000...+1000 mV).

Två pH-mätare (Prominent pH-Messzelle PHER-112-SE) mäter pH i vattnet före och efter reaktionstanken.

Utöver tidigare nämnda parametrar loggas även vattentemperatur (°C), syrgasflöde till ozongeneratoren (L/h och g/h), viktprocenten ozon i gasen (% wt), daggpunkt (°C), flöde av ozon-gas (L/h och g/h), vattenflödet genom reaktionstanken (L/h), vattenflödet från lagringstanken (L/h), mängden ozon i utgående gas (g/Nm) samt koncentrationen av löst ozon i vätskefasen (g/m³).

4.2.2 Provtagningsmetodik

Totalt gjordes provtagningar vid sex olika tillfällen under hösten. Första och andra provtagningen gjordes dagarna efter varandra (6:e och 7:e oktober) vid torrvädersflöden. Då tredje provtagningstillfället dröjde hann påväxt bildas i rör och slangar. För att förhindra detta i fortsättningen kördes containern ungefär två dagar i veckan oavsett om prover togs eller inte. Vid varje provtagningstillfälle startades systemet upp minst en timme före första prov togs för att säkerställa att vattenproverna som tog behandlats med rätt mängd ozon. För varje dos fylldes tre glasflaskor (duranglas) á 2 L försedda med skruvkorkar med teflonbeläggning (termoplast) samt en plastdunk med vatten till standardanalyser. I samband med första provtagningen togs även prover på inkommande vatten. Alla prover förvarades i kylskåp vid 4 °C innan de transporterades med bil från Ryaverket i Göteborg, till Lunds Tekniska Högskola. Även här förvarades proverna i kylrum (4 °C) innan de transporterades till Aarhus Universitet i Roskilde för analys. Fram till analys förvarades alla prover i kylrum vid 4 °C. Under transportererna förvarades alla prover i plastbackar isolerade med bubbelplast och ingen transport överskred tre timmar.

Vid varje provtagning kördes ozonanläggningen med 3, 5, 7 och 10 g ozon per m³ vatten och med en kontakttid på 10-12 minuter. För att säkerställa att koncentrationen i tanken motsvarade den inställda kördes containern minst en timme efter det att ny koncentration angetts innan prover togs. Alla driftförhållanden vid provtagningstillfällena finns beskrivna i Bilaga 1.

4.3 Analysmetodik

Inom ramen för projektet ingår att analysera reduktionsförmågan vid olika ozondoser. Detta gjordes genom att analysera halterna av utvalda organiska föreningar före och efter ozonering. Dessa organiska föreningar kan delas in i tre undergrupper: läkemedel, biocider samt steroidhormoner. Nedan följer en beskrivning av analysmetodiken som används vid Aarhus Universitet i Roskilde samt vilka ämnen som analyserats både vid Aarhus Universitet och vid IVL.

4.3.1 Analysmetodik vid Aarhus Universitet

4.3.1.1 Extraktion

En intern standardlösning (IS) tillsattes till 2 L prov då provet extraherades med BAKERBOND Speedisk fastfas-extraktionsdisk (SPE-disk). Sedan eluerades analyterna med 20 ml MeOH och 20 ml ACN. De sammanslagna eluenterna koncentrerades ner till 1 ml med hjälp av en Buchi-indunstare (vid 50 °C, 100 mbar och 280 varv per minut).

4.3.1.2 Analys – Läkemedel

Läkemedlen (Tabell 4.1) analyserades genom högupplösande vätskekromatografi med tandem-masspektrometri (HPLC-MS/MS). Elektrosprayjonkällan tillämpade negativ jonisering av analyterna (ESI (-)). Separationen utfördes vid 20 °C i en Phenomenex Synergi Polar RP-kolonn (150 x 2 mm, 4 µm) med en flerstegsgradient-eluering av 0,2 % myrsyra i vatten (A) och metanol innehållande 0,2 % myrsyra (B); 0-1,5 min 0 % B, 3 min 10 % B, 13 min 50 % B, 18 min 60 % B, 28-30 min 100 % B, 31-32 min 0 % B vid ett konstant flöde av 250 µl/min. För direktinjektion av vattenprover var injektionsvolymen 100 µl och för de extraherade proverna var volymen 10 µl. Ett tillsatsflöde bestående av 0,2 % myrsyra på

30 µl/min tillsattes efter kolonnen. Analyterna spårades och kvantifierades med hjälp multireaktionsövervakning (MRM's).

Tabell 4.1 Läkemedel analyserade vid Aarhus Universitet, Roskilde (fetmarkerade substanser korresponderar med substanser analyserade vid IVL)

Läkemedel	Verkningsätt
Diklofenak	<i>Antiinflammatorisk</i>
Ibuprofen	<i>Antiinflammatorisk</i>
Atenolol	<i>Betablockerare</i>
Metoprolol	<i>Betablockerare</i>
Propanolol	<i>Betablockerare</i>
Sotalol	<i>Betablockerare</i>
Azitromycin	<i>Antibiotika</i>
Ciprofloxacin	<i>Antibiotika</i>
Klaritromycin	<i>Antibiotika</i>
Klindamycin	<i>Antibiotika</i>
Ertromycin	<i>Antibiotika</i>
Roxitromycin	<i>Antibiotika</i>
Sulfadiazin	<i>Antibiotika</i>
Ac-Sulfadiazin	<i>Metabolit</i>
Sulfametizol	<i>Antibiotika</i>
Sulfametoxazol	<i>Antibiotika</i>
Trimetoprim	<i>Antibiotika</i>
Karbamazepin	<i>Lugnande medel</i>
Citalopram	<i>Antidepressivt</i>
Venlafaxin	<i>Antidepressivt</i>
Fenazon	<i>Febernedsättande/Smärtlindrande</i>
Tramadol	<i>Smärtstillande</i>
Diatrizinsyra	<i>Kontrastvätska</i>
Iohexol	<i>Kontrastvätska</i>
Iopromid	<i>Kontrastvätska</i>
Iomoprol	<i>Kontrastvätska</i>
Iopamidol	<i>Kontrastvätska</i>
Triklosan	<i>Antibakteriell</i>

4.3.1.3 Analys – Biocider

Biociderna (Tabell 4.2) analyserades genom HPLC-MS/MS med ESI (+). Separationen utfördes vid 5°C i en Phenomenex Synergi Polar RP-kolonn (150 x 2 mm, 4 µm) med en flerstegsgradientseluering av vatten (A) och metanol (B); 0-3 min 0 % B, 3-5 min 0-50 % B, 5-15 min 50-80 % B, 15-15,5 min 80-100 % B, 15,5-19 min 100 % B, 19-20 min 100-0 % B, 20-25 min 0 % B. Injektionsvolymen var 10 µl. Ett tillsatsflöde bestående av 0,2 % myrsyra på 30 µl/min tillsattes efter kolonnen. Analyterna spårades och kvantifierades med hjälp multireaktionsövervakning (MRM's).

Tabell 4.2 Biocider analyserade vid Aarhus Universitet, Roskilde

Biocider	
Terbutryn	TB
Cybutryn	IRG
Karbendazim	CD
Iodocarb	IPBC
Isoproturon	IP
Diuron	DR
Metylisotiazolinon	MI
Benzoisotiazolinon	BIT
Oktylisotiazolinon	OIT
Dikloroisotiazolinon	DCOIT
Tebukonazol	TBU
Propikonazol	PPZ
Mekoprop	MCP
Diklorobezamid	BAM
Atrazin	AT

4.3.1.4 Analys – Steroidhormoner

Hormonerna (Tabell 4.3) analyserades genom HPLC-MS/MS med kemisk jonisering vid atmosfärstryck. Elektrosprayjonkällan tillämpade negativ jonisering av analyterna (APCI (-)). Separationen utfördes vid 55°C med hjälp av en Phenomenex Kinetex PFP-kolonn (50 x 2,1 mm, 2,6 µm) med en flerstegsgradienteluering av vatten (A) och acetonitril (B); 0-2 min 0 % B, 2,5 min 40 % B, 6 min 100 % B, 6,5-9 min 100 % B, 9,7-13 min 0 %. Flödet var 350 µl. Injektionsvolymen var 70 µl, och injektionslösningen bestod av 30 % vatten och 70 % MeOH. Ett flöde av 2,7 % ammoniak vid 350 l/min tillsattes efter kolonnen. Analyterna spårades och kvantifierades med hjälp multireaktionsövervakning (MRM's).

Tabell 4.3 Steroidhormoner analyserade vid Aarhus Universitet, Roskilde

Steroidhormoner	
Östron	E1
17β-Östradiol	E2
Östriol	E3
17α-etinylöstradiol	EE2

4.3.2 Läkemedel analyserade av IVL

Vattenprover från screeningen skickades till IVL, Stockholm, för analys av läkemedelsinnehåll enligt Gros *m.fl.* (2006). Förekomsten av 24 olika substanser analyserades (Tabell 4.4). Tio av dessa korresponderar med de läkemedel som analyserades av Aarhus Universitet (fetmarkerade i Tabell 4.1 samt Tabell 4.4).

Tabell 4.4 Läkemedel analyserade vid IVL, Stockholm (fetmarkerade substanser korresponderar med substanser analyserade vid Aarhus Universitet)

Substans	Verkningsätt
Diklofenak	<i>Antiinflammatorisk</i>
Ibuprofen	<i>Antiinflammatorisk</i>
Paracetamol	<i>Antiinflammatorisk</i>
Ketoprofen	<i>Antiinflammatorisk</i>
Naproxen	<i>Antiinflammatorisk</i>
Tetracyklin	<i>Antibiotika</i>
Trimetoprim	<i>Antibiotika</i>
Ciprofloxacin	<i>Antibiotika</i>
Propranolol	<i>Betablockerare</i>
Hydroklorotiazid	<i>Betablockerare</i>
Atenolol	<i>Betablockerare</i>
Amlodipin	<i>Betablockerare</i>
Bisoprolol	<i>Betablockerare</i>
Metoprolol	<i>Betablockerare</i>
Sulfametoxazol	<i>Antibiotika</i>
Karbamazepin	<i>Lugnande medel</i>
Oxazepam	<i>Lugnande medel</i>
Citalopram	<i>Antidepressivt</i>
Sertralin	<i>Antidepressivt</i>
Warfarin	<i>Antikoagulantia</i>
Ranitidin	<i>Medel mot magsår</i>
Terbutalin	<i>Astmamedicin</i>
Koffein	<i>Stimulantia</i>
Furosemid	<i>Diuretika</i>

4.4 Standardanalyser

För att fastställa vattnets karaktär gjordes ett antal standardanalyser (Tabell 4.5). Analyserna gjordes på prover tagna före och efter ozonering för att undersöka ozonets påverkan på dessa parametrar. Suspenderad substans (SS) och glödssubstans (VSS) analyserades enligt svensk standard (SS-EN 872:2005). pH och temperatur mättes genom online-loggning (i Ozonias anläggning) eller i labb i samband med övriga analyser. Alla resultat från dessa analyser återfinns i Bilaga 2.

Tabell 4.5 Standardanalyser

Analys	Förkortning	LCK-kod
Totalt organiskt kol	TOC	LCK 385
Löst organiskt kol	DOC	LCK 385
Kemisk syreförbrukning	COD	LCK 314
Kemisk syreförbr. efter filter	Filtrerad COD	LCK 314
Totalkväve	Tot-N	LCK 138
Nitrat-kväve	NO ₃ -N	LCK 339
Nitrit-kväve	NO ₂ -N	LCK 341
Ammonium-kväve	NH ₄ -N	LCK 308
Totalfosfor	Tot-P	LCK 349
Fosfatfosfor	PO ₄ -P	LCK 349

5 Beskrivning av försöksplatserna

Delprojekt screening omfattar provtagning vid 10 olika avloppsreningsverk med olika processkonfigurationer och olika storlek. Delprojekt Ryaverket omfattar en fördjupad provtagning vid Ryaverket i Göteborg.

5.1 Delprojekt screening

Figur 5.1 visar de olika försöksplatserna. Processkonfigurationerna vid respektive avloppsreningsverk, sammanfattas nedan samt i Tabell 5.1. För mer detaljerade beskrivningar hänvisas till respektive miljörapport.



Figur 5.1 Karta över de 10 provtagningsplatserna

5.1.1 Sternö avloppsreningsverk

Till Sternö avloppsreningsverk i Karlshamn beräknas ca 21 200 personer vara anslutna (Karlshamns kommun, 2013).

Den mekaniska reningen består av galler, sandfång och försedimentering. Efter biologisk kväve- och fosforavskiljning med tillhörande sedimentering leds vattnet genom sandfilter innan det når Karlshamnsfjärden. Överskottsslam tas ut via verkets försedimentering innan blandslammet stabiliseras genom rötning.

Provtagning genomfördes den 23:e juli 2014.

5.1.2 Ystads avloppsreningsverk

Till Ystads avloppsreningsverk (Sjöhög) beräknas ca 33 900 personer vara anslutna (Miljörapport 2013).

Reningsverket är utrustat med mekanisk, biologisk och kemisk rening. Den mekaniska reningen består av galler, sandfång och försedimentering. Kväveavskiljningen är konfigurerad utifrån en efterdenitrifikationsprocess. Fosfor avskiljs i huvudsak genom efterfällning. Efter tillsats av järnklorid och polymer leds vattnet genom verkets flotationsanläggning.

Provtagning genomfördes den 31:e juli 2014.

5.1.3 Nyvångsverket i Åstorp

Till Nyvångsverket är ca 11 800 personer anslutna (Miljörapport 2013).

Efter mekanisk rening i galler, sandfång och försedimentering leds vattnet till reningsverkets biobäddar. Efter mellansedimentering och efterdenitrifikation i ett aktivslamsystem med tillhörande slutsedimentering behandlas vattnet i en sandfilteranläggning. Vid reningsverket tillämpas förfällning.

Provtagning genomfördes den 5:e augusti 2014.

5.1.4 Torekovs avloppsreningsverk

Till Torekovs avloppsreningsverk är ca 12 900 personer anslutna (Miljörapport 2013).

Reningsverket i Torekov drivs utan försedimentering. Den mekaniska reningen består av galler och sandfång. Den biologiska reningen är utformad för kväveavskiljning genom fördenitrifikation. Kemisk rening sker i reningsverkets efterfällningsanläggning med sedimentering som separationsprocess och sista behandlingssteg.

Provtagning genomfördes den 2:e september 2014.

5.1.5 Sjölunda avloppsreningsverk

Till Sjölunda avloppsreningsverk beräknas ca 317 000 personer vara anslutna (Sjölunda avloppsreningsverk, Miljörapport 2013).

Efter mekanisk rening i galler, sandfång och försedimentering, med tillsats av fällningskemikalie, behandlas vattnet i en högbelastad aktivslamanläggning. Därefter leds vattnet till nitrifierande biobäddar följt av efterdenitrifikation i en MBBR-process. I avloppsreningsverkets flotationsprocess finns möjlighet till efterfällning. Överskottslammet rötas.

Provtagning genomfördes den 13:e oktober 2014.

5.1.6 Källby avloppsreningsverk

Till Källby avloppsreningsverk beräknas ca 98 600 personer vara anslutna (Källby avloppsreningsverk, Miljörapport 2013).

Efter mekanisk rening genom galler, sandfång och försedimentering leds vattnet till en aktivslamprocess med fördenitrifikation och möjligheter för biologisk fosforavskiljning. Kvarvarande fosfor fälls ut i reningsverkets efterfällningsanläggning. Efter slutsedimentering leds vatten till en dammanläggning. Uttaget slam stabiliseras genom rötning. Ozonering utfördes före dammsystemet.

Provtagning genomfördes den 5:e november 2014.

5.1.7 Ellinge avloppsreningsverk

Till Ellinge avloppsreningsverk i Eslöv är ca 20 100 personer anslutna (Ellinge avloppsreningsverk, Miljörapport 2013). Det kan noteras att den verkliga belastningen uttryckt i BOD motsvarar en betydligt högre belastning än den från de fysiskt anslutna personerna. Detta beror på en betydande industrianslutning (Orkla Foods).

Efter mekanisk rening i galler, sandfång och försedimentering leds vattnet vidare till verkets aktivslamsystem följt av kemisk rening i en efterfällningsprocess med slutsedimentering. Slam stabiliseras genom rötning. Delvis renat avloppsvatten från industrin används som kolkälla.

Provtagning genomfördes den 26:e november 2014.

5.1.8 Kävlinge avloppsreningsverk

Till Kävlinge avloppsreningsverk är ca 29 000 personer anslutna (Kävlinge Miljö & Teknik, 2012).

Den mekaniska reningen omfattar galler, sandfång och försedimentering. Biologisk rening sker både genom aktivslam och i en biobädd. Fosfor avskiljs i reningsverkets efterfällningsanläggning. Vattenreningen avslutas med sandfiltrering. Primär- och överskottsslam stabiliseras genom rötning.

Provtagning genomfördes den 15:e januari 2015.

5.1.9 Svedala avloppsreningsverk

Till Svedala avloppsreningsverk är ca 12 000 personer anslutna (Miljörapport 2013).

Svedala avloppsreningsverk är utformat för biologisk fosfor- och kväveavskiljning. I dagsläget avskiljs emellertid fosfor i verkets efterfällningsanläggning med sedimentering som separationsprocess och sista behandlingssteg. Verket drivs utan försedimentering. Överskottsslam stabiliseras med kalk och centrifugeras.

Provtagning genomfördes den 10:e februari 2015.

5.1.10 Halmstads avloppsreningsverk

Till Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad är ca 70 000 personer anslutna (Miljörapport 2012).

Efter mekanisk rening i galler, sandfång och försedimentering leds vattnet till en aktivslamanläggning för biologisk fosfor- och kväveavskiljning. Vattenreningen avslutas med en flotationsanläggning med möjligheter till efterfällning. Slam behandlas genom förtjockning, rötning och avvattning genom centrifugering.

Provtagningen genomfördes den 4:e mars 2015

5.1.11 Sammanfattning av verkens processkonfigurationer

I Tabell 5.1 sammanfattas verkens processkonfigurationer.

Tabell 5.1 Sammanfattning av verkens processkonfigurationer

Verk	Kväverening	Aktivt slam	Biofilm	Slutseparation
Sternö ARV, Karlshamn	✓	✓	–	Sandfilter
Sjöhög ARV, Ystad	✓	✓	–	Flotation
Nyvångsverket, Åstorp	✓	✓	✓	Sandfilter
Torekovs ARV, Torekov	✓	✓	–	Eftersedimentering
Sjölunda ARV, Malmö	✓	✓	✓	Flotation
Källby ARV, Lund	✓	✓	–	Eftersedimentering
Ellinge ARV, Eslöv	✓	✓	–	Eftersedimentering
Kävlinge ARV, Kävlinge	✓	✓	✓	Sandfilter
Svedala ARV, Svedala	✓	✓	–	Eftersedimentering
Västra strandens ARV, Halmstad	✓	✓	–	Flotation

Notera även att:

- Källby och Halmstad har poleringsdammar men ozoneringen har gjorts före dessa
- Med eftersedimentering avses ett från aktivslamsystem separat sedimenteringssteg med möjligheter till efterfällning

5.2 Delprojekt Ryaverket

Ryaverket tar emot och renar avloppsvatten från ca 700 000 personer i västra Sverige. Reningsverket ägs av bolaget Gryaab AB, ett kommunalt bolag ägt av 7 kommuner i Göteborgsregionen.

5.2.1 Reningsprocess

Reningen består av mekanisk, kemisk och biologisk behandling (Figur 5.2). Den mekaniska reningen utgörs av galler i två steg, ett grovgaller med 20 mm spaltvidd och ett fingaller med 2 mm spaltvidd. Innan vattnet når fingallret passerar det ett luftat sandfång. Den mekaniska reningen avslutas med försedimentering.

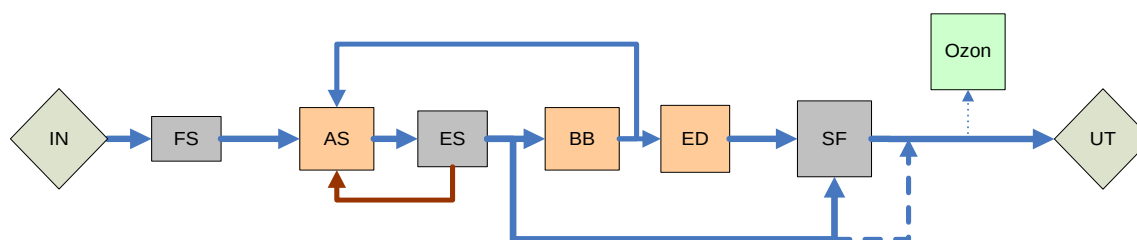
Efter den mekaniska reningen tillsätts järnsulfat för avskiljning av fosfor genom simultanfällning i aktivt slam.

Den biologiska processen är en kombination av aktivt slam och biofilmsprocesser. Huvuddelen av vattnet behandlas i en högbelastad aktivslamanläggning med fördenitrifikation utan nitrifikation. Nitrifikationen sker istället i biobädd som tillförs vatten från eftersedimenteringen. Recirkulationsflödet från biobädden till aktivt slam är normalt ungefär lika stort som det totala inflödet. I aktivslamanläggningen tillsätts ingen extern kolkälla.

För att komplettera denitrifikationen i aktivt slam leds ett delflöde från biobädden till en MBBR för efterdenitrifikation. Till efterdenitrifikationen tillsätts metanol som extern kolkälla.

Efter vattenbehandlingen poleras hela flödet i skivfilter med porstorlek på 15 µm. Vatten från MBBR-anläggningen leds alltid genom filtren men vid hög belastning kan vatten från eftersedimenteringen förbiledas direkt till utgående kanal. Medelflödet till verket är ca 4 m³/s men varierar kraftigt vid nederbörd.

Pilotanläggningen för ozonering hämtade vatten från utgående kanal.



Figur 5.2 Översiktligt processschema över vattenprocessen på Ryaverket. De ljusa kvadraterna är biologiska processer och gråa är befintliga mekaniska processer. Pilotläggningen för ozonering av utgående vatten är placerad efter sista reningssteget. Förklaring av förkortningar i figuren: FS = Försedimentering, AS = Aktivt slam, ES = Eftersedimentering, BB = Biobädd, ED = Efterdenitrifikation, SF = Skivfilter, Ozon = testanläggning för ozonering

5.2.2 Flödessituation

Ett av målen med projektet var att undersöka hur effekten av ozonering påverkas av variationer i inkommande flöde. Provtagningar gjordes därför vid olika väderförhållanden. För enkelhetens skull har en indelning i torr-, medel- och högflöden gjorts. Indelningen baserades på information om vad som anses vara just torr-, medel- och högflöde på Ryaverket.

Vid torrväder varierar inkommande flöde till verket mellan 2 och 4 m³/s varför provtagningstillfälle 1, 2 och 5 anses tillhöra denna grupp. Flöden mellan 4 och 7 m³/s är

medelhöga. Provtagningsomgång 3 samt 6 faller inom denna kategori. Högflöden anses vara alla flöden över 7 m³/s och det är enbart provtagningstillfälle 4 som i detta fall uppfyller kriteriet. Alla provtagningstillfällen, uppmätta flöden och deras benämningar redovisas i Tabell 5.2.

Tabell 5.2 Flöden och benämning för provtagningstillfällen vid Ryaverket

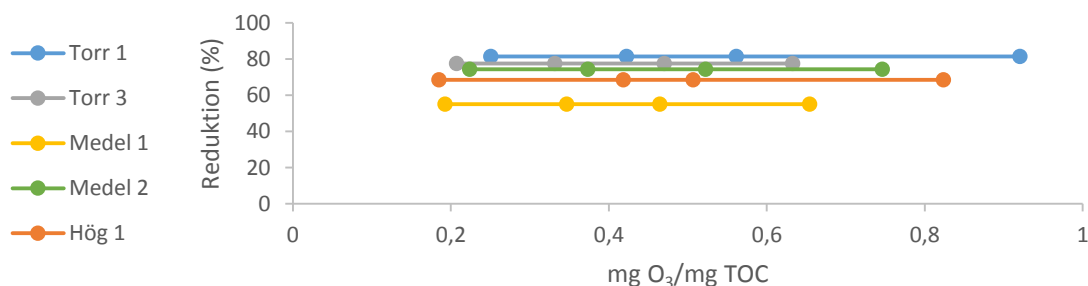
Provtagningsomgång	Datum	Flöde in till verket	Benämning
1	2014-10-06	3,0 m ³ /s	Torrflöde 1
2	2014-10-07	2,8 m ³ /s	Torrflöde 2
3	2014-10-28	5,7 m ³ /s	Medelflöde 1
4	2014-11-05	9,4 m ³ /s	Högflöde 1
5	2014-11-20	4,0 m ³ /s	Torrflöde 3
6	2014-12-09	6,5 m ³ /s	Medelflöde 2

6 Resultat

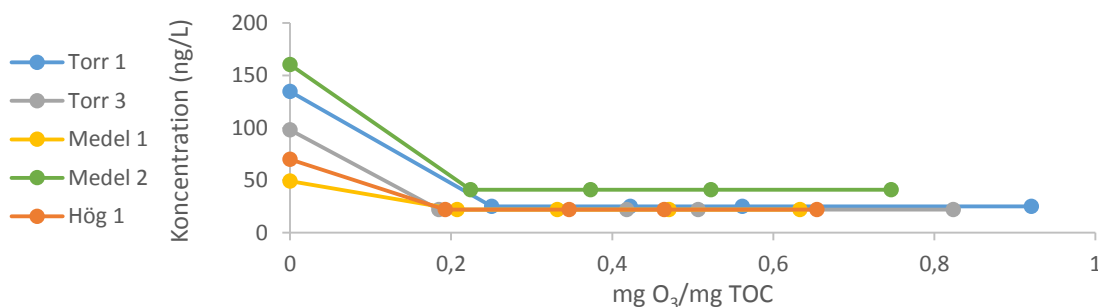
Nedan presenteras resultaten av de analyser som gjorts, dels vid IVL och dels vid Aarhus Universitet. Organiskt kol i vattnet reagerar med ozon varför höga halter påverkar reduktionen av de organiska föroreningarna negativt (Absi *m.fl.*, 1993). Då halterna av organiskt kol i utgående vatten från verken varierar, främst på grund av skillnader i reningsprocessen men även på grund av skillnader i kvalitet på inkommande vatten, har alla ozondoser (mg/L) normerats mot koncentrationen av organiskt kol (mg TOC/L) i syfte att beskriva den doserade mängden ozon i förhållande till innehållet av organiskt kol.

6.1 Halter och procentuell reduktion

Det är viktigt att skilja på procentuell reduktion och de verkliga halterna i vattnet. För att synliggöra problematiken kommer reduktionen av klindamycin, ett antibiotikum, vid försöken gjorda på Ryaverket att beskrivas och diskuteras utifrån procentuell reduktion och verkliga halter. Figur 6.1 visar den procentuella reduktionen av klindamycin och enligt figuren varierar den mellan ungefär 55 och 80 %. Tittar man däremot på Figur 6.2, som visar halterna av klindamycin i vattnet före och efter ozonering, så kan man utläsa att en lägre procenthalt i detta fall inte beror på sämre reduktion utan på initialt låga halter. Detta syns tydligt om resultaten för provtagningstillfället Medel 1 studeras. En annan bidragande faktor är att de organiska föroreningarna återfinns i låga koncentrationer. Det rör sig om några ng/L upp till några µg/L vilket är mellan en miljon och tusen gånger lägre än vad som uppmäts för till exempel kväve och fosfor (här rör det sig om koncentrationer på mg/L). Detta innebär att koncentrationerna redan innan reduktion ligger nära både detektionsgränsen (LOD, level of detection) och kvantifieringsnivån (LOQ, level of quantification) för analysmetoden. Substanser mottagliga för oxidation med ozon bryts snabbt ner till koncentrationer under LOQ. Då den verkliga koncentrationen inte går att kvantifiera anges istället LOQ-värdet. Detta ger en något missvisande bild, speciellt som ett LOQ-värde bestäms för varje analys som körs, vilket förklarar de varierande lägsta koncentrationerna i Figur 6.2.



Figur 6.1 Procentuell reduktion av antibiotikumet klindamycin



Figur 6.2 Koncentration av klindamycin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

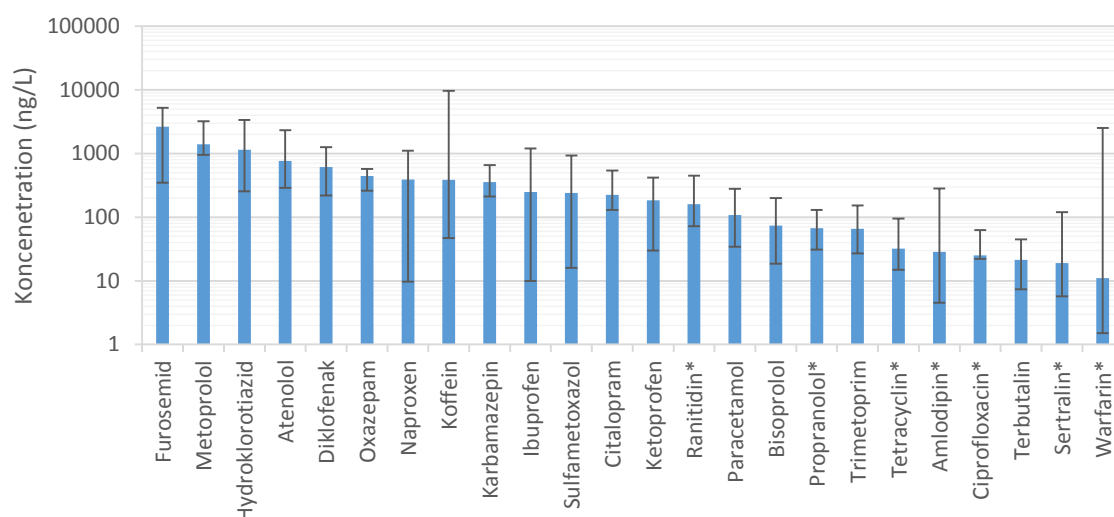
Notera att koncentrationerna före ozonering motsvarar utgående koncentrationer från verket. Vattnet har därmed passerat genom reningsverket och procentuell reduktion tar därför ingen hänsyn till eventuell reduktion av substansen i den biologiska processen eller i andra delar av verket. Ett exempel på ett ämne som har uppmäts i förhållandevis höga koncentrationer in till verken men som i hög grad bryts ner i de biologiska stegen är ibuprofen. I en sammanställning av reningseffektiviteten vid svenska reningsverk som gjorts av Falås *m.fl.* (2012b) ses att ibuprofen reduceras med nära 100 % i reningsverket.

6.2 Utgående halter

Analyser av organiska mikroföroreningar i utgående vatten har gjorts både vid Ryaverket och vid de tio verken som ingår i delprojekt screening. Resultaten presenteras nedan.

6.2.1 Screening

Det är intressant att titta på huruvida utgående koncentrationer varierar mellan de tio olika verken som ingår i delprojekt Screening. Figur 6.3 visar mediankoncentrationen av de 24 analyserade läkemedlen i utgående vatten från verken före ozonering. Högst halter återfinns av det vätskedrivande furosemid (konsumeras vid hjärtsvikt och liknande) med 2620 ng/L. Även metoprolol och hydroklorotiazid uppmäts i koncentrationer över 1000 ng/L (1396 ng/L respektive 1140 ng/L). Alla ämnen uppmättes i koncentrationer jämförbara med tidigare sammanställningar gjorda för svenska reningsverk (Falås *m.fl.*, 2012b).

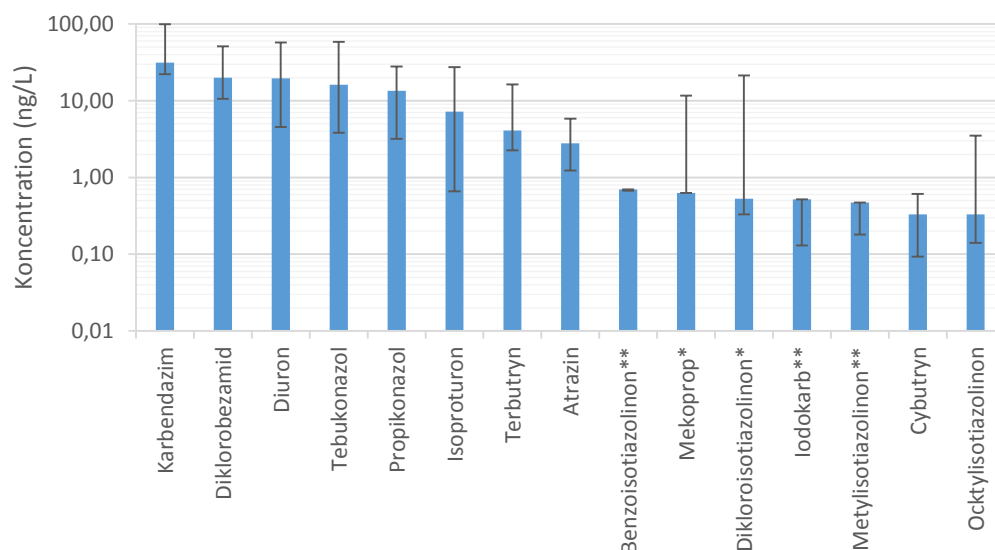


Figur 6.3 Median-koncentrationer av läkemedel i utgående vatten från de 10 reningsverken (* ett eller flera värden under LOQ). Variationsbredden är angiven som standardavvikelser

Största andelen ämnen på EUs lista över prioriterade ämnen är biocider (2013/39/EU) men Naturvårdsverket har bedömt alla vara av mindre intresse i Sverige (Naturvårdsverket, 2008a). Denna bedömning baseras på uppmätta halter av dessa ämnen i ytvatten, sediment och biota, jämfört med för varje ämne föreslagna miljökvalitetsnormer (EQS). Fem av substanserna finns med på vattendirektivets lista över prioriterade ämnen (isoproturon, diuron, terbutryn, atrazin samt cybutryn) och därmed finns miljökvalitetsnormer uppställda för dessa ämnen. Dessa miljökvalitetsnormer består av två olika mätvärden. Det ena är maximal tillåten koncentration (MAC-MKN) och den andra är årsmedelvärde (AA-MKN). Båda syftar till koncentrationen i inlandsytvatten (dvs. åar, sjöar etc.) (2013/39/EU).

På grund av provtagningstekniska problem finns biociddata från endast 8 av de 10 verken. De organiska biociderna uppmättes i koncentrationer mellan 0,09 ng/L och 99,2 ng/L i utgående vatten från de deltagande verken. Figur 6.4 visar mediankoncentrationer samt

variationsbredd för de 15 biociderna. Alla fem prioriterade substanser uppmäts i koncentrationer under både AA-MKN och MAC-MKN vid vart och ett av verken.

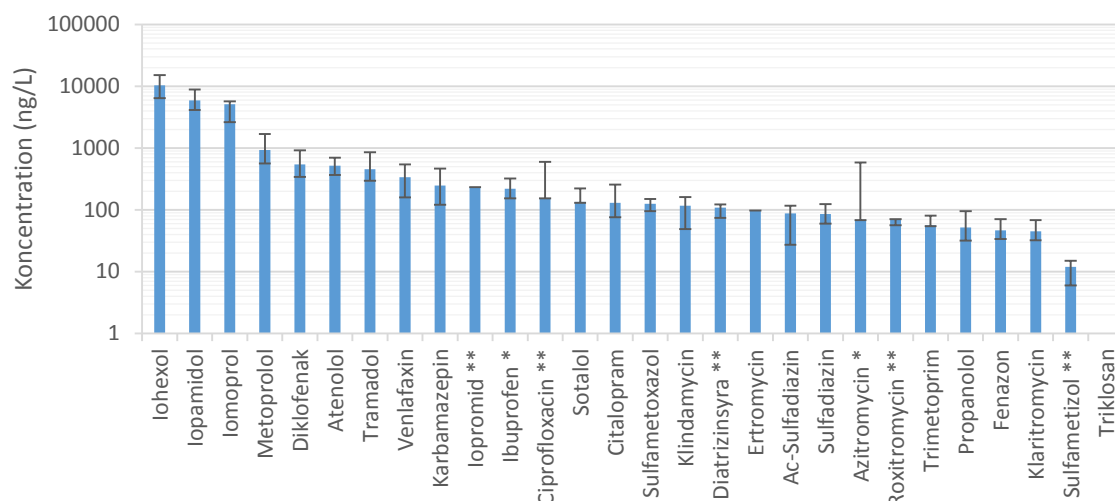


Figur 6.4 Median-koncentrationer av biocider i utgående vatten från åtta av de tio verken (* ett eller flera värden under LOQ, ** alla värden under LOQ). Variationsbredden är angiven som standardavvikelser

6.2.2 Ryaverket

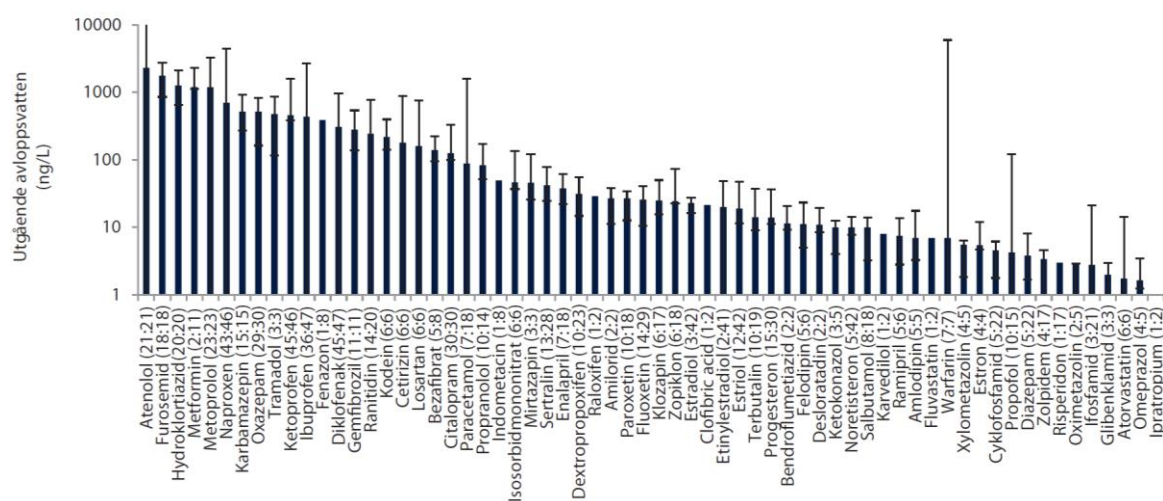
Det är intressant att titta på genomsnittliga halter av organiska föroreningar i utgående vatten men även om, och i så fall hur, halterna varierar då flödet genom verket varierar. En faktor som kan påverka dessa halter är utspädning vid höga flöden men även det faktum att andelen vatten som behandlas i biobäddar och MBBR-anläggningen varierar. Variationer i behandlingsgrad skulle kunna påverka utgående halter av biologiskt nedbrytbara substanser.

Mediankoncentrationen för halterna i utgående vatten från Ryaverket beräknades baserat på de sex provtagningarna som gjordes under hösten 2014 (Figur 6.5). Läkemedelshalterna varierar kraftigt mellan de olika preparaten. Högst koncentrationer uppmättes av kontrastvätskorna iohexol (max 14,7 µg/L), iopamidol (max 8,9 µg/L) samt iomoprolol (max 7,2 µg/L). Andra ämnen som återfinns i högre koncentrationer i utgående vatten är bland annat metoprolol (max 1,7 µg/L), diklofenak (max 919 ng/L) och atenolol (max 699 ng/L). Koncentrationer över LOD uppmättes för alla analyserade läkemedel utom det antibakteriella medlet triklosan.



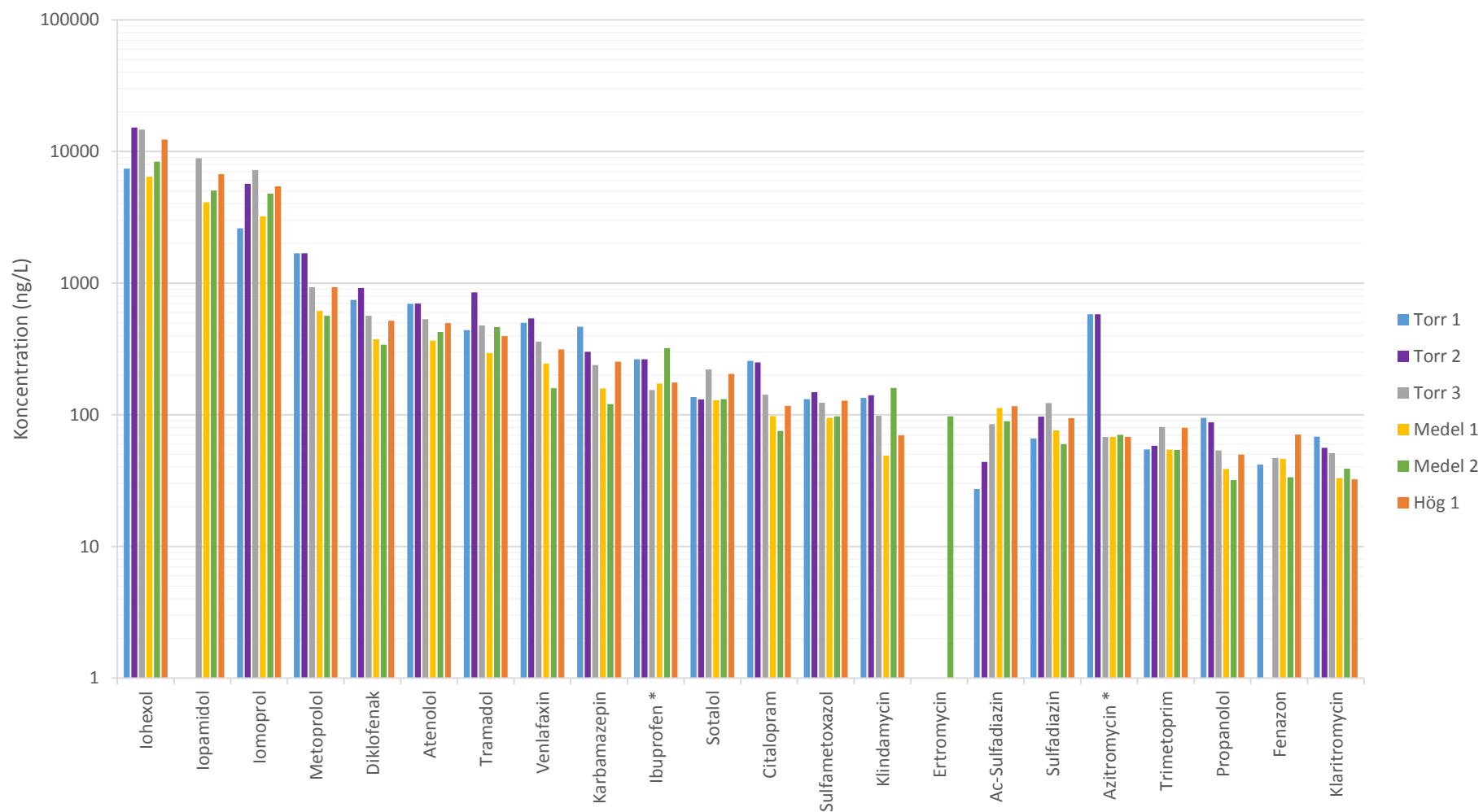
Figur 6.5 Median-koncentrationer av läkemedel i utgående vatten från Ryaverket (* ett eller flera värden under LOQ eller LOD, ** alla värden under LOQ eller LOD). Triklosan detekterades inte alls. Variationsbredden är angiven som standardavvikelser

Analyser av utgående halter har gjorts vid flertalet reningsverk i Sverige och resultaten av dessa har tidigare sammanställts (Figur 6.6) (Falås *m.fl.*, 2012b). Enligt denna rapport ligger koncentrationerna av bland annat metoprolol, karbamazepin, tramadol, ibuprofen, fenazon och diklofenak på mellan 500 och 1000 ng/L i utgående vatten från svenska reningsverk. Tittar man på resultaten för samma ämnen ut från Ryaverket återfinns de i något lägre koncentrationer men i samma storleksordning.



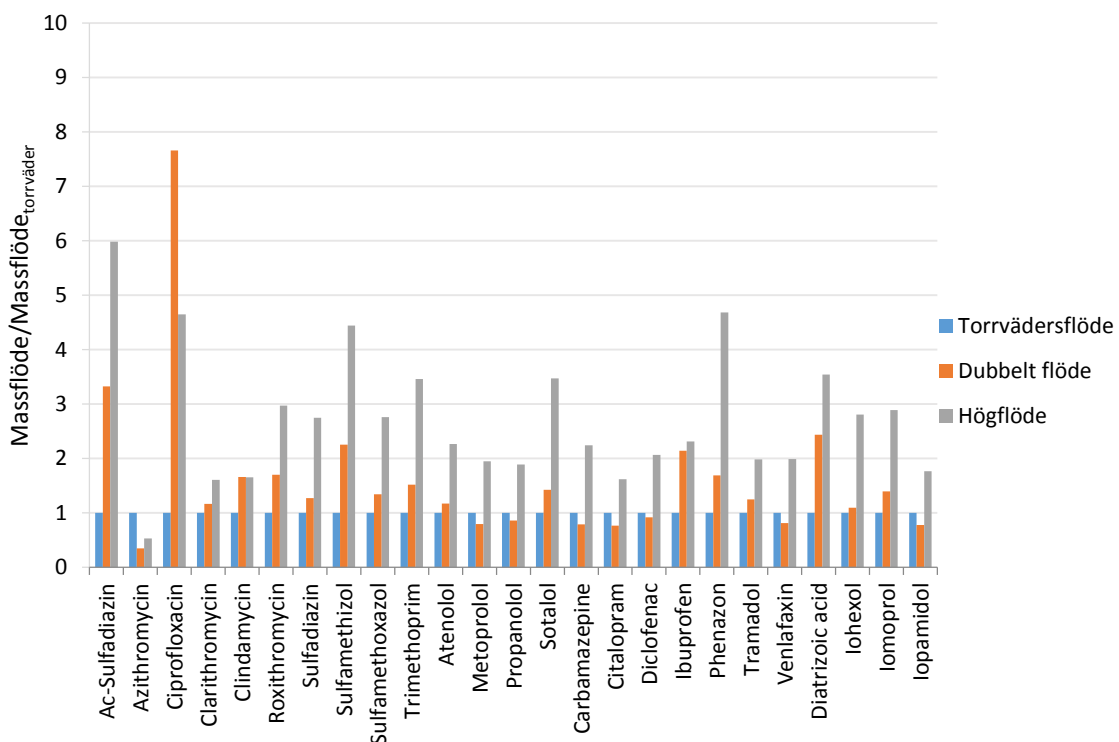
Figur 6.6 Median-koncentrationer i utgående vatten från svenska avloppsreningsverk sammanställda av Falås *m.fl.* (2012b). Variationsbredden är angiven som standardavvikelse

Figur 6.7 visar hur utgående koncentration av varje analyserad läkemedelssubstans varierar mellan provtagningstillfällena.



Figur 6.7 Median-koncentrationer av läkemedel i utgående vatten från Ryaverket (* ett eller flera värden under LOQ)

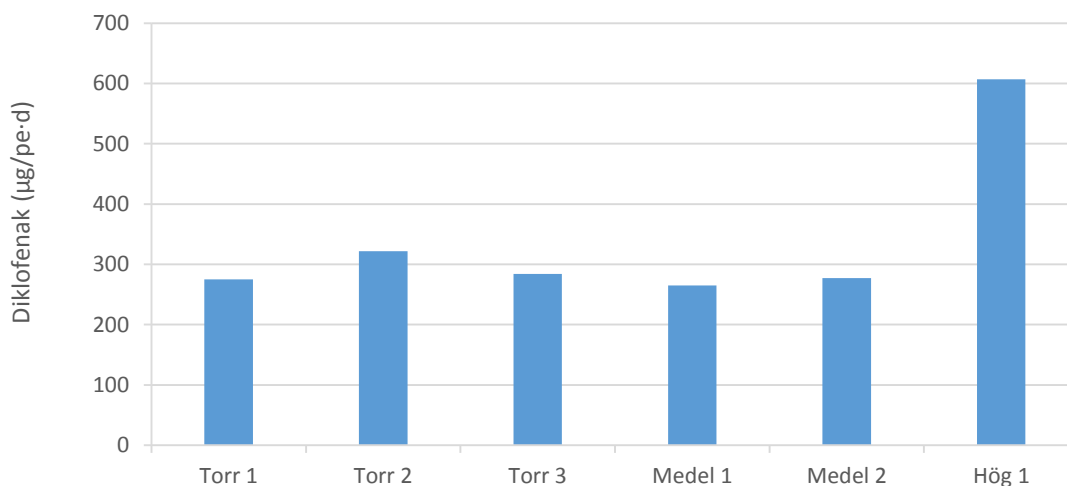
I syfte att tydliggöra eventuella skillnader vid olika flödessituationer jämfördes massflöden för de olika substanserna. Massflödet vid medel- respektive högflöde relaterades till torrvädersituationen (Figur 6.8).



Figur 6.8 Relativa massflöden för olika substanser

Av figuren framgår att massflödet för de flesta substanser ökar vid förhöjt flöde. Eftersom beräkningen gjorts utifrån provtagning under korta tidsperioder och momentana flöden återspeglas naturligen inte dynamiken i de olika flödessituationerna.

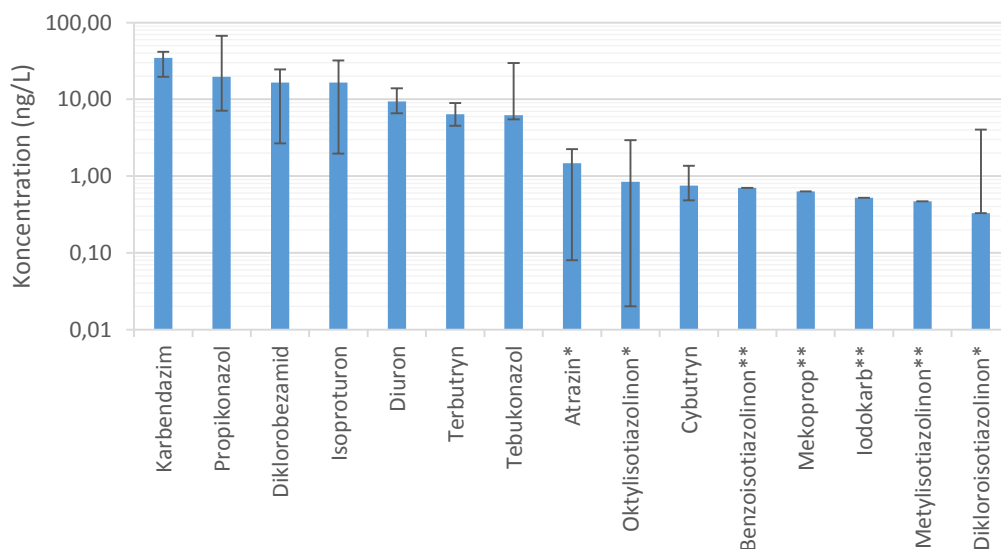
Med uppgifter om antalet anslutna fysiska personer kan en specifik belastning på recipienten beräknas och jämföras med uppgifter från andra reningsverk. Uppskattningarna är naturligtvis mycket grova och resultatet beror av ett antal olika faktorer, men för vissa ämnen kan den enkla beräkningen möjligen ge en indikation på vad en genomsnittlig person bidrar med. Figur 6.9 visar motsvarande beräkning för Diklofenak, ett ämne som inte påverkas i någon större utsträckning av reningsverkets processer.



Figur 6.9 Specifik recipientbelastning av diklofenak vid Ryaverket (µg/person·d)

Med undantag för högflödestillfället tycks belastningen av Diklofenak uppgå till i storleksordningen 300 µg/person·d. Motsvarande belastningar (från andra relativt stora reningsverk) uppgår till 257 µg/person·d för Källby och 394 µg/person·d för Sjölunda, utifrån resultaten från screeningundan.

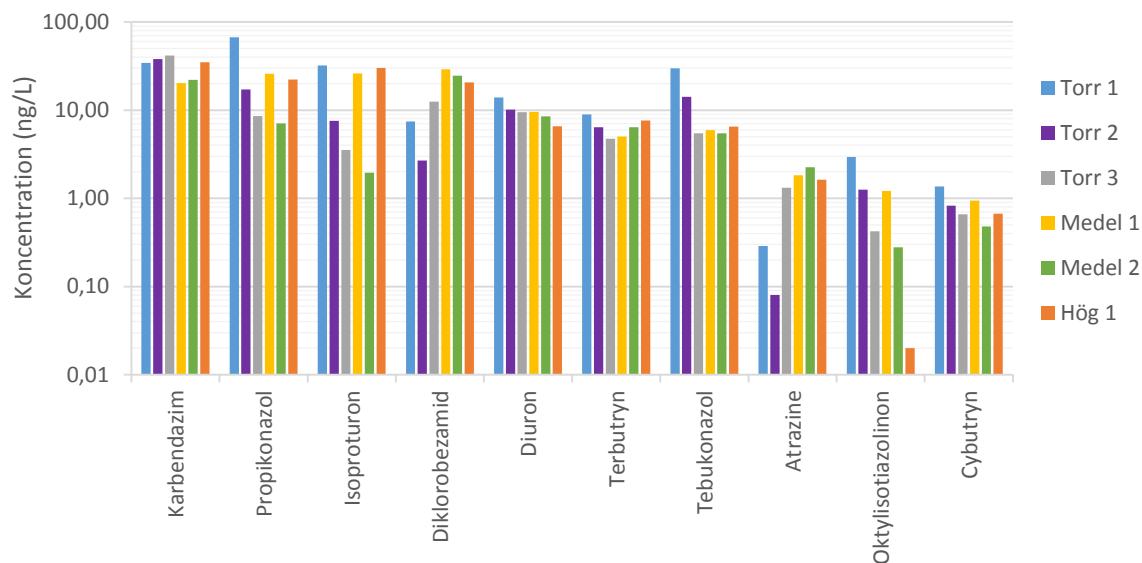
De organiska biociderna uppmättes i koncentrationer mellan 0,02 och 70 ng/L i utgående vatten från Ryaverket (Figur 6.10). Detta är betydligt lägre halter än vad som uppmäts för läkemedel. Figur 6.11 visar hur koncentrationerna av de 15 biociderna varierar vid olika flöden. För fyra av de fem prioriterade ämnena ligger de uppmätta koncentrationerna minst en tiopotens lägre än AA-MNK och ungefär två tiopotenser under MAC-MNK. Endast cybutryn uppmäts i koncentrationer i samma storleksordning som AA-MNK (maxvärde före spädning var 1,4 ng/L jämfört med AA-MNK på 2,5 ng/L).



Figur 6.10 Median-koncentrationer av biocider i utgående vatten från Ryaverket (* ett eller flera värden under LOQ, ** alla värden under LOQ). Variationsbredden är given som standardavvikelse

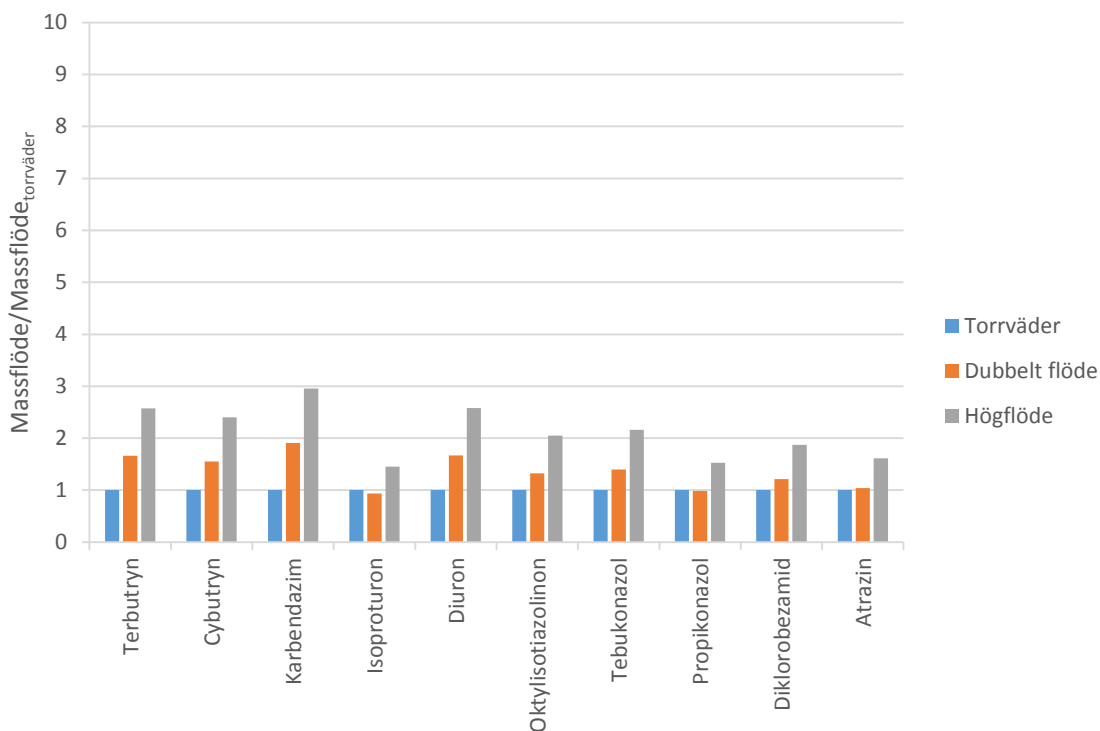
Högst mediankoncentrationer uppmättes av två ämnen som inte finns med på bevakningslistan. Särskilt intressant är karbendazim som varit förbjudet att använda i Sverige sedan 1998. En förklaring kan vara att ämnet bildas vid nedbrytning av benomyl

samt tiofanatmetyl, den senare är fortfarande tillåten att använda både inom EU och i Sverige (Naturskyddsföreningen, 2013).



Figur 6.11 Koncentrationer (ng/L) av biocider i utgående vatten från Ryaverket för alla sex mättillfällen

I syfte att tydliggöra eventuella skillnader vid olika flödessituationer jämfördes massflöden för de olika substanserna på motsvarande sätt som för de olika läkemedlen (Figur 6.12). Även för biociderna tycks mängderna öka med ökande flöde.



Figur 6.12 Relativa massflöden för de biocider som analyserats

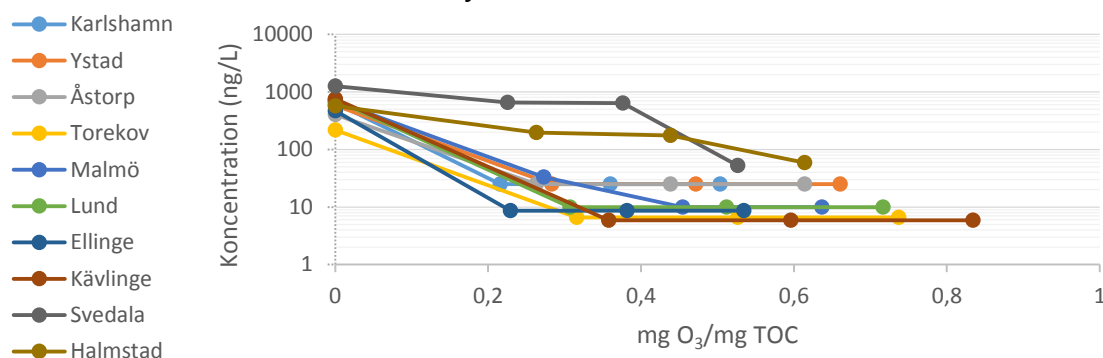
6.3 Reduktion – Läkemedel

6.3.1 Screening

Nedan följer en genomgång av resultaten för läkemedelsrester vid de 10 reningsverken. Alla analyser är utförda av IVL. Resultaten presenteras gruppvis och har delats in efter substanstyper. För proverna tagna vid Svedala ARV kan höga halter av järn, doserat som fällningskemikalie, påverkat reduktionen av vissa ämnen negativt.

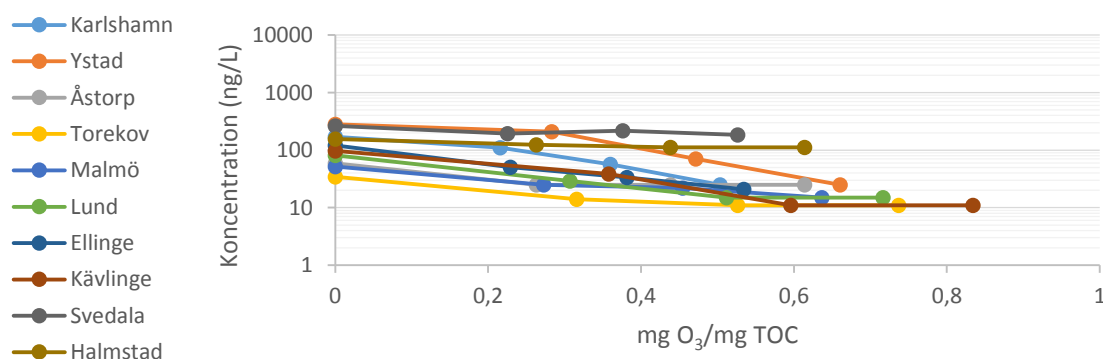
6.3.1.1 Antiinflammatoriska substanser

I denna grupp ingår diklofenak, naproxen, ibuprofen, ketoprofen och paracetamol. Diklofenak uppmäts till koncentrationer mellan 219 och 1261 ng/L i utgående vatten från verken och reduceras till mindre än 25 ng/L vid lägsta ozondosen (3 mg/L) vid alla verk utom Svedala och Halmstad (Figur 6.13). Detta motsvarar en reduktion på mer än 98 % (förutom vid Svedala ARV och Halmstad ARV där motsvarande siffror är 48 % samt 65 %). Naproxen uppvisar ett liknande reduktionsmönster med ca 70 % reduktion vid lägsta ozondosen. Motsvarande halter är från 963 ng/L till 257 ng/L (Halmstad ARV). Dessa två substanser anses därför vara lättnedbrytbara.



Figur 6.13 Koncentration av diklofenak (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

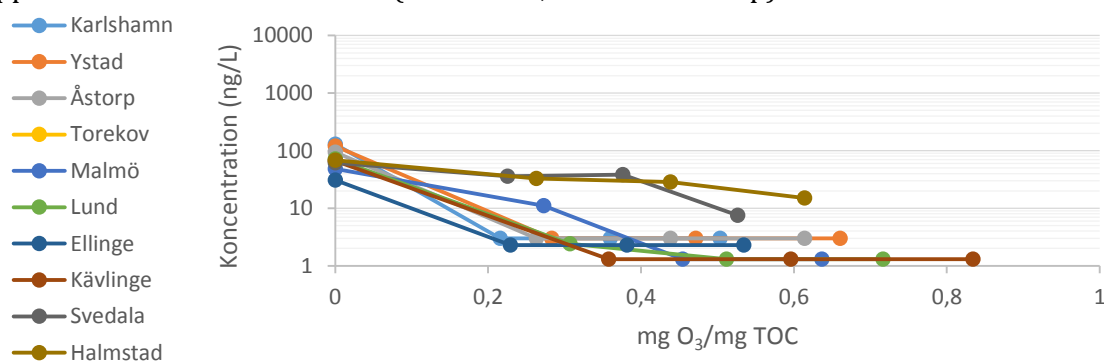
De övriga substanserna (ibuprofen, ketoprofen samt paracetamol) uppvisar ett dos-responsförhållande och anses vara medelsvåra att bryta ner. För till exempel paracetamol (Figur 6.14) innebär detta att 25 % reducerats bort vid 3 mg ozon/L, 75 % vid 5 mg ozon/L och minst 91 % vid 7 mg ozon/L (Sjöhög ARV, Ystad). Detta motsvarar en halt på 280 ng/L före ozonering, 210 ng/L efter ozonering med 3 mg ozon/L, 70 ng/L efter en dos på 5 mg ozon/L samt <25 ng/L efter 7 mg ozon/L.



Figur 6.14 Koncentration av paracetamol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

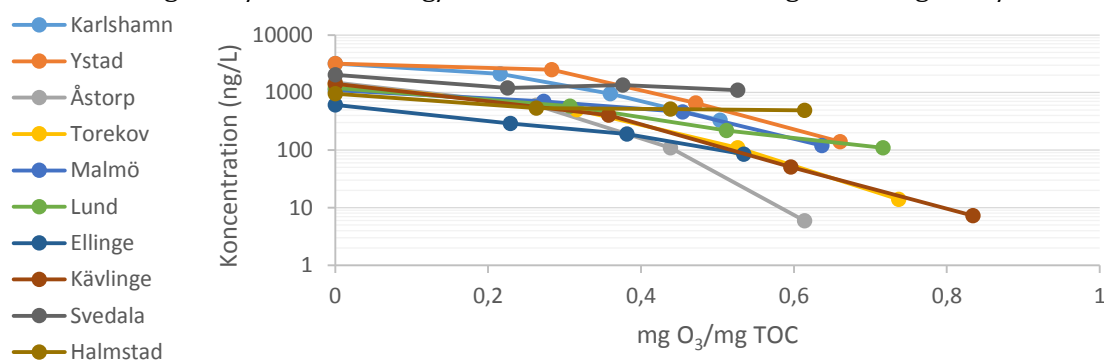
6.3.1.2 Betablockerare

Hydroklorotiazid, bisoprolol, atenolol, metoprolol, amlolidin samt propranolol ingår i gruppen betablockerare vilka alla fungerar blodtryckssänkande. Propranolol (Figur 6.15) uppmäts i koncentrationer mellan 31 och 120 ng/L och bryts ner snabbt. Vid sju reningsverk sjunker halten av propranolol under LOD redan efter lägsta ozondosen (Reningsverken i Malmö, Svedala och Halmstad undantaget). Vid Ellinge ARV reduceras propranolol med 92 % vilket motsvaras av 31 ng/L före ozonering och <2,3 ng/L vid en koncentration av 0,20 mg ozon/mg TOC. Amlolidin följer samma reduktionsmönster men uppmättes inte vid tre av verken (Karlshamn, Ystad och Åstorp).



Figur 6.15 Koncentration av propranolol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

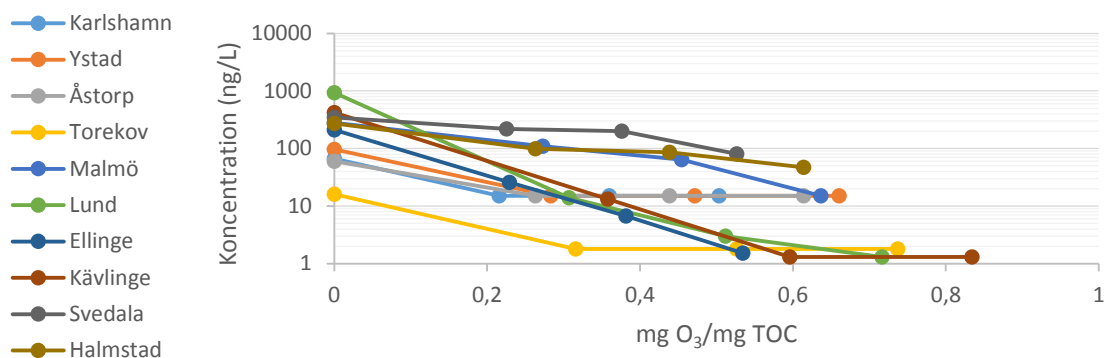
Hydroklorotiazid, bisoprolol, atenolol och metoprolol uppvisar däremot dos-responsförhållanden med reduktion över 80 % först vid ozonering med högsta dosen vid alla reningsverk utom Svedala ARV och Halmstad ARV. För metoprolol (Figur 6.16) innebär detta en koncentration på 1200 ng/L före ozonering (endast för Källby ARV, Lund), 580 ng/L eller en reduktion med 52 % efter ozonering med 3 mg ozon/L, 220 ng/L eller 82 % efter 5 mg ozon/L samt 110 ng/L eller 91 % efter ozonering med 7 mg ozon/L.



Figur 6.16 Koncentration av metoprolol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.1.3 Antibiotika

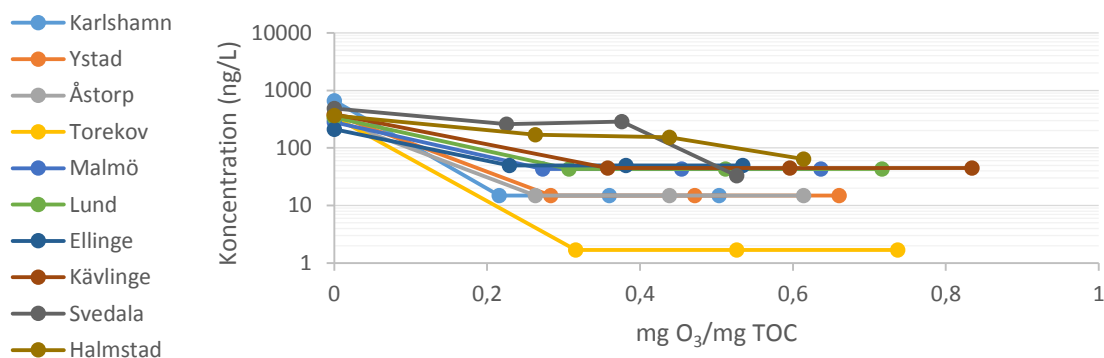
Koncentrationerna av sulfametoxazol före ozonering varierar kraftigt, mellan 16 ng/L vid Torekov ARV och 1686 ng/L vid Kävlinge ARV. Resultaten av ozonering vid dessa verk följer samma mönster med hög reduktion redan vid lägsta dosen (0,2–0,4 mg ozon/mg TOC) (89 % reduktion vid Torekovs ARV och 96 % vid Kävlinge ARV) (Figur 6.17). Tetracyklin, ciprofloxacin och trimetoprim följer liknande reduktionsmönster. Dock uppmättes tetracyklin endast vid två av verken i koncentrationer över LOD och LOQ (955 ng/L på Svedala ARV, och 2822 ng/L på Halmstad ARV).



Figur 6.17 Koncentration av sulfametoxazol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

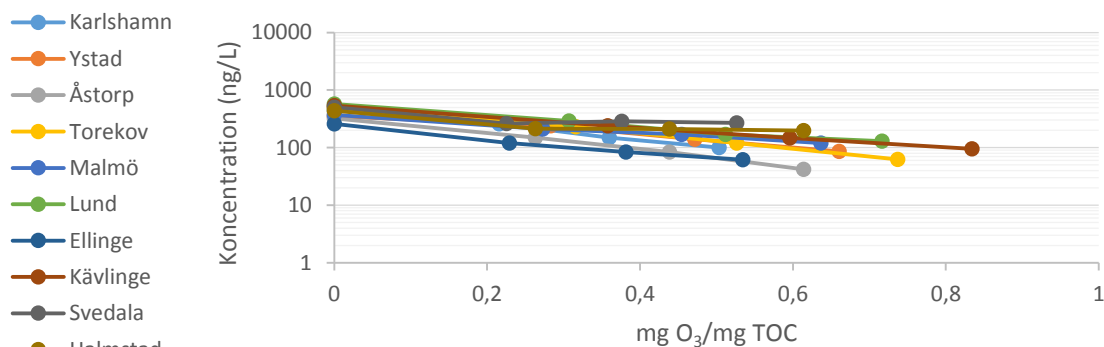
6.3.1.4 Lugnande substanser

Karbamazepin och oxazepam är de två lugnande substanser som analyserats. Karbamazepin reduceras till låga koncentrationer redan efter ozonering med lägsta ozondosen (undantaget Svedala och Halmstad ARV där det krävs 7 mg/L för att uppnå liknande resultat) (Figur 6.18). Upp till 99 % av substansen tas bort, vilket motsvarar en koncentration på 349 ng/L före ozonering och <1,7 ng/L efter ozonering med 3 mg/L.



Figur 6.18 Koncentration av karbamazepin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

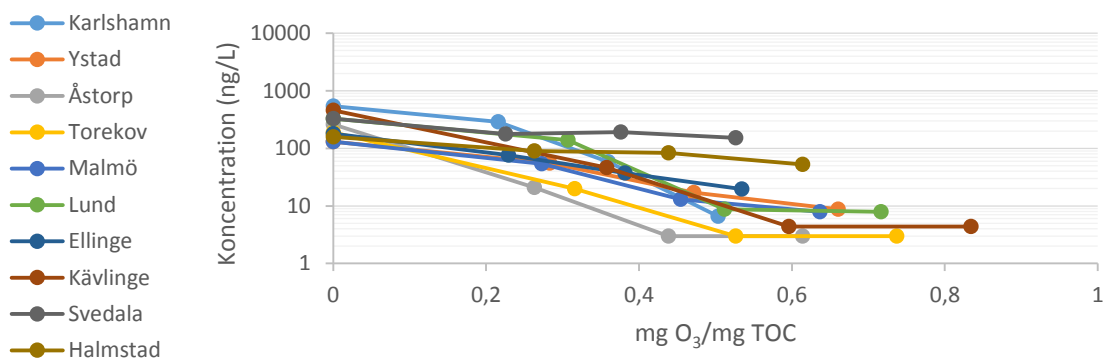
Nedbrytningen av oxazepam uppvisar ett dos-responsförhållande där en högre ozondos ger högre reduktion (Figur 6.19). För utgående vatten från Kävlinge ARV tas 55 % av substansen bort vid 3 mg ozon/L, 72 % vid 5 mg ozon/L samt 82 % vid 7 mg ozon/L. Detta motsvarar en reduktion från 540 ng/L till 240 ng/L, 148 ng/L respektive 95 ng/L för de högre ozondoserna.



Figur 6.19 Koncentration av oxazepam (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.1.5 Antidepressiva substanser

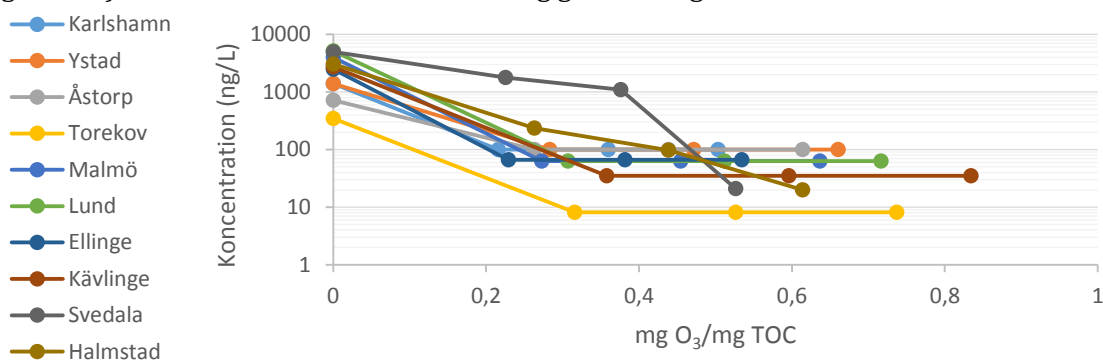
Reduktionen av citalopram samt sertralin varierar mellan de olika verken (Figur 6.20) där de reduceras till hög grad vid låg dos ozon vid en del av verken men uppvisar ett tydligare dos-responsförhållande vid andra.



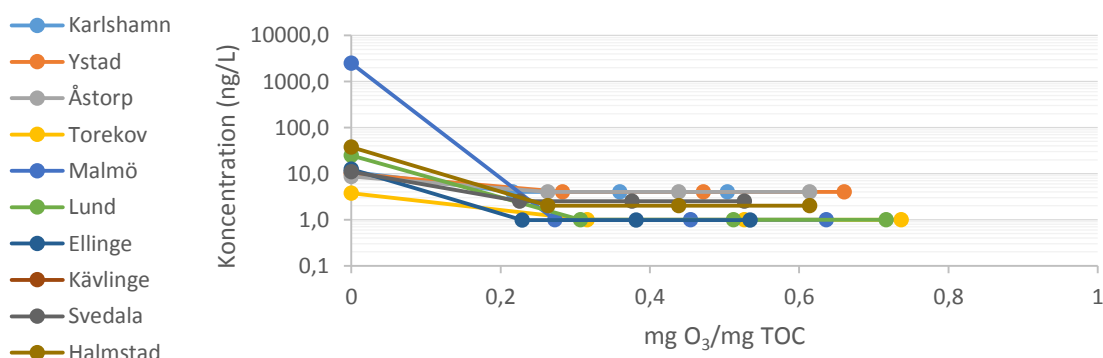
Figur 6.20 Koncentration av citalopram (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.1.6 Övriga substanser

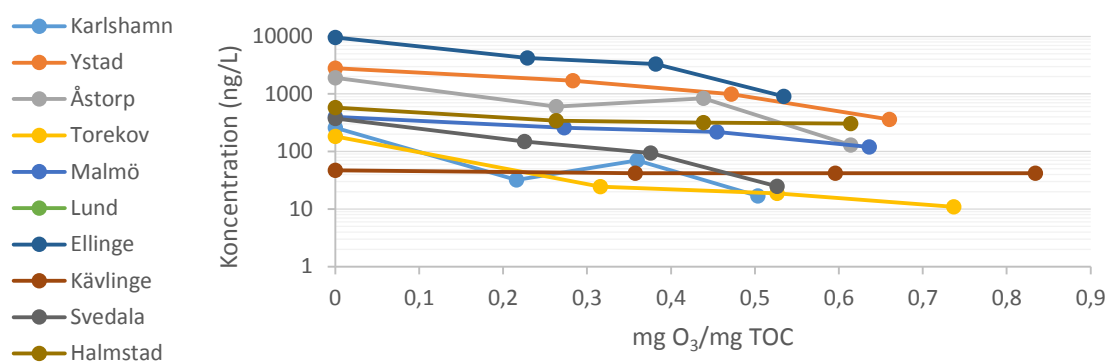
Övriga substanser består av vätskedrivande (Figur 6.21), blodförtunnande (Figur 6.22) och stimulerande substanser (Figur 6.23) samt magsårs- och astmamedicin (Figur 6.24 resp. Figur 6.25). Alla substanserna reduceras i hög grad vid lägsta ozondosen.



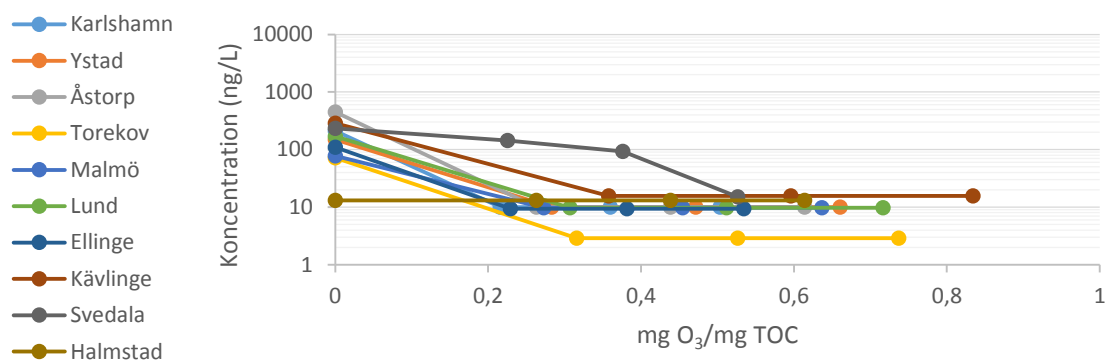
Figur 6.21 Koncentration av furosemid (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



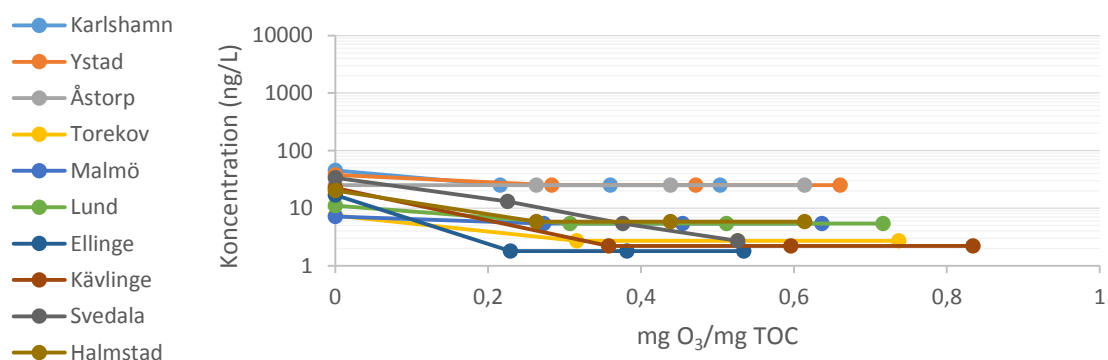
Figur 6.22 Koncentration av warfarin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



Figur 6.23 Koncentration av koffein (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



Figur 6.24 Koncentration ranitidin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



Figur 6.25 Koncentration av terbutalin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.2 Ryaverket

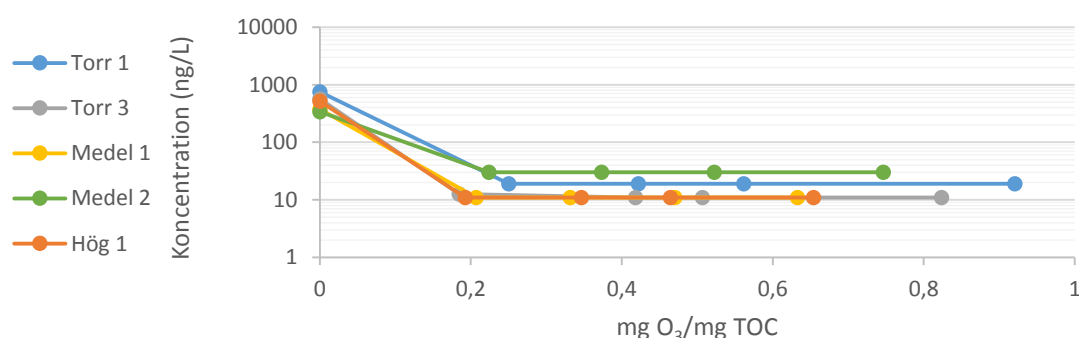
Totalt genomfördes sex provtagningskampanjer vid Ryaverket i Göteborg. Under en av körningarna, Torrflöde 2, fastnade luft i tryckstegringspumpen vilket ledde till betydligt lägre vattenflöde genom systemet än förväntat. Detta innebar att mängden ozon per volymenhet vatten samt uppehållstiden i reaktionstanken ökade. Problemet uppmärksammades inte förrän efter de två första proverna tagits och då det inte går att avgöra hur höga koncentrationer vattnet behandlats med har hela denna provtagningskampanj uteslutits ur denna resultatdel.

Figur 6.28 visar utgående koncentrationer för alla 28 läkemedelssubstanser före ozonering samt efter ozonering med 5 mg ozon/L. Av de 28 läkemedel som analyserades uppmättes koncentrationer över detektionsnivån för respektive substans (LOD) för 23 substanser i utgående vatten från verket. 18 av de 23 återfanns i koncentrationer över kvantifieringsnivån.

Nedan följer en genomgång av reduktionsresultaten för läkemedelsrester vid Ryaverket. Alla analyser är utförda vid Aarhus Universitet i Roskilde. Resultaten presenteras gruppvis och har delats in efter substanstyper.

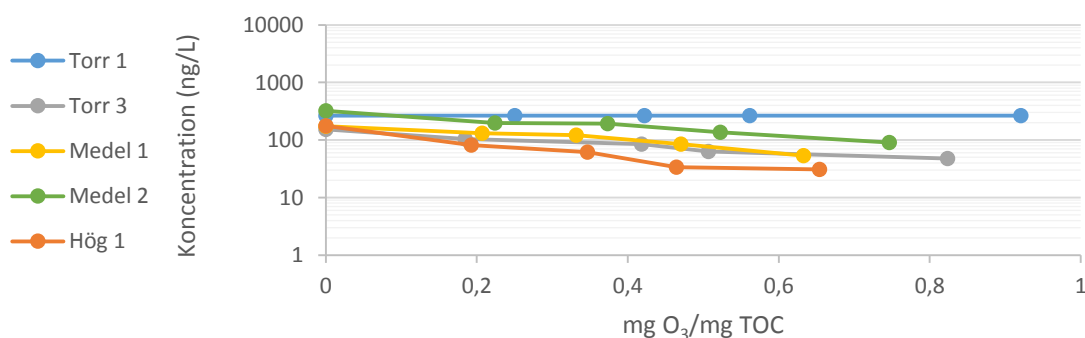
6.3.2.1 Antiinflammatoriska substanser

Diklofenak reduceras till mer än 90 % redan vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC (Figur 6.26) vilket motsvarar en reduktion från 340 ng/L till <30 ng/L.

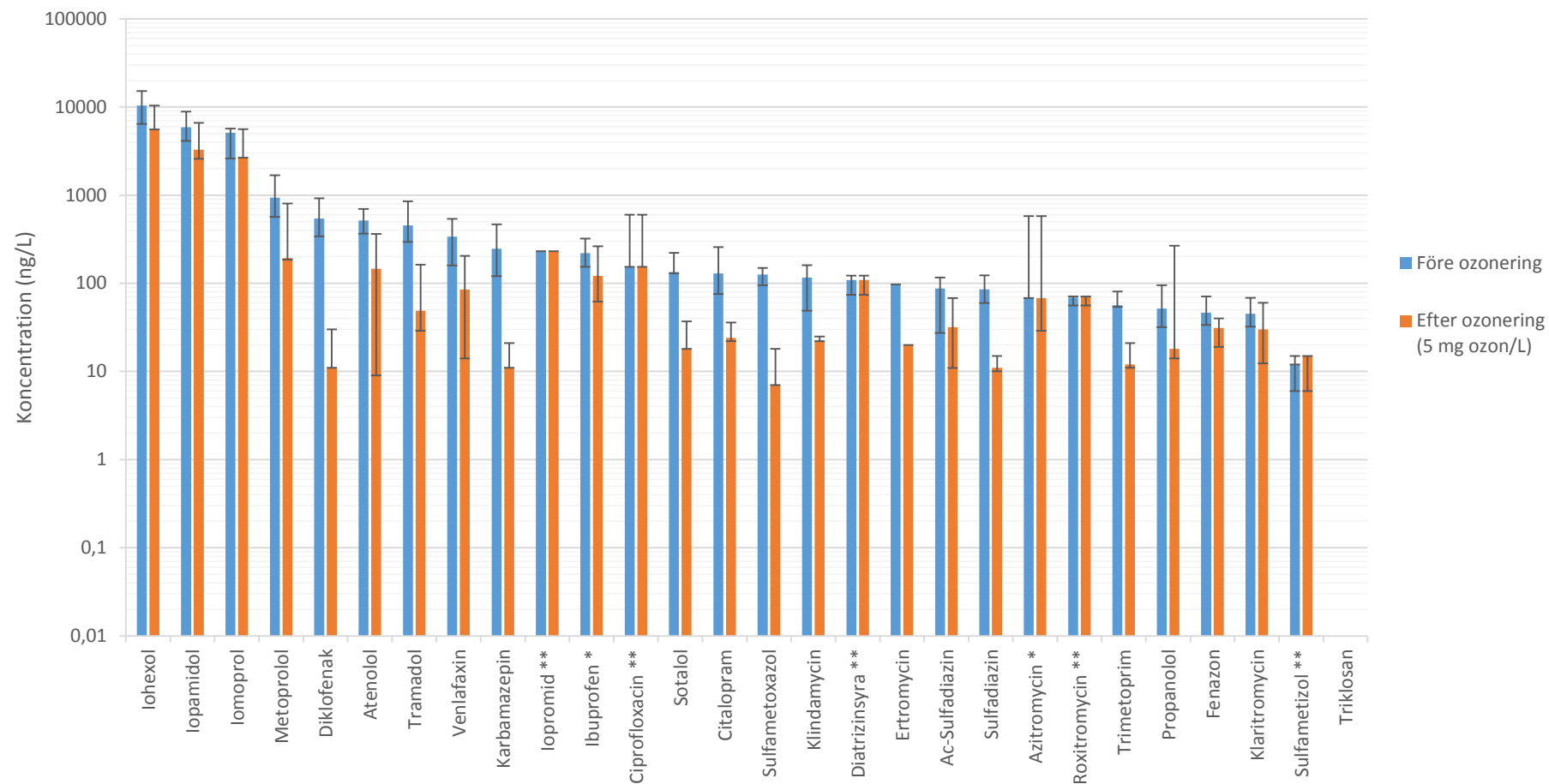


Figur 6.26 Koncentration av diklofenak (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Ibuprofen är däremot inte lika lätt att bryta ner med ozon, vilket syns tydligt i Figur 6.27. Däremot har man vid tidigare studier visat att ca 97 % av substansen brutits ner i den biologiska processen i verket. Liknande reduktioner i den biologiska processen har även uppmäts för naproxen samt paracetamol (Falås *m.fl.*, 2012b).



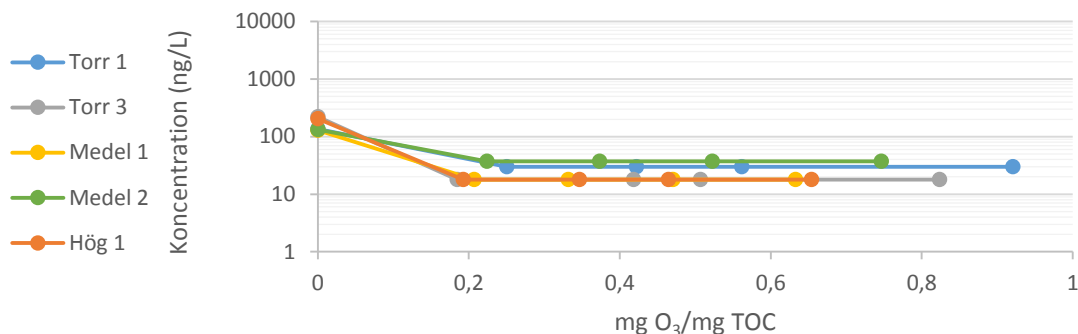
Figur 6.27 Koncentration av ibuprofen (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



Figur 6.28 Median-utloppskoncentrationer samt median-koncentrationen efter ozonering med 5 mg ozon/L av läkemedel vid Ryaverket (* ett eller flera värden under LOQ eller LOD, ** alla värden under LOQ eller LOD). Triklosan detekterades inte alls. Variationsbredden är angiven som standardavvikelser

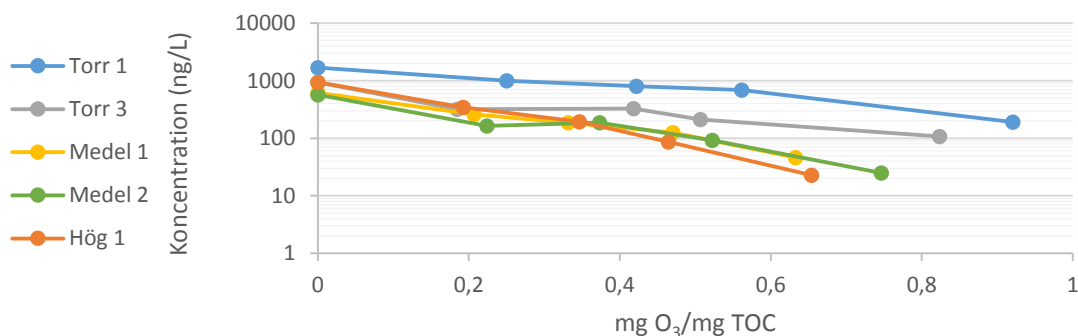
6.3.2.2 Betablockerare

Betablockerare fungerar blodtryckssänkande och i studien analyserades atenolol, metoprolol, propranolol samt sotalol. Metoprolol, propranolol och sotalol uppmättes alla i koncentrationer över LOQ. Både propranolol och sotalol (Figur 6.29) reduceras till koncentrationer under LOQ vid lägsta dosen ozon. För sotalol innebär detta en reduktion på minst 72 % eller från 131 ng/L till <37 ng/L.



Figur 6.29 Koncentration av sotalol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Reduktionen av metoprolol uppvisar ett dos-responsförhållande där det i 4 fall av 5 krävs en ozonkoncentration på ca 0,5 mg ozon/mg TOC (Figur 6.30). Tittar man på värdena för provtagningstillfälle Medel 2 motsvarar detta en reduktion från 565 ng/l till 92 ng/L.

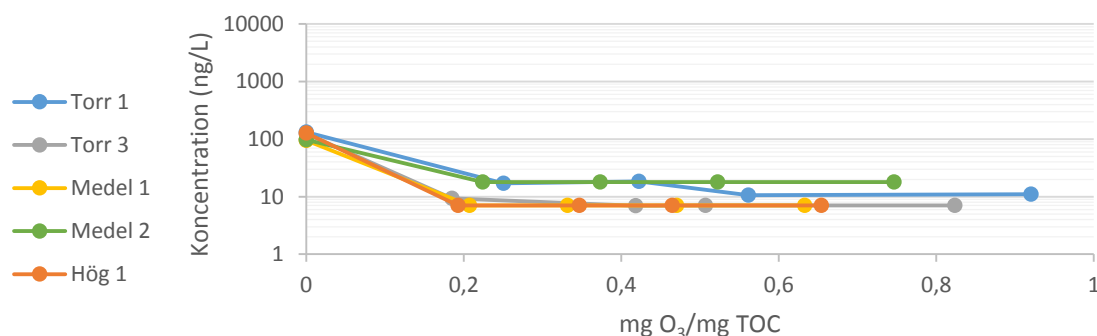


Figur 6.30 Koncentration av metoprolol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.2.3 Antibiotika

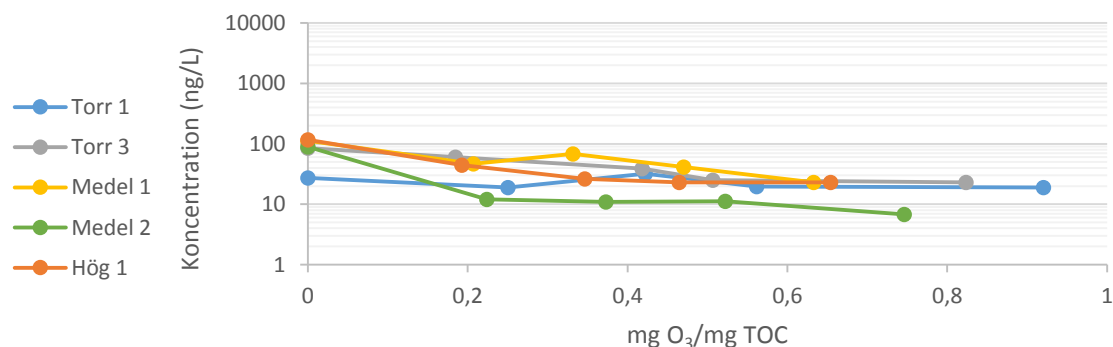
De antibiotika som analyserades var zitromycin, ciprofloxacin, klaritromycin, klindamycin, ertromycin, roxitromycin, sulfadiazin och dess metabolit ac-sulfadiazin, sulfametizol, sulfametoxazol samt trimetoprim. Av dessa är det endast klarithromycin, klindamycin, sulfadiazin (och dess metabolit ac-sulfadiazin), sulfametoxazol och trimetoprim som uppmäts i koncentrationer över LOQ före ozonering. De bryts alla (undantaget metaboliten ac-sulfadiazin) ned till koncentrationer under LOD vid ozonering med den lägsta dosen (3 mg ozon/L). Det går inte heller att utläsa någon skillnad i reduktionsförmåga vid olika flödesnivåer.

För sulfametoxazol ses en reduktion på över 82 % vid 0,2 mg ozon/mg TOC (Figur 6.31). Detta motsvarar en reduktion från 97 ng/L till <18 ng/L.



Figur 6.31 Koncentration av sulfametoxazol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

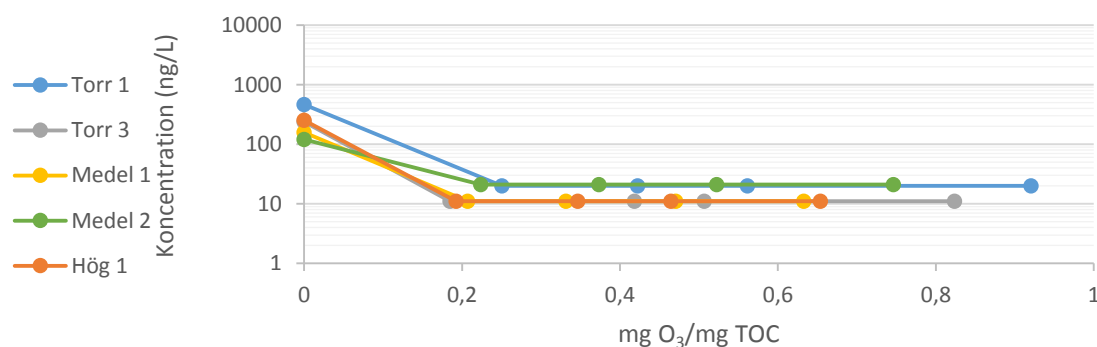
Metaboliten ac-sulfadiazin uppvisar ett annat reduktionsbeteende vid två av provtagningstillfällena (Torr 1 och Medel 1) (Figur 6.32).



Figur 6.32 Koncentration av ac-sulfadiazin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

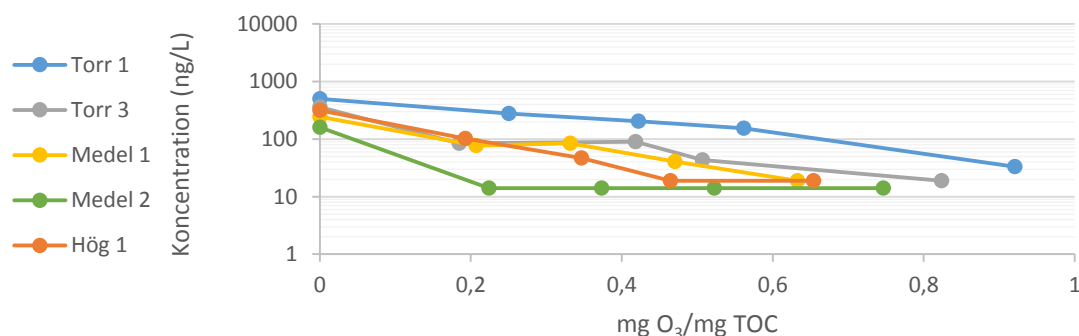
6.3.2.4 Lugnande och antidepressiva substanser

Det lugnande medlet karbamazepin och den antidepressiva substansen citalopram reduceras båda till koncentrationer under LOQ redan vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC. För karbamazepin innebär detta en reduktion på mer än 83 % (Figur 6.33) eller från 120 ng/L till 21 ng/L.



Figur 6.33 Koncentration av karbamazepin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

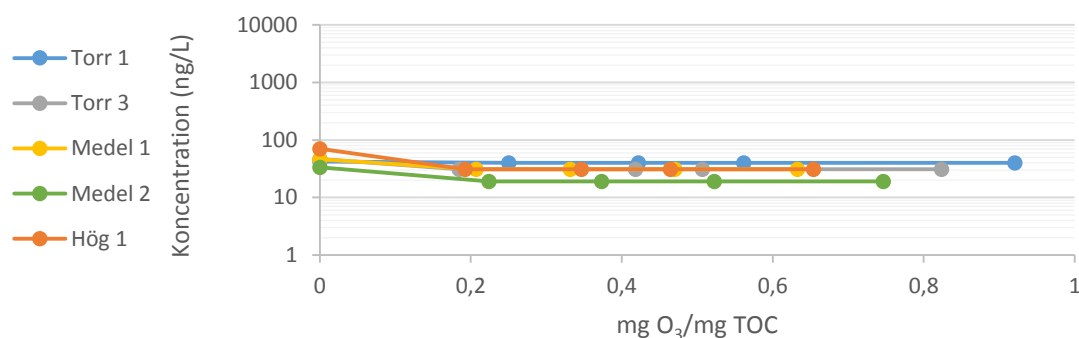
Den antidepressiva substansen venlafaxin verkar däremot kräva minst 0,4 mg ozon/mg TOC för att reduceras i samma utsträckning (Figur 6.34).



Figur 6.34 Koncentration av venlafaxin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

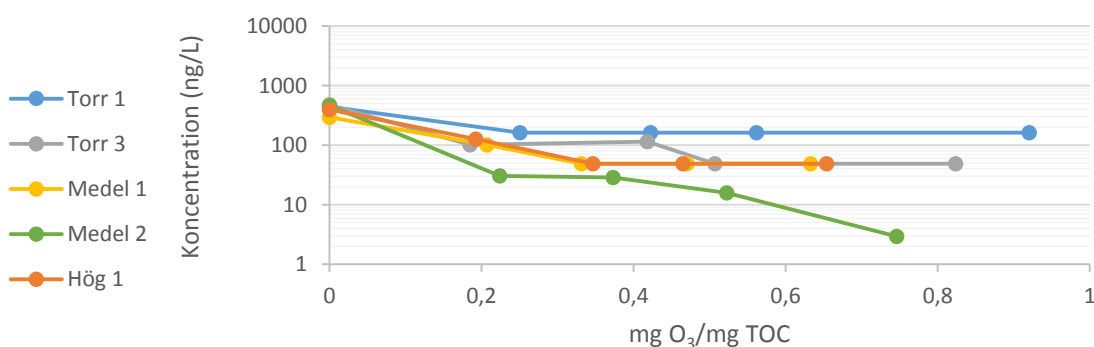
6.3.2.5 Febernedsättande och smärtstillande

Det febernedsättande och smärtlindrande fenazon bryts ner till koncentrationer under LOQ redan vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC (Figur 6.35). Anledningen till den låga procentuella reduktionen (max 56 %) beror på den lilla skillnaden mellan halter före ozonering (mellan 34 och 71 ng/L) och LOQ-värdet (mellan 19 och 40 ng/L).



Figur 6.35 Koncentration av fenazon (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

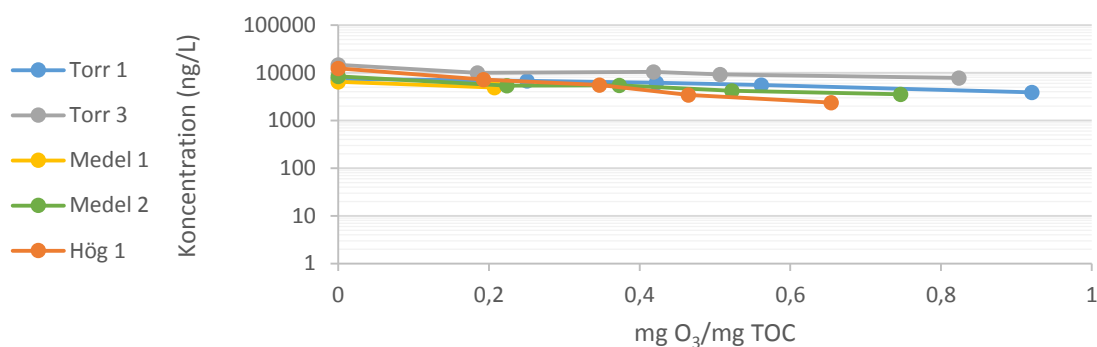
Den smärtstillande substansen tramadol reduceras till värden under LOQ vid ozonhalter högre än ca 0,4 mg ozon/mg TOC (Figur 6.36). För provtagningstillfälle Hög 1 har substansen reducerats med 88 % vid 0,41 mg ozon/mg TOC. Detta motsvarar en koncentrationsminskning från 396 ng/L innan ozonering till <49 ng/L.



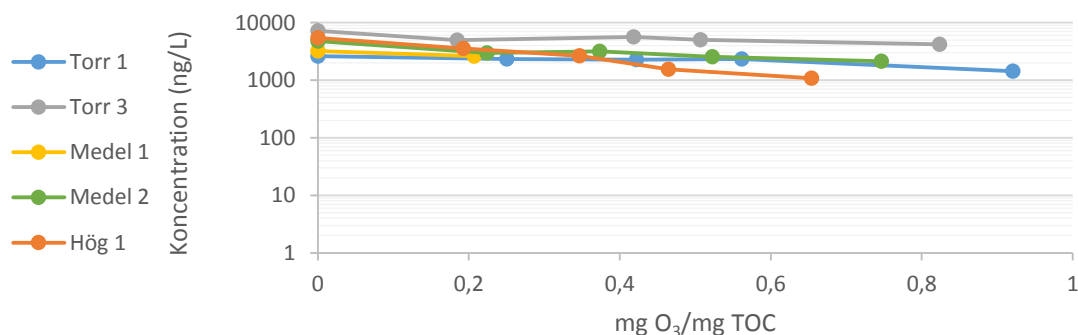
Figur 6.36 Koncentration av tramadol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.2.6 Kontrastvätskor

Fem kontrastvätskor, diatrizinsyra, iohexol, iopromid, iomoprol och iopamidol, analyserades men endast två, iohexol och iomoprol, uppmättes i koncentrationer över LOQ. Dessa uppmättes däremot i högst koncentrationer av alla läkemedel som analyserades men reduceras i mindre utsträckning än de andra. För både iohexol (Figur 6.37) och iomoprol (Figur 6.38) krävs höga ozondoser för att reducera ens 50 % av substanserna. Tidigare studier har visat att halterna av dessa ämnen inte påverkas i någon större utsträckning då de passerar igenom de biologiska processerna i reningsverken (Kalsh, 1999).



Figur 6.37 Koncentration av iohexol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket



Figur 6.38 Koncentration av iomoprol (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.3.2.7 Antibakteriella substanser

Det antibakteriella medlet triklosan uppmättes inte i koncentrationer över LOD för något av mättilfallet varför det inte finns någon data över hur detta påverkas av ozon.

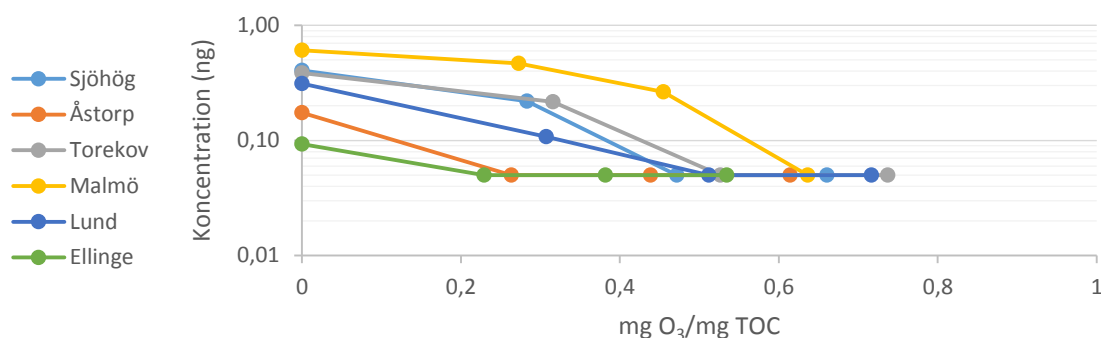
6.4 Reduktion – Biocider

Samtliga biocider uppmättes i låga utgående koncentrationer och samtliga prioriterade ämnen låg under respektive miljökvalitetsnorm. Nedan presenteras reduktionen av tre prioriterade ämnen (cybutryn, diuron samt atrazin), dels i delprojektet screening och dels i delprojekt Ryaverket. Reduktion av övriga substanser redovisas i Bilaga 3 & 4.

6.4.1 Screening

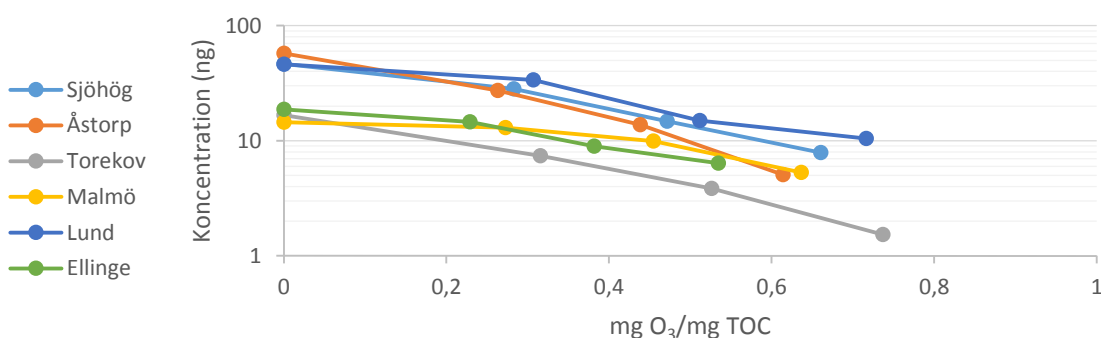
På grund av provtagningstekniska problem finns inga värden från Sternö ARV, Karlskrona. Analysresultaten för biocider från Svedala ARV uppvisade orimliga reduktionsmönster (se tabell i Bilaga 4). Då motsvarande prover analyserade för läkemedel inte uppvisar samma problem har biocidresultaten uteslutits ur följande stycke.

Högst koncentration av cybutryn uppmättes vid Sjölundaverket i Malmö (0,61 ng/L) men vid en ozonkoncentration på 0,5 mg ozon/mg TOC har substansen reducerats till <0,05 ng/L. Den procentuella reduktionen ser ut att variera mellan 46 % (Ellinge) och 92 % (Malmö) (Figur 6.39). Den lägre procentuella reduktionen vid vissa verk beror på lägre halter före ozonering.



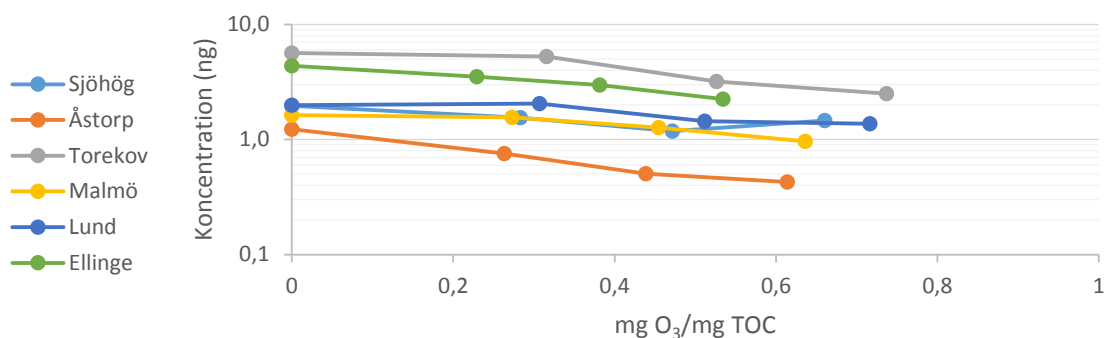
Figur 6.39 Koncentration av cybutryn (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Reduktionen av diuron (Figur 6.40) följer ett dos-responsförhållande och uppvisar högst reduktion vid Torekov ARV med 91 % vid en ozonkoncentration på 0,74 mg ozon/mg TOC vilket motsvarar en reduktion från 17 ng/L till 1,5 ng/L.



Figur 6.40 Koncentration av diuron (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Atrazin uppmättes i låga koncentrationer innan ozonering (mellan 1,23 ng/L och 5,6 ng/L) varför det negativa värdet för Lund (-3,15 % vid 0,3 mg ozon/mg TOC) skulle kunna förklaras som osäkerheter i analysmetoden. Som mest uppnås en reduktion på 65 % vid Åstorps ARV vilket motsvarar en reduktion från 1,23 ng/L till 0,43 ng/L vid en koncentration på ca 0,6 mg ozon/mg TOC (Figur 6.41).

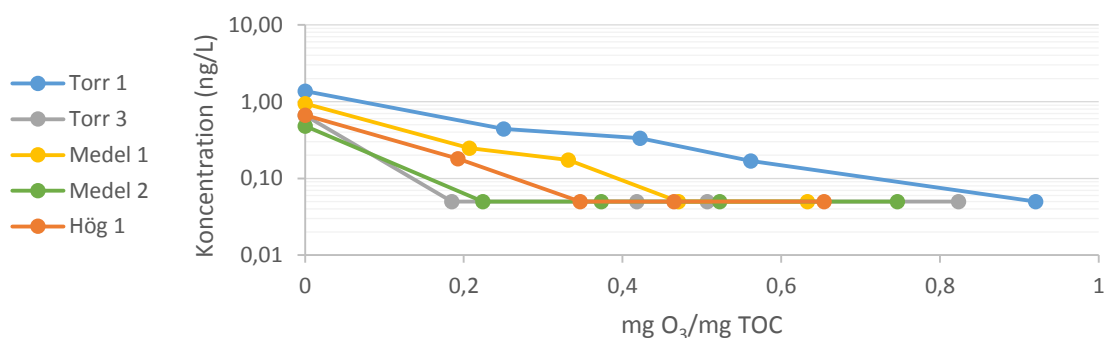


Figur 6.41 Koncentration av atrazin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.4.2 Ryaverket

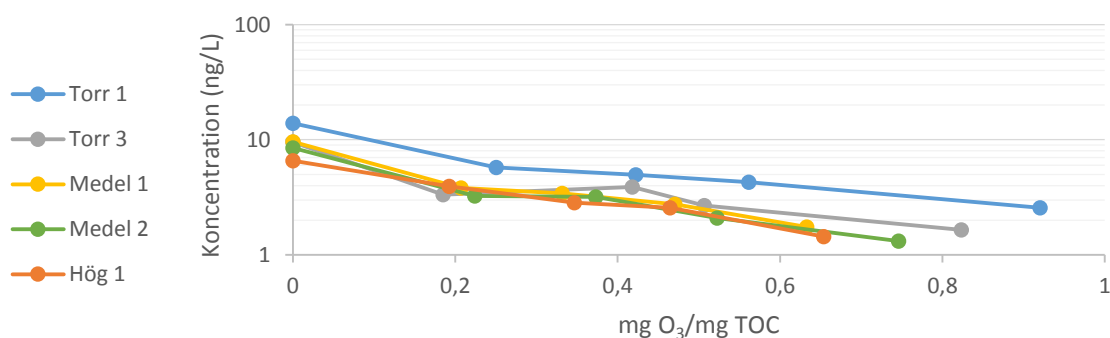
Av de 15 biocider som analyserades uppmättes koncentrationer över detektionsnivån för samtliga substanser men för 4 substanser (benzoisotiazolinon, mekoprop, iodokarb och metylisotiazolinon) var koncentrationerna under LOQ vid alla mätillfällen.

Cybutryn (Figur 6.42) uppvisar en hög reduktion redan vid låga koncentrationer av ozon (minst 68 % vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC) och mer än 88 % vid ca 0,55 mg ozon/mg TOC (eller från 1,37 ng/L till 0,17 ng/L).



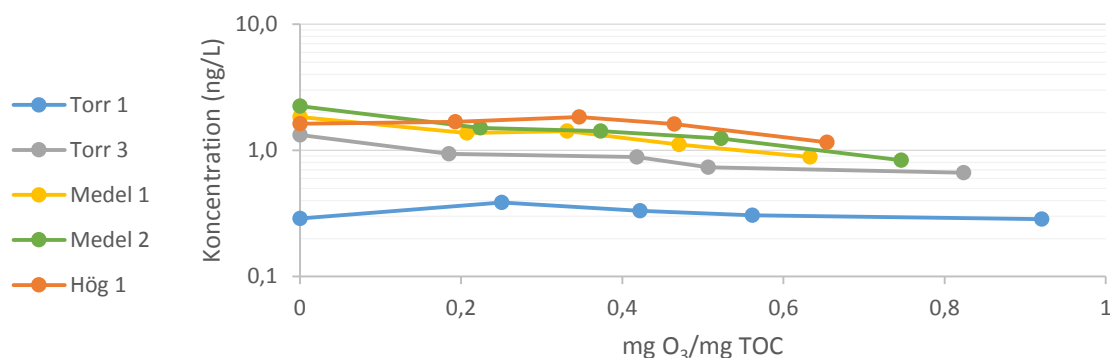
Figur 6.42 Koncentration av cybutryn (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Diuron (Figur 6.43) uppnår en reduktion på 60 % redan vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC (från 13,9 ng/L till 5,75 ng/L för Torr 1). För att uppnå högre reduktion (upp mot 80 %) krävs en ozonkoncentration på mer än 0,65 mg ozon/mg TOC (för Torr 1 krävdes en koncentration på 0,9 mg ozon/mg TOC för att uppnå en reduktion på 82 % eller 2,56 ng/L).



Figur 6.43 Koncentration av diuron (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

Atrazin (Figur 6.44) uppvisar generellt en låg reduktion (max 63 % vid >0,7 mg ozon/mg TOC eller från 2,25 ng/L till 0,84 ng/L). I två av fallen, Torr 1 och Hög 1, ser reduktionen ut att vara negativ men detta kan troligen förklaras med osäkerheter i analysmetoden vid de låga halter som substansen återfinns i.



Figur 6.44 Koncentration av atrazin (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

6.5 Reduktion – Hormoner

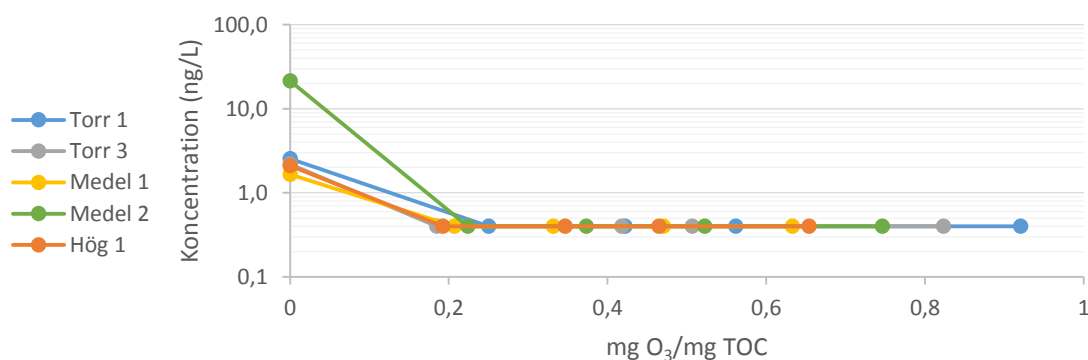
Analysresultatet av de fyra steroidhormonerna, östron, 17 β -östradiol, östriol och 17 α -ethinylöstradiol, presenteras i korthet i följande stycke.

6.5.1 Screening

Samtliga substanser uppmättes i koncentrationer under kvantifieringsnivån redan före ozonering vid alla de verk där vattenanalyser gjordes (östron <0,4 ng/L, 17 β -östradiol <1,2 ng/L, östriol <2,5 ng/L och 17 α -ethinylöstradiol <1,2 ng/L). Trots de låga koncentrationerna riskerar de att ha negativ inverkan på recipienten. Försök har visat att hanar av regnbågsforell producerar vitellogenin (ett protein som annars bara återfinns i äggläggande honor) då de utsätts för lösningar utspädda till så låga koncentrationer som 0,1 ng 17 α -ethinylöstradiol/L (Purdom *m.fl.*, 1994).

6.5.2 Ryaverket

Tre av fyra substanser uppmättes i koncentrationer under kvantifieringsnivån före ozonering vid alla provtagningstillfällen (17 β -östradiol <1,2 ng/L, östriol <2,5 ng/L och 17 α -ethinylöstradiol <1,2 ng/L). Östron återfanns, om än i låga koncentrationer (mellan 1,65 ng/L och 21,48 ng/L), vid alla provtagningstillfällen. Substansen reduceras dock till koncentrationer <0,4 ng/L redan vid ca 0,2 mg ozon/mg TOC (Figur 6.45). Diagram över östron-halterna återfinns i Bilaga 5.



Figur 6.45 Koncentration av östron (ng/L) som funktion av specifik ozondos i utgående flöde från reningsverket

7 Sammanfattning

För att underlätta tolkningen av resultaten har ett medianvärde av den procentuella reduktionen för varje substans och ozondos beräknats och presenteras i Tabell 7.1. Alla provtagningar i delprojekt "Screening" gjordes vid normalflöde för respektive verk. För att ge en rättvis bild av resultaten från delprojekt "Ryaverket" har endast resultaten från låg- och medelflödestillfällen använts i denna sammanställning. Antal indata för varje medianvärde presenteras i tabellen.

Tabell 7.1 Rött: <50 % reduktion, gult: 50-79 % reduktion, ljusgrönt: 80-89 % reduktion, mörkgrönt: >90 % reduktion, vitt: ej över kvantifieringsgränsen, vitt med X: substansen analyserades ej vid denna koncentration. Tal inom parenteser: första siffran motsvarar antal tillfällen halter av substansen uppmättes över kvantifieringsnivån, andra siffran är totalt antal mätillfällen då substansen analyserades

Substans	Grupp	3 g O ₃ /m ³	5 g O ₃ /m ³	7 g O ₃ /m ³	10 g O ₃ /m ³	Anm.
Diklofenak	Antiinflammatorisk					(14:14)
Ibuprofen	Antiinflammatorisk					(12:14)
Paracetamol	Antiinflammatorisk				X	(10:10)
Ketoprofen	Antiinflammatorisk				X	(10:10)
Naproxen	Antiinflammatorisk				X	(9:10)
Atenolol	Betablockerare					(14:14)
Metoprolol	Betablockerare					(14:14)
Propanolol	Betablockerare					(13:14)
Sotalol	Betablockerare					(4:4)
Hydroklorotiazid	Betablockerare				X	(10:10)
Amlodipin	Betablockerare				X	(7:7)
Bisoprolol	Betablockerare				X	(10:10)
Azitromycin	Antibiotika					(1:4)
Ciprofloxacin	Antibiotika					(5:10)
Klaritromycin	Antibiotika					(4:4)
Klindamycin	Antibiotika					(4:4)
Ertromycin	Antibiotika					(1:1)
Roxitromycin	Antibiotika					(0:4)
Sulfadiazin	Antibiotika					(4:4)
Tetracyklin	Antibiotika				X	(2:10)
Ac-Sulfadiazin	Metabolit					(4:4)
Sulfametizol	Antibiotika					(0:4)
Sulfametoxazol	Antibiotika					(14:14)
Trimetoprim	Antibiotika					(14:14)
Karbamazepin	Lugnande medel					(14:14)
Oxazepam	Lugnande medel				X	(10:10)
Citalopram	Antidepressivt					(14:14)
Venlafaxin	Antidepressivt					(4:4)
Sertralin	Antidepressivt				X	(9:9)
Fenazon	Febernedsättande					(4:4)
Tramadol	Smärtstillande					(4:4)
Diatrizinsyra	Kontrastvätska					(0:4)

Iohexol	Kontrastvätska					(4:4)
Iopromid	Kontrastvätska					(0:4)
Iomoprol	Kontrastvätska					(4:4)
Iopamidol	Kontrastvätska					(3:4)
Triklosan	Antibakteriell					(0:4)
Warfarin	Antikoagulantia				X	(9:10)
Ranitidin	Mot magsår				X	(9:10)
Terbutalin	Astmamedicin				X	(9:10)
Koffein	Stimulantia				X	(9:10)
Furosemid	Diuretika				X	(10:10)
Östron	Steroidhormon					(4:14)
17β-Östradiol	Steroidhormon					(0:14)
Östriol	Steroidhormon					(0:14)
17α-etinylöstradiol	Steroidhormon					(0:14)
Terbutryn	Biocid					(14:14)
Cybutryn	Biocid					(14:14)
Karbendazim	Biocid					(14:14)
Iodocarb	Biocid					(0:14)
Isoproturon	Biocid					(14:14)
Diuron	Biocid					(14:14)
Metylisotiazolinon	Biocid					(0:14)
Benzoisotiazolinon	Biocid					(0:14)
Oktylisotiazolinon	Biocid					(13:14)
Dikloroisotiazolinon	Biocid					(6:14)
Tebukonazol	Biocid					(13:14)
Propikonazol	Biocid					(13:14)
Mekoprop	Biocid					(1:14)
Diklorobezamid	Biocid					(13:14)
Atrazin	Biocid					(13:14)

8 Referenser

Abegglen, C & Siegrist, H (2012). *Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser – Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen*. Schweizerische Eidgenossenschaft, Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern 2012.

Absi, F., Gamache, F., Gehr, R., Liechti, P. & Nicell, J. (1993). *Pilot plant investigation of ozone disinfection of physiochemically treated municipal wastewater* (pdf).

DegremontTechnologies. Finns på: <http://www.degremont-technologies.com/dgtech.php?rubrique86> (besökt 2015-05-11).

Andersson J., Woldegiorgis A., Remberger M., Kaj L., Ekheden Y., Dusan B., Svensson A., Broström-Lundén E., Dye C. & Schlabach M. (2006) *Results from the Swedish National Screening Programme 2005*. Sub report 1 Antibiotics, Anti-inflammatory substances and Hormones. IVL rapport B1689, 2006.

Commission Implementing Decision (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council (notified under document C(2015) 1756) Text with EEA relevance, OJ L 78, 24.3.2015, p. 40–42.

DIRECTIVE 2013/39/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 August 2013.

Eggen, R., Hollender, J., Joss, A., Schärer, M. och Stamm, C. (2014) *Reducing the Discharge of Micropollutants in the Aquatic Environment: The Benefits of Upgrading Wastewater Treatment Plants*. Environmental Science & Technology.

Europaparlamentets och rådets direktiv 200/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Falås, P., Andersen, H.R., Ledin, A. och la Cour Jansen, J. (2012a). *Impact of solid retention time and nitrification capacity on the ability of activated sludge to remove pharmaceuticals*. Environmental Technology 33(8), 865–872.

Falås, P., Andersen, H.R., Ledin, A. och la Cour Jansen, J. (2012b) *Occurrence and reduction of pharmaceuticals in the water phase at Swedish wastewater treatment plants*. Water & Science Technology, 66(4), p. 783-791.

Falås, P. (2012). *Removal of pharmaceuticals in biofilm and activated sludge systems*. PhD dissertation. Water and Environmental Engineering, Department of Chemical Engineering, Lund University. ISBN978-91-7422-312-5.

Fick, J., Lindberg, R., Kaj, L. och Brorström, E. (2011). *Results from the Swedish National Screening Programme 2010*. Subreport 3. Pharmaceuticals. IVL rapport B2014, 2011.

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

HELCOM (2007). *Baltic Sea Action Plan*. HELCOM. Finns på: <http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan> (besökt 2015-05-11).

Helmfrid, I. & Eriksson, C. (2010). *Läkemedelsrester från sjukhus och avloppsreningsverk*. Rapport 2010-1. Svenskt Vatten & Landstinget i Östergötland.

- Hollender, J., Zimmermann, S., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U. och Siegrist, H. (2009). *Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration*. Environmental Science & Technology, 43, 7862-7869.
- Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A., Jansen, J. la Cour (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk – kunskapssammanställning*. Rapport 2014–16. Svenskt Vatten AB.
- Kalsch, W. (1999). *Biodegradation of the iodinated X-ray contrast media diatrizoate and iopromide*. The Science of the Total Environment 225. P. 143-153.
- Karlshamns kommun (2013). Protokoll från sammanträde med tekniska nämnden. Finns på: http://www.karlshamn.se/Global/Karlshamn/Politik/Teknisk_namnd/Protokoll/Protokoll_%202013/Protokoll_tn_130626.pdf, (besökt 2015-08-07)
- Klok, C., de Vries, P., Jongbloed, R., Tamis, J. (2012). *Literature review on the sensitivity and exposure of marine and estuarine organisms to pesticides in comparison to corresponding fresh water species*. Supporting Publications 2012:EN-357. [152 pp.]. Finns på: www.efsa.europa.eu/publications (besökt 2015-06-11).
- Kävlinge Miljö & Teknik, 2012, *Kävlinge Avloppsreningsverk* [pdf], Kävlinge Miljö & Teknik, Finns på: <http://www.kavlinge.se/download/18.f8873cc141a12daff32ea/1381405475817/K%C3%A4vlinge+avloppsreningsverk.pdf> (besökt 2015-05-05)
- Lyko, S., Teichgraber, B. och Kraft, A. (2012) *Bulking control by low-dose ozonation of returned activated sludge in a full-scale wastewater treatment plant*. Water Science and Technology, 65, 1654-1659.
- Läkemedelsverket (2004). *Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter*. Rapport från läkemedelsverket, augusti 2004.
- Naturvårdsverket (2008). *Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen*. Rapport 5794, februari 2008.
- Naturvårdsverket (2008a). *Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten*. Rapport 5801, februari 2008.
- Naturvårdsverket (2013). *Faktaunderlag: Bekämpningsmedelsrester i vår mat* (pdf). Naturvårdsverket november 2013. Finns på: <http://www.naturskyddsforeningen.se/sites/default/files/dokument-media/brev-och-underlag/3-bekampningsmedel-i-din-mat.pdf> (besökt 2015-05-11).
- Purdom, C., Hardiman, P., Bye, V., Eno, N., Tyler, C och Supter, J. (1994) *Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works*. Chemical Ecology 8 (4), 275-285.
- Svensk författningssamling 1998:808 *Miljöbalken* (SFS 1998:808).
- SS-EN 872:2005. *Vattenundersökningar - Bestämning av suspenderade ämnen - Metod baserad på filtrering genom glasfiberfilter*. 2. Uppl. Stockholm: SIS förlag.
- Woldegiorgis A., Green J., Remberger M., Kaj L., Brorström-Lunden E., Dye C. och Schlabach M. (2007). *Results from the Swedish screening 2006*. Sub report 4: Pharmaceuticals. IVL rapport B1751, 2007.

9 Bilagor

Bilaga 1 – Driftförhållanden vid provtagningar på Ryaverket

Bilaga 2 – Standardanalyser Delprojekt Screening

Bilaga 3 – Standardanalyser Ryaverket

Bilaga 4 – Reduktion Screening

Bilaga 5 – Reduktion Ryaverket

Bilaga 1 – Driftförhållanden vid provtagningar på Ryaverket

Under pilotförsöket på Ryaverket utfördes sex provtagningsomgångar med varierande driftförhållanden på reningsverket. Nedan beskrivs driftförhållanden under de olika provtagningsomgångarna. Till varje provtagningsomgång presenteras en tabell med de parametrar som antas påverka vilken typ av vatten som kommer till ozonanläggning mest. Den viktigaste parametern är inflödet, vid högt inflöde är större delen av vattnet som kommer till Ryaverket inte spillvatten utan tillskottsvatten. Förutom inflödet presenteras även flöden till de två biofilmsprocesserna vilket eventuellt kan påverka den interna nedbrytningen av mikroföroreningar.

Provtagningsomgång 1. 2014-10-06

På grund av byggnadsarbete på verket så var halva skivfilteranläggningen stoppad vilket betyder att enbart det vatten som behandlats i ED (denitrifierande MBBR) kunde filtreras. Vatten från ES (eftersedimentering) leddes förbi SF (skivfilter).

Inflödet var lågt under dagen och därmed kunde stor andel av vattnet behandlas i biofilmsprocesserna.

Tabell 1 Driftförhållanden Ryaverket 2014-10-06

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	3,0	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	56	%
Totalt flöde till Biobädd	5,8	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	2,5	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	0,45	m ³ /s

Provtagningsomgång 2. 2014-10-07

Avställningen av halva SF pågick fortfarande och inflödet var lågt även denna omgång.

Tabell 2 Driftförhållanden Ryaverket 2014-10-07

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	2,8	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	60	%
Totalt flöde till Biobädd	5,8	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	1,6	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	1,2	m ³ /s

Provtagningsomgång 3. 2014-10-28

Under denna provtagningsomgång var hela SF åter i drift. Det kom en del nederbörd under veckan och inflödet var nästan dubbelt så högt som de två tidigare omgångarna. Högt flöde innebär att mindre andel av vattnet behandlas i biofilmsprocesserna.

Tabell 3 Driftförhållanden Ryaverket 2014-10-28

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	5,7	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	30	%
Totalt flöde till Biobädd	4,7	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	1,9	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	3,7	m ³ /s

Provtagningsomgång 4. 2014-11-05

Denna omgång var det högt flöde till verket och bräddvattenrening pågick, vattnet som används i pilotanläggningen påverkas dock inte av bräddvattenreningen tack vare dess placering.

Tabell 4 Driftförhållanden Ryaverket 2014-11-05

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	9,4	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	18	%
Totalt flöde till Biobädd	3,4	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	2,9	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	5,0	m ³ /s

Provtagningsomgång 5. 2014-11-20

Vid detta tillfälle var flödet in till verket lågt och därmed har en stor andel av flödet passerat genom biofilmsprocesserna.

Tabell 5 Driftförhållanden Ryaverket 2014-11-20

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	4,0	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	41	%
Totalt flöde till Biobädd	5,8	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	2,0	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	2,1	m ³ /s

Provtagningsomgång 6. 2014-12-09

Vid sista provtagningsomgången var flödet till reningsverket högt. En av sex linjer på efterdenitrifikationen var avställd varför flödet därifrån är något lägre än för tidigare omgångar.

Tabell 6 Driftförhållanden Ryaverket 2014-12-09

Parameter	Värde	Enhet
Totalt inflöde	6,5	m ³ /s
Medelflöde spillvatten 2014	1,7	m ³ /s
Andel spillvatten	26	%
Totalt flöde till Biobädd	3,6	m ³ /s
Flöde från Efterdenitrifikation	1,7	m ³ /s
Flöde från Eftersedimentering till utgående	4,8	m ³ /s

Bilaga 2 – Standardanalyser Delprojekt Screening

Sternö reningsverk, Karlshamn 2014-07-23

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	13,90	-	33,60	3,30	2,74	0,00	-	0,091	0,028	6,87	15,0	-
3 g O ₃ /m ³	13,90	-	18,10	3,35	2,70	0,00	-	0,091	0,031	6,89	15,3	-
5 g O ₃ /m ³	13,50	-	17,30	3,19	2,64	0,00	-	0,091	0,018	6,92	14,5	-
7 g O ₃ /m ³	13,40	-	25,70	3,00	2,48	0,00	-	0,092	0,009	6,89	14,5	-

SS (500ml) 0,45 um		
Prov	SS medel (mg/l)	VSS
In	7,0	-
3 g O ₃ /m ³	-	-
5 g O ₃ /m ³	-	-
7 g O ₃ /m ³	-	-
EF	4,4	-

Kommentarer:

SUVA 254-mätningen den här omgången är troligtvis inte att lita på, handhavandefel.

SS gjordes enbart på In och EF, då 0,45 um-filtrena var alldeles för långsamma att arbeta med. Dessutom kunde inte VSS genomföras då filtren var tillverkade av Nitrocellulosa vilket inte bör läggas i en ugn på 550 °C.

TOC (filtrerat): Efter TOC-mätning med destillerat vatten som passerat genom samma filter som använts under försöken jämfört med ofiltrerat destillerat vatten dras slutsatsen att ett nytt filter måste till som inte påverkar mätningen.

Sjöhög Avloppsreningsverk, Ystad 2014-07-31

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	10,6	-	30	2,98	0,634	0,156	-	0,171	0,197	6,63	17,6	-
3 g O ₃ /m ³	10,1	-	24,1	2,38	0,585	0,012	-	0,071	0,058	7,23	16,4	-
5 g O ₃ /m ³	9,75	-	26,7	2,38	0,47	0,009	-	0,083	0,052	7,19	16,8	-
7 g O ₃ /m ³	9,95	-	25,3	2,73	0,485	0,009	-	0,112	0,115	7,11	17	-

Kommentarer:

SUVA 254-mätningen den här omgången är troligtvis inte att lita på, handhavandefel.

Ingen SS gjordes då allt provvatten behövdes på annat håll.

TOC (filtrerat): Efter TOC-mätning med destillerat vatten som passerat genom samma filter som använts under försöken jämfört med ofiltrerat destillerat vatten dras slutsatsen att ett nytt filter måste till som inte påverkar mätningen.

Nyvängsverket, Åstorp 2014-08-05

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	11,4	-	35,5	10,5	2,13	0,183	2,50	0,212	0,255	6,73	13,8	-
3 g O ₃ /m ³	8,15	-	21,6	8,8	1,80	0,000	2,98	0,081	0,042*	6,78	12,6	-
5 g O ₃ /m ³	8,06	-	22,8	11,0	2,41	0,000	2,59	0,142	0,044*	6,68	12,7	-
7 g O ₃ /m ³	8,07	-	22,7	10,8	2,61	0,000	2,35	0,200	0,126	6,78	13,0	-

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	11,4	10,1
3 g O ₃ /m ³	1,9	-
5 g O ₃ /m ³	0,7	-
7 g O ₃ /m ³	0,2	-
EF	0,0	0,0

Kommentarer:

Verket hade problem med att deras SBR tog stora delar av flödet i verket vilket medförde att höga toppar i turbiditet uppmättes under försöket. De hade även problem med doseringen av FeCl (alldeles för hög), vilket medförde att de släpper ut alldeles för mycket kväve. Båda dessa faktorer kan spela en roll i att kväve-mätningen är lite svajig. SUVA 254-mätningen den här omgången är troligtvis inte att lita på, handhavandefel.

SS: Försök med större porer i filtret gjorde att testen kunde genomföras på alla prov. Dock släpper troligtvis filtren igenom för mycket material vilket lägger till en större osäkerhetsfaktor.

TOC (filtrerat): Efter TOC-mätning med destillerat vatten som passerat genom samma filter som använts under försöken jämfört med ofiltrerat destillerat vatten dras slutsatsen att ett nytt filter måste till som inte påverkar mätningen.

Torekov avloppsreningsverk, Torekov 2014-09-02

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	9,50	-	27,70	-	3,87	2,76	0,098	0,022*	0,190	0,067	7,47	13,7	0,164
EF	8,70	-	26,60	-	3,50	2,67	0,098	0,041*	0,085	0,039*	7,33	12,8	0,153
3 g O ₃ /m ³	8,51	-	24,60	-	3,59	2,80	0*	0,009*	0,078	0,014*	7,37	13,0	0,111
5 g O ₃ /m ³	8,62	-	24,80	-	3,51	2,79	0*	0,007*	0,079	0,025*	7,35	12,5	0,096
7 g O ₃ /m ³	8,36	-	21,90	-	3,41	2,82	0*	0*	0,075	0,021*	7,36	12,7	0,074

* Värden under mätgräns

SS (500 ml) 1,6 µm		
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	6,9	6,7
3 g O ₃ /m ³	1,1	1,1
5 g O ₃ /m ³	0,7	0,7
7 g O ₃ /m ³	0,5	0,5
EF	1,5	1,5

Kommentarer:

TOC filtrerat gjordes ej.

Ett av proverna för COD-filtrerat gav negativt resultat, dock gjordes den ej om då filtret verkar påverka även COD-mätningen. Ett försök med att "tvätta" filtren med destillerat vatten och torkning innan filtrering ska göras.

Sjölundaverket, Malmö 2014-10-13

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	11,00	-	34,70	-	5,01	0,82	0,598	2,52	0,401	0,097	8,15	13,1	0,202
EF	10,80	-	30,90	-	4,29	0,81	0,553	2,30	0,106	0,047*	8,09	12,0	0,184
3 g O ₃ /m ³	9,34	-	25,60	-	3,27	0,94	0,128	1,34*	0,109	0,053	8,08	12,8	0,145
5 g O ₃ /m ³	10,60	-	32,00	-	4,32	1,20	0,006*	2,26	0,108	0,056	8,06	13,4	0,133
7 g O ₃ /m ³	9,94	-	24,00	-	4,27	1,31	0,002*	3,26	0,102	0,041*	8,01	13,1	0,114

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	9,5	9,3
3 g O ₃ /m ³	0,6	0,6
5 g O ₃ /m ³	0,3	0,3
7 g O ₃ /m ³	0,6	0,6
EF	3,3	3,3

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter

Källby avloppsreningsverk, Lund 2014-11-05

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	9,77	-	21,50	-	9,71	7,97	0,257	0,170*	0,232	0,097	7,12	7,8	0,191
EF	8,96	-	20,80	-	8,89	7,70	0,254	0,086*	0,090	0,050*	7,08	9,1	0,173
3 g O ₃ /m ³	8,08	-	20,20	-	9,31	8,50	0,008*	0,131*	0,060	0,026*	7,01	9,7	0,137
5 g O ₃ /m ³	8,02	-	20,15	-	8,66	8,37	0*	0,101*	0,057	0,033*	6,81	9,4	0,103
7 g O ₃ /m ³	8,19	-	20,00	-	8,51	7,84	0*	0,205*	0,060	0,033*	6,84	9,1	0,086

* Värden under mätgräns

SS (500 ml) 1,6 µm		
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	3,8	3,8
3 g O ₃ /m ³	0,0	0,0
5 g O ₃ /m ³	0,0	0,0
7 g O ₃ /m ³	0,0	0,0
EF	1,7	1,7

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter.

Ellinge avloppsreningsverk, Ellinge 2014-11-26

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	13,10	-	31,40	-	7,15	0,566	0,055	4,55	0,169	0,069	6,72	17,4	0,325
EF	13,10	-	30,30	-	6,32	0,638	0,047	4,72	0,084	0,011*	6,79	16,5	0,284
3 g O ₃ /m ³	12,90	-	25,00	-	6,58	0,575	0,001*	4,66	0,079	0,015*	6,80	16,1	0,223
5 g O ₃ /m ³	12,50	-	25,00	-	6,47	0,583	0,001*	4,71	0,075	0,011*	6,91	16,1	0,183
7 g O ₃ /m ³	12,50	-	20,40	-	6,19	0,593	0,001*	4,47	0,078	0,024*	6,95	16,4	0,168

* Värden under mätgräns

SS (500 ml) 1,6 µm		
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In (2)	8,1	6,2
3 g O ₃ /m ³	-	1,4
5 g O ₃ /m ³	-	1,6
7 g O ₃ /m ³	-	2,0
EF (2)	1,9	1,9

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter.

Kävlinge avloppsreningsverk, Kävlinge 2015-01-15

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	8,39	-	23,00	-	5,05	3,89	0,09	0,414*	0,408	0,330	6,99	14,1	0,224
EF	8,17	-	25,50	-	4,90	3,84	0,09	0,437*	0,854	0,937	7,00	15,1	0,184
3 g O ₃ /m ³	7,26	-	19,50	-	5,05	3,90	0,002*	0,512*	0,116	0,288	6,97	15,3	0,106
5 g O ₃ /m ³	7,73	-	19,80	-	4,93	3,71	0,002*	0,442*	0,123	0,321	7,03	14,8	0,075
7 g O ₃ /m ³	7,38	-	17,80	-	4,83	3,81	0,003*	0,434*	0,130	0,356	7,03	14,9	0,068

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	16,3	14,6
3 g O ₃ /m ³	-	-
5 g O ₃ /m ³	-	-
7 g O ₃ /m ³	-	-
EF	12,7	10,6

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter.

Svedala avloppsreningsverk, Svedala 2015-02-10

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	13,30	-	34,70	-	5,24	3,26	0,175	0,488*	0,219	0,267	7,36	16,6	0,387
EF	12,30	-	34,40	-	4,98	3,28	0,140	0,418*	0,109	0,178	7,43	16,4	0,308
3 g O ₃ /m ³	12,70	-	33,20	-	5,16	3,14	0,182	0,537*	0,070	0,089	7,46	16,4	0,284
5 g O ₃ /m ³	12,50	-	32,30	-	5,06	3,16	0,169	0,483*	0,089	0,103	7,51	16,1	0,291
7 g O ₃ /m ³	12,50	-	32,90	-	4,91	3,19	0,036	0,511*	0,069	0,097	7,52	16,1	0,248

* Värden under mätgräns

SS (200 ml) 1,6 µm		
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	13,0	2,7
3 g O ₃ /m ³	-	-
5 g O ₃ /m ³	-	-
7 g O ₃ /m ³	-	-
EF	8,7	2,8

Kommentarer:

SS gjordes denna gång med 200 ml istället för 500 ml då vattnet var svårt att filtrera.

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter.

Västra strandens avloppsreningsverk, Halmstad 2015-03-04

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	pH	Temp	SUVA 254
In	11,40	-	29,30	-	5,57	2,03	0,098	3,05	0,255	-	6,83	18,8	0,263
EF	11,40	-	28,50	-	6,03	2,09	0,094	2,76	0,283	-	6,86	18,3	0,249
3 g O ₃ /m ³	10,90	-	29,40	-	4,97	1,99	0,081	2,94	0,191	-	6,93	18,5	0,228
5 g O ₃ /m ³	10,80	-	24,20	-	5,62	2,04	0,077	3,03	0,182	-	7,02	18,4	0,250
7 g O ₃ /m ³	11,00	-	25,60	-	5,73	2,09	0,043	2,54	0,182	-	7,05	18,4	0,242

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel (mg/l)	VSS medel
In	15,2	4,9
3 g O ₃ /m ³	-	-
5 g O ₃ /m ³	-	-
7 g O ₃ /m ³	-	-
EF	9,2	3,6

Kommentarer:

Ingen analys gjordes på PO₄-P då ampuller hade försvunnit.

Filtrering gjordes denna gång med otvättade filter och resultaten blev ännu sämre än när de var tvättade, oanvändbara resultat för filtrerat TOC och COD.

Bilaga 3 – Standardanalyser Ryaverket

Torr 1 Ryaverket, 2014-10-06

pH 8,4

Temperatur 21,0°C

Prov	TOC	DOC (TOC filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	SUVA 254
In	11,7*	-	23,50*	-	3,97*	2,59*	0,024*	0,292*	0,163*	0,073*	-
3 g O ₃ /m ³	12,70	-	37,50	-	3,92	1,40	0,030	1,17*	0,066	0,036*	0,157
5 g O ₃ /m ³	12,40	-	38,70	-	3,81	1,57	0,026	2,10	0,065	0,036*	0,155
7 g O ₃ /m ³	13,20	-	38,20	-	4,02	1,52	0,015	1,210*	0,060	0,015*	0,148
10 g O ₃ /m ³	13,60	-	38,50	-	3,76	1,59	0,007*	0,95*	0,08	0,02*	0,140

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In	-	-
3 g O ₃ /m ³	2,0	2,4
5 g O ₃ /m ³	1,0	1,6
7 g O ₃ /m ³	1,0	1,6
10 g O ₃ /m ³	0,8	2,2

Kommentarer:

Filtrerat TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här.

Torr 2 Ryaverket, 2014-10-07

pH 8,3

Temperatur 21,0°C

Prov	TOC	DOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P	SUVA 254
In	14,70	-	42,200	-	9,070	1,040	0,140	6,890	0,081	0,020*	0,222
3 g O ₃ /m ³	15,50	-	35,900	-	6,420	1,980	0,008*	2,880	0,257	0,119	0,126
5 g O ₃ /m ³	15,10	-	33,100	-	5,950	1,870	0,012*	3,520	0,250	0,118	0,121
7 g O ₃ /m ³	15,70	-	36,000	-	10,400	0,866	0,010*	8,160	0,113	0,032*	0,216
10 g O ₃ /m ³	18,30	-	29,700	-	11,100	0,649	0,008*	8,920	0,138	0,059	0,177

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In	4,4	4,2
3 g O ₃ /m ³	2,4	2,8
5 g O ₃ /m ³	2,2	3,2
7 g O ₃ /m ³	2,6	2,6
10 g O ₃ /m ³	3,0	3,6

Kommentarer:

Luft i systemet vid körning av 5 och 7 g O₃/m³ varför dessa resultat inte är att lita på.

Filtrerat TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här.

Torr 3 Ryaverket, 2014-11-20

pH 7,7

Temperatur 20,0

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerad)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P
In	13,20	-	31,10	63,60	6,07	0,594	0,090	4,28	0,207	0,101
3 g O ₃ /m ³	13,70	-	29,70	64,20	6,21	0,731	0,011*	4,05	0,223	0,109
5 g O ₃ /m ³	13,20	-	26,30	30,50	6,01	0,735	0,007*	3,81	0,184	0,096
7 g O ₃ /m ³	13,70	-	32,20	45,80	6,00	0,731	0,007*	3,94	0,201	0,100
10 g O ₃ /m ³	13,70	-	27,20	65,80	5,84	0,767	0,006*	3,80	0,198	0,121
Efter kol	5,74	-	11,10*	55,50	4,81	0,441	0,170	3,49	0,144	0,077

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In	3,6	3,5
3 g O ₃ /m ³	2,4	2,4
5 g O ₃ /m ³	2,4	2,4
7 g O ₃ /m ³	2,2	2,2
10 g O ₃ /m ³	2,2	2,2
Efter kol	1,4	1,6

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här. Ingen SUVA 254 mättes på grund av problem med utrustningen.

Medel 1 Ryaverket, 2014-10-28

pH 7,1

Temperatur 20,6°C

Prov	TOC	DOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerat)	Tot- N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P
In 1	16,50	-	39,00	-	7,54	0,720	0,096	5,45	0,333	0,159
In 2	15,20	-	32,30	-	6,65	0,81	0,097	4,44	0,269	0,116
3 g O ₃ /m ³	15,10	-	36,20	-	7,38	0,811	0,015	5,35	0,318	0,158
5 g O ₃ /m ³	14,90	-	33,00	-	7,05	0,943	0,015	5,06	0,329	0,162
7 g O ₃ /m ³	14,00	-	32,70	-	6,61	0,993	0,011*	4,82	0,422	0,195
10 g O ₃ /m ³	13,50	-	29,50	-	6,45	0,900	0,007*	4,70	0,234	0,122

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In 1	5,8	7,5
In 2	4,4	6,2
3 g O ₃ /m ³	2,6	5,0
5 g O ₃ /m ³	3,	4,2
7 g O ₃ /m ³	2,8	4,0
10 g O ₃ /m ³	1,0	4,4

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här. Ingen SUVA 254 mättes på grund av problem med utrustningen.

Medel 2 Ryaverket, 2014-12-09

pH 6,0

Temperatur 18,1°C

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerad)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P
In	13,4	-	31,3	-	7,83	0,783	0,076	5,64	0,189	0,072
3 g O ₃ /m ³	13,0	-	29,6	-	7,63	0,923	0,018	5,90	0,216	0,128
5 g O ₃ /m ³	13,2	-	28,7	-	7,21	1,13	0,012*	5,02	0,538	0,485
7 g O ₃ /m ³	12,6	-	27,2	-	6,96	1,23	0,010*	4,91	0,320	0,319
10 g O ₃ /m ³	12,7	-	27,2	-	6,97	1,21	0,006*	5,1	0,187	0,099

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In	5,4	6,5
3 g O ₃ /m ³	4,6	5,6
5 g O ₃ /m ³	3,2	5,2
7 g O ₃ /m ³	2,8	4,4
10 g O ₃ /m ³	2,4	4,4

Kommentarer:

Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här.

Ingen SUVA 254 mättes på grund av problem med utrustningen.

Hög 1 Ryaverket, 2014-11-05

pH 7,6

Temperatur 20,5°C

Prov	TOC	TOC (filtrerat)	COD	COD (filtrerad)	Tot-N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	Tot-P	PO ₄ -P
In	15	-	36,7	-	10,1	0,549	0,068	8,06	0,462	0,399
3 g O ₃ /m ³	15,9	-	35,4	-	7,86	0,784	0,014*	6,14	0,401	0,336
5 g O ₃ /m ³	14,8	-	30	-	7,21	0,752	0,007*	5,54	0,393	0,303
7 g O ₃ /m ³	13,3	-	32,2	-	4,97*	0,761	0,005*	3,42	0,23	0,152
10 g O ₃ /m ³	12,9	-	31,2	-	4,59*	0,758	0,002*	3,19	0,211	0,133

* Värden under mätgräns

	SS (500 ml) 1,6 µm	
Prov	SS medel mg/L	VSS medel mg/L
In	4,0	3,2
3 g O ₃ /m ³	7,4	5,4
5 g O ₃ /m ³	6,4	4,8
7 g O ₃ /m ³	3,6	3,6
10 g O ₃ /m ³	2,6	3,0

Kommentarer:

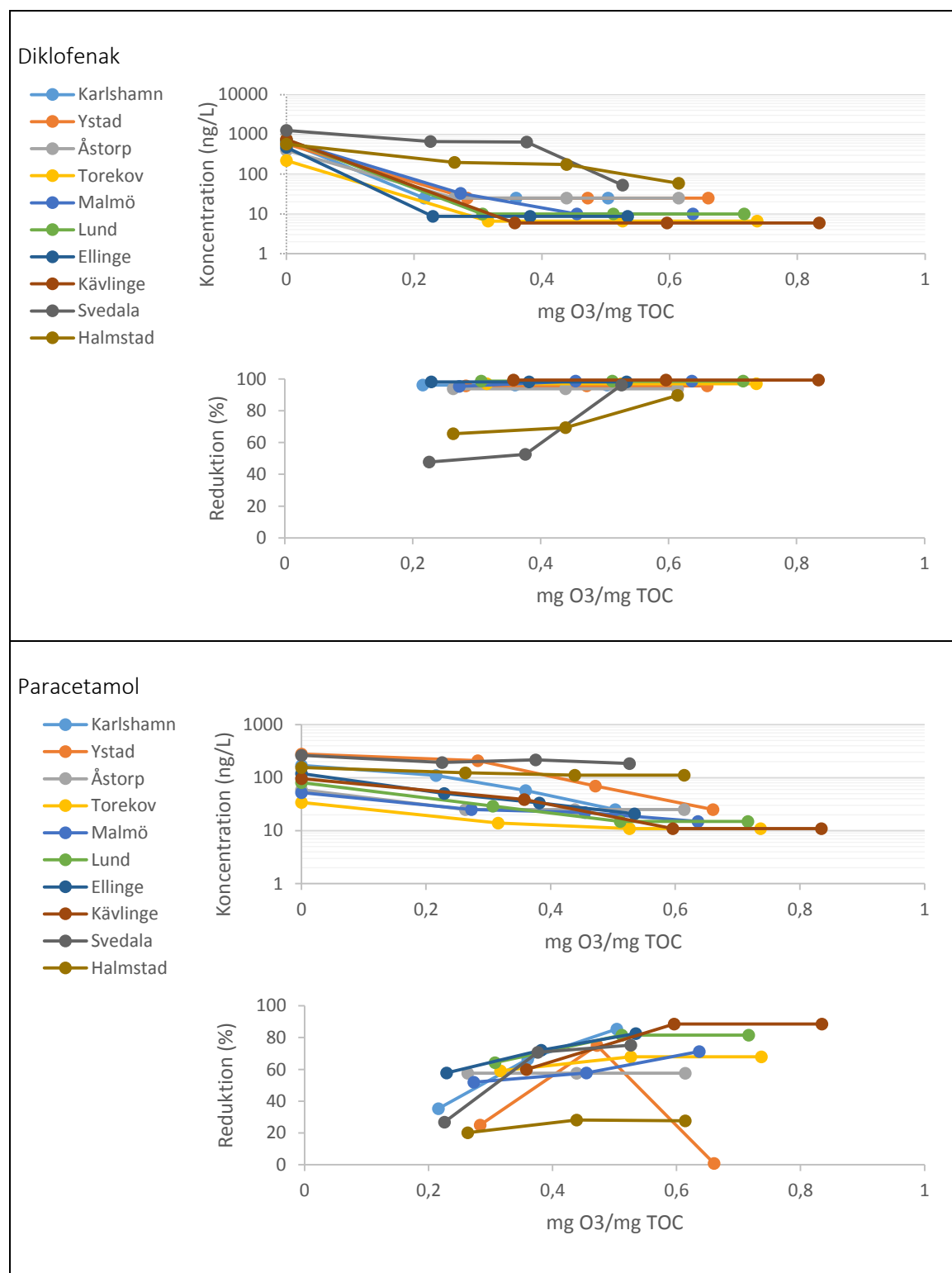
Filtrerat COD och TOC utfördes med filter "tvättade" i destillerat vatten som sedan torkats. Resultaten visar en väsentligt lägre variation än om analyserna gjorts på otvättade filter. Dock är resultaten ej användbara varför de inte redovisar här.

Ingen SUVA 254 mättes på grund av problem med utrustningen.

Bilaga 4 – Reduktion Screening

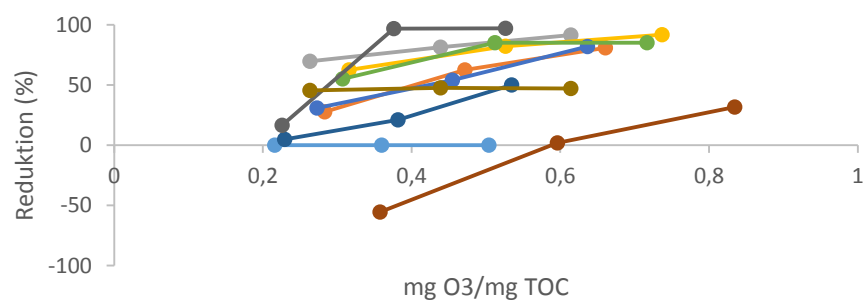
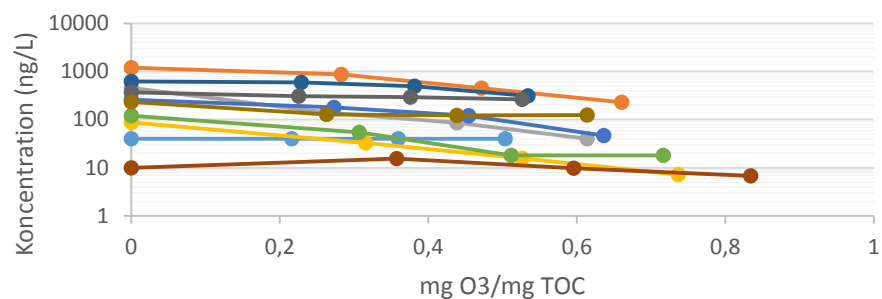
Läkemedel

Antiinflammatoriska substanser



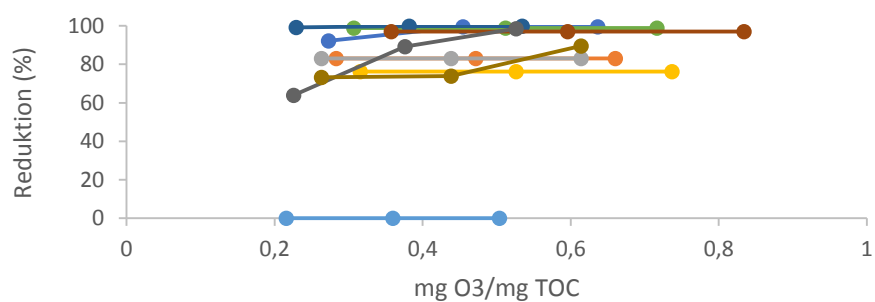
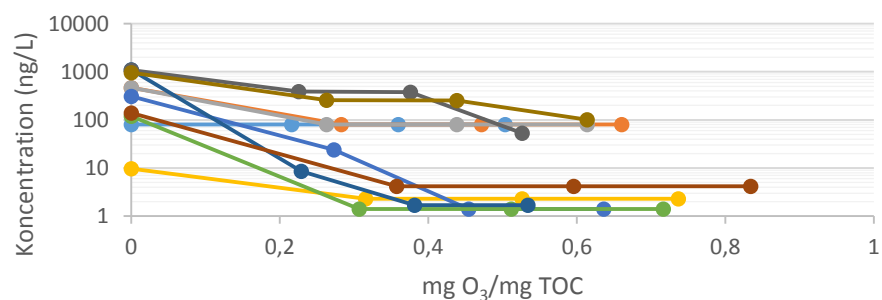
Ibuprofen

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad

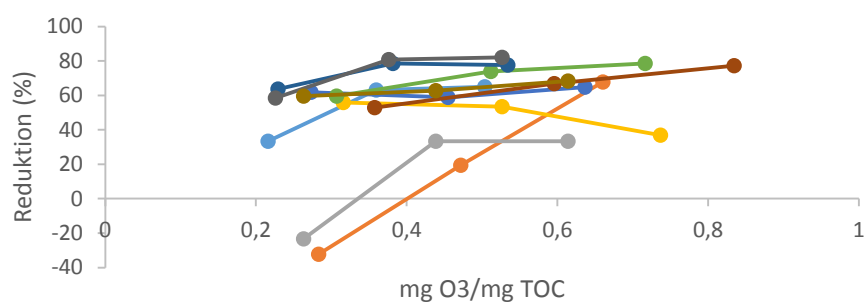
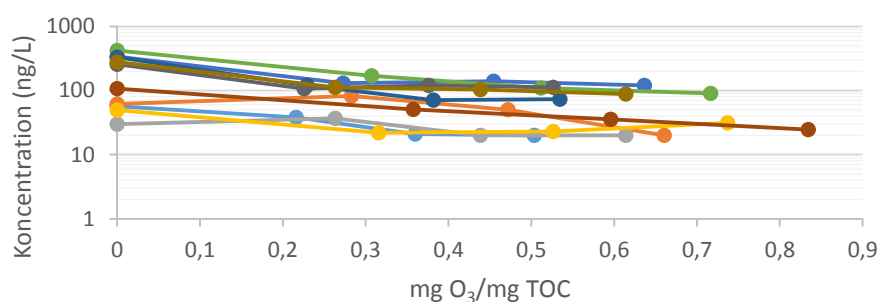


Naproxen

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad

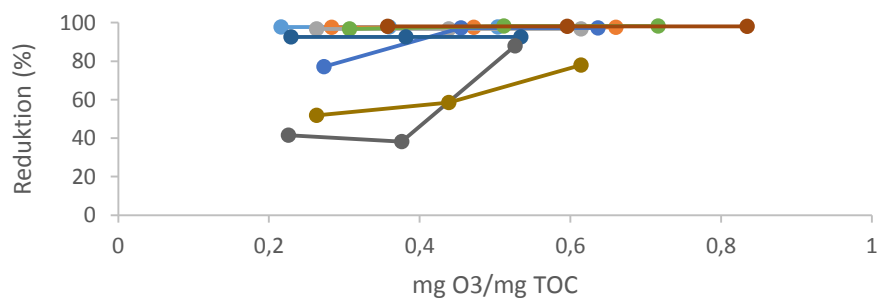
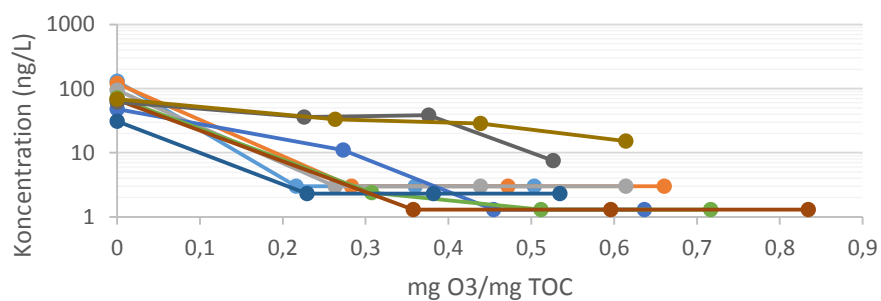


Ketoprofen



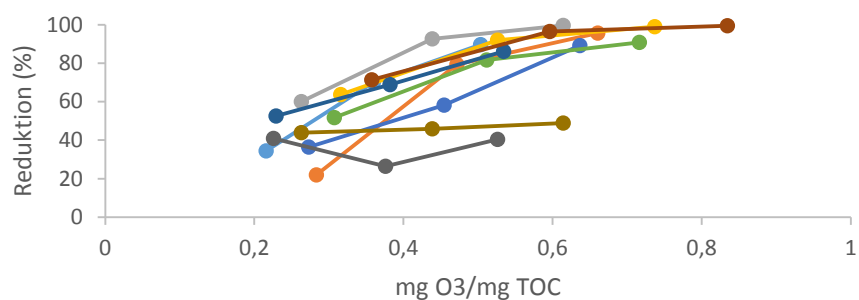
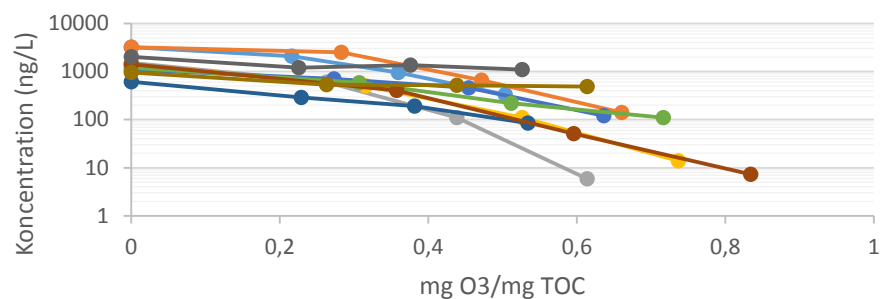
Betablockerare

Propanolol



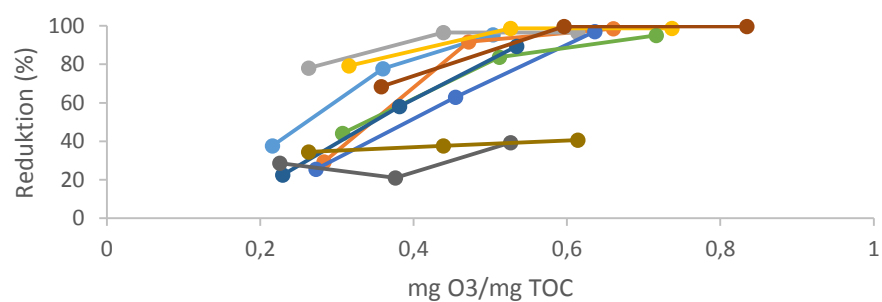
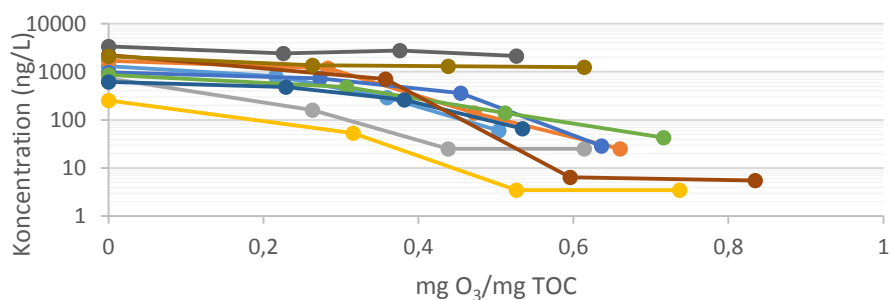
Metoprolol

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



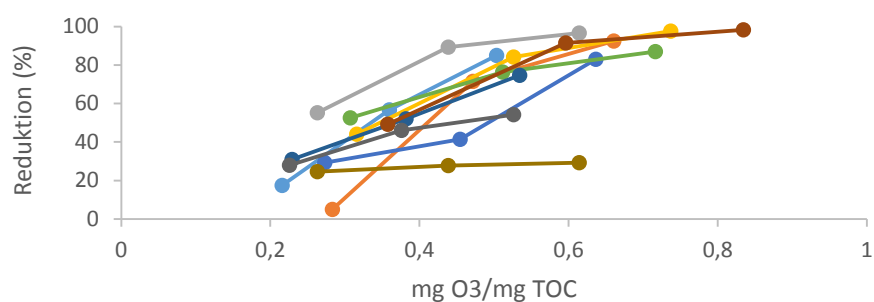
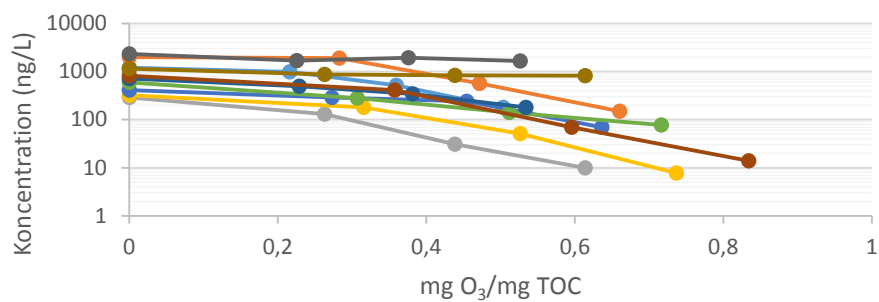
Hydroklorotiazid

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



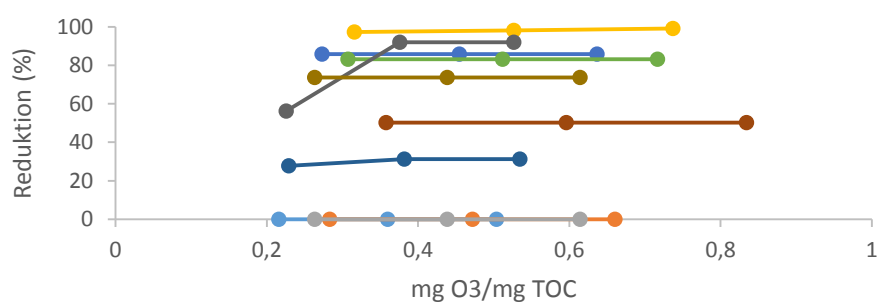
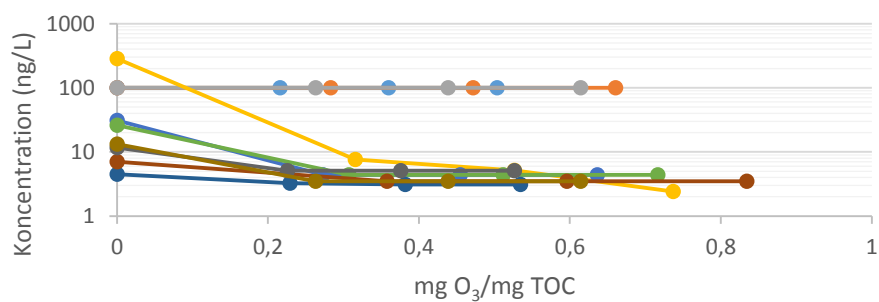
Atenolol

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



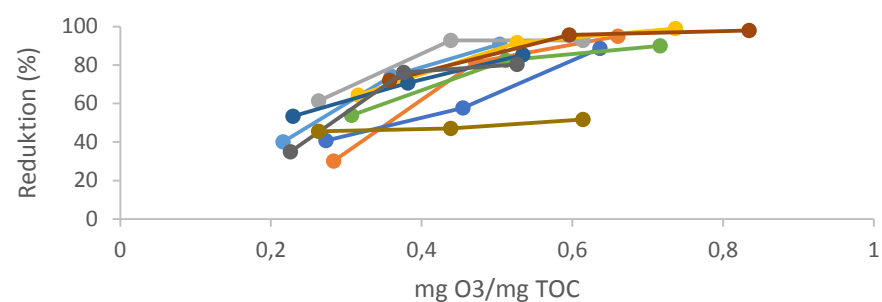
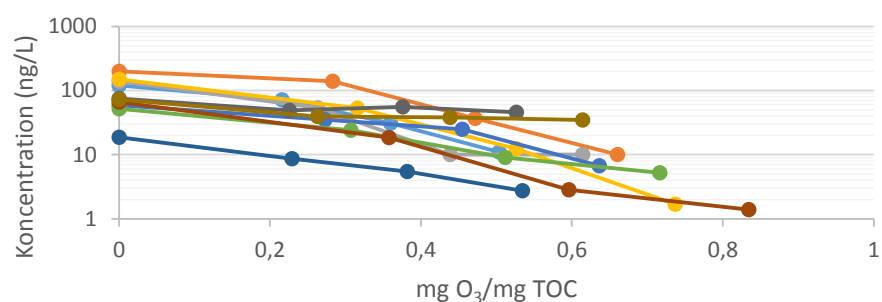
Amlodipin

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



Bisoprolol

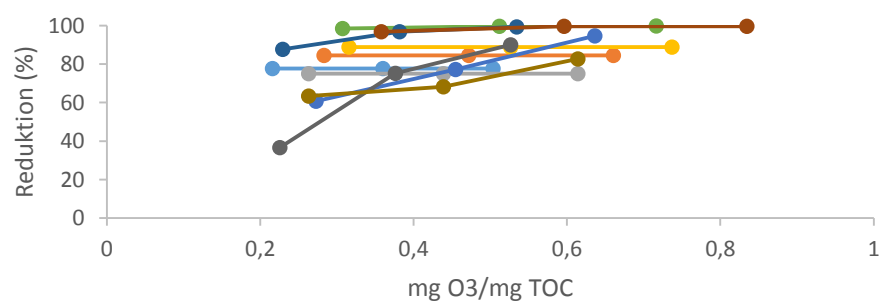
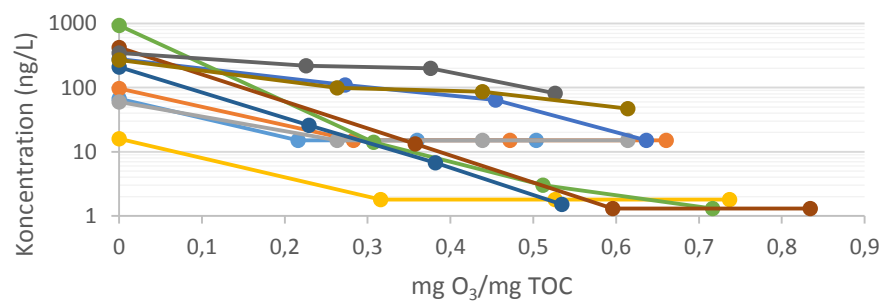
- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



Antibiotika

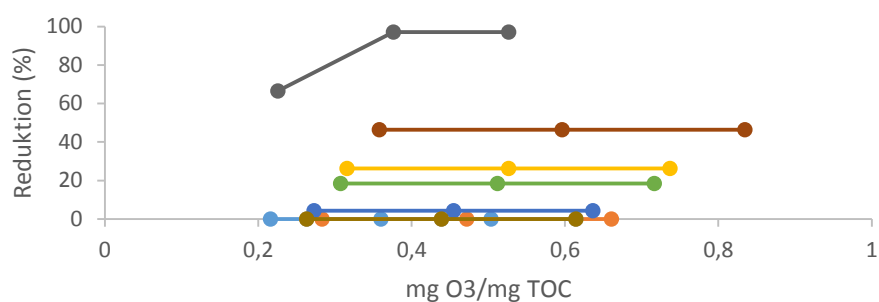
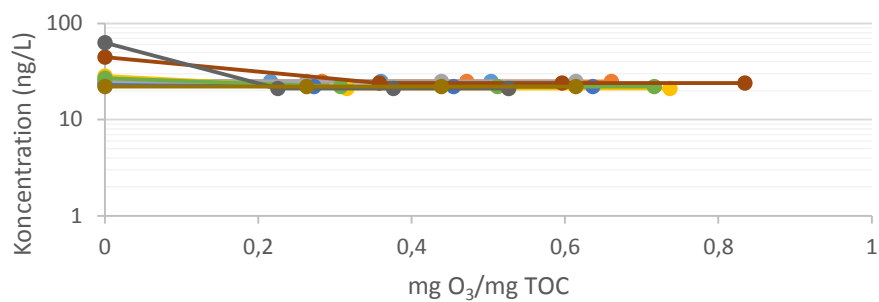
Sulfametoxazol

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



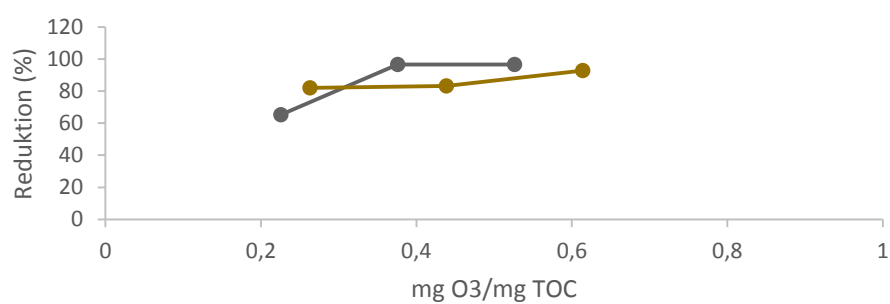
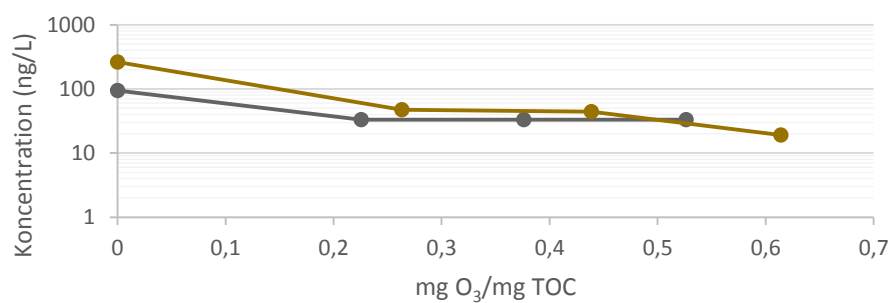
Ciprofloxacin

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



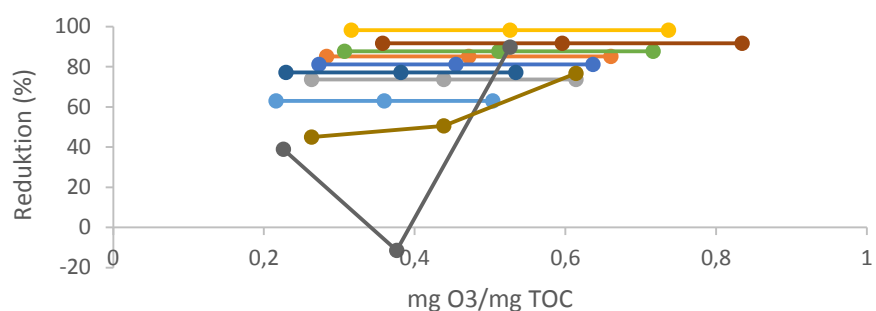
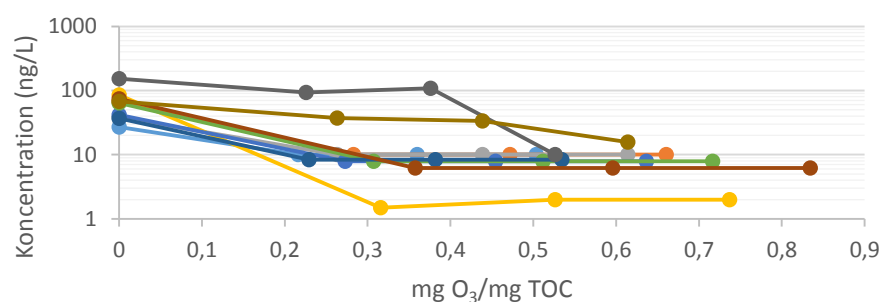
Tetracyclin

- Svedala
- Halmstad



Trimetoprim

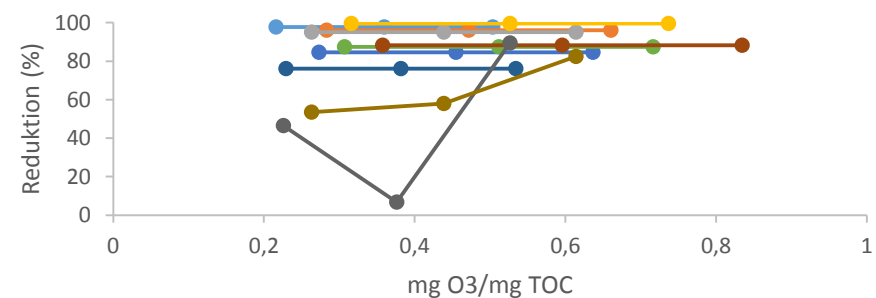
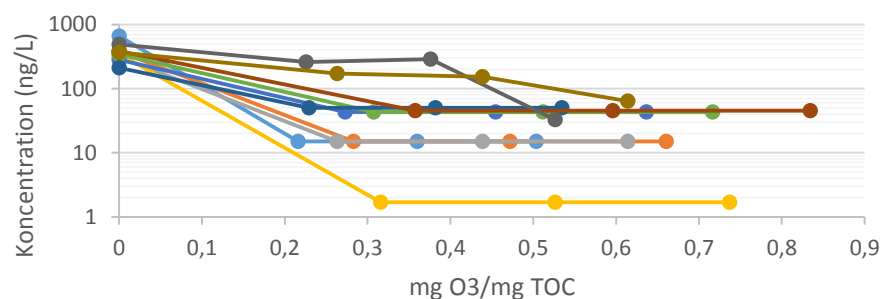
- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad

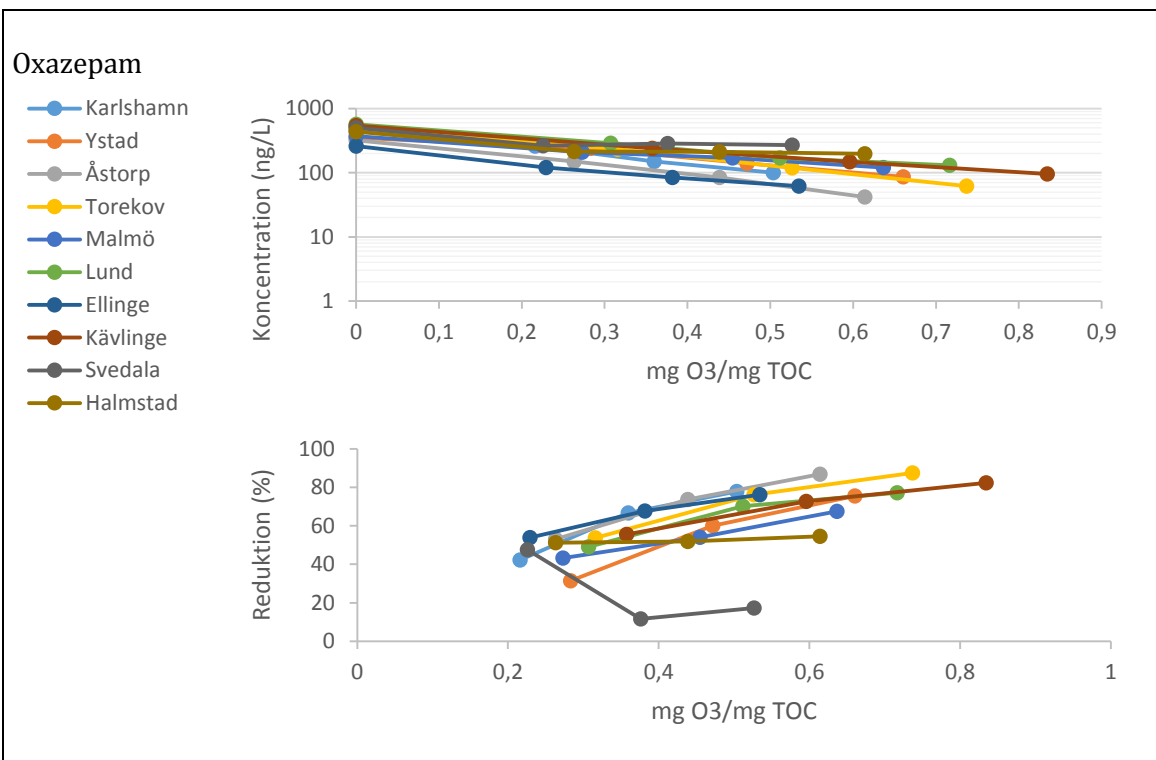


Lugnande substanser

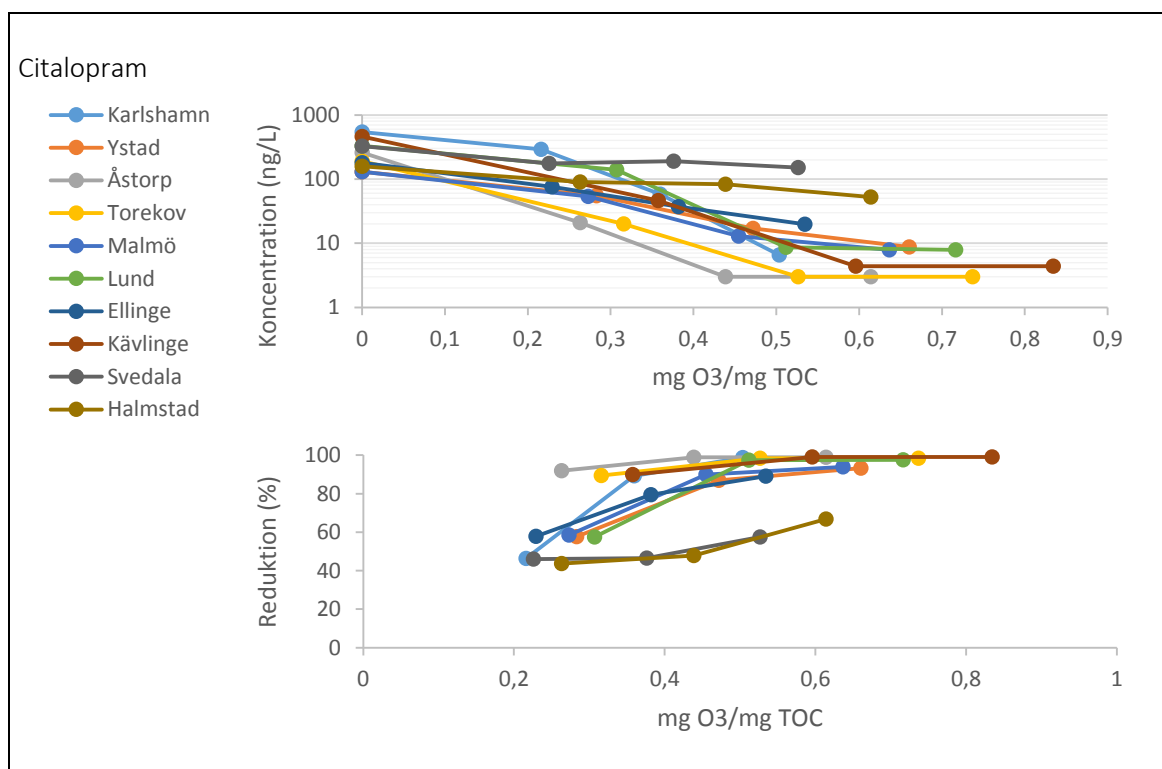
Karbamazepin

- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



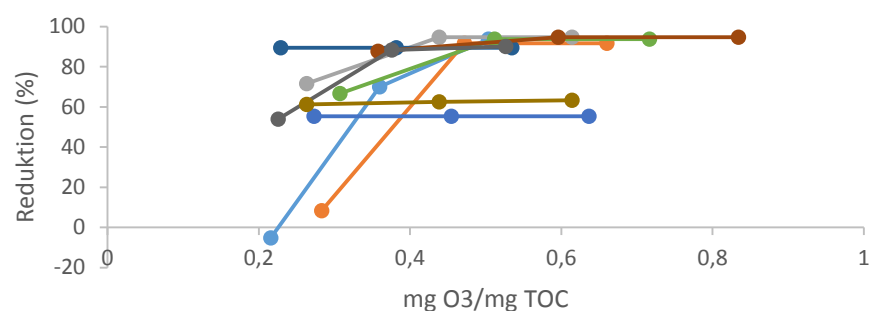
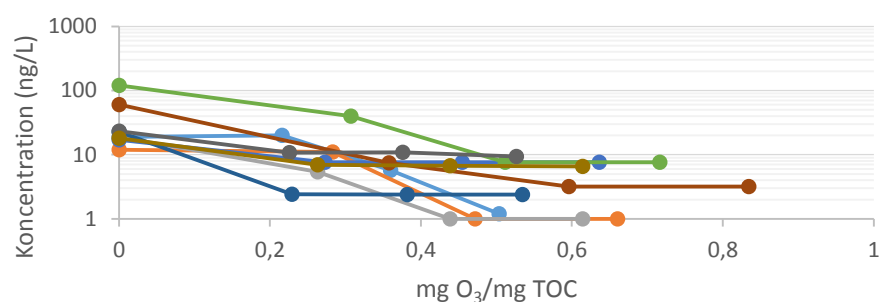


Antidepressiva substanser



Sertralin

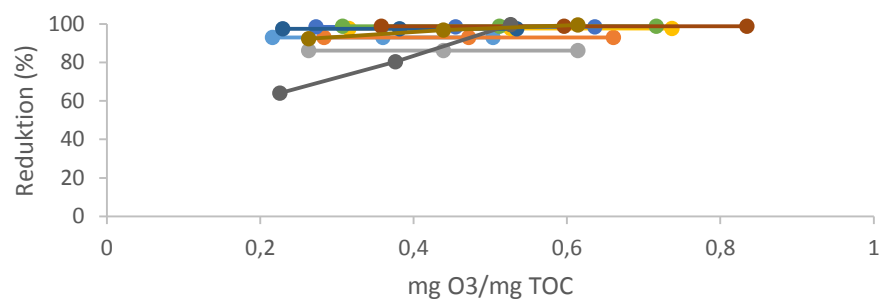
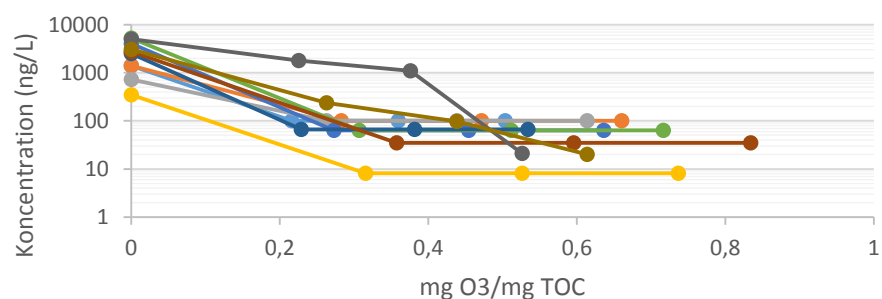
- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



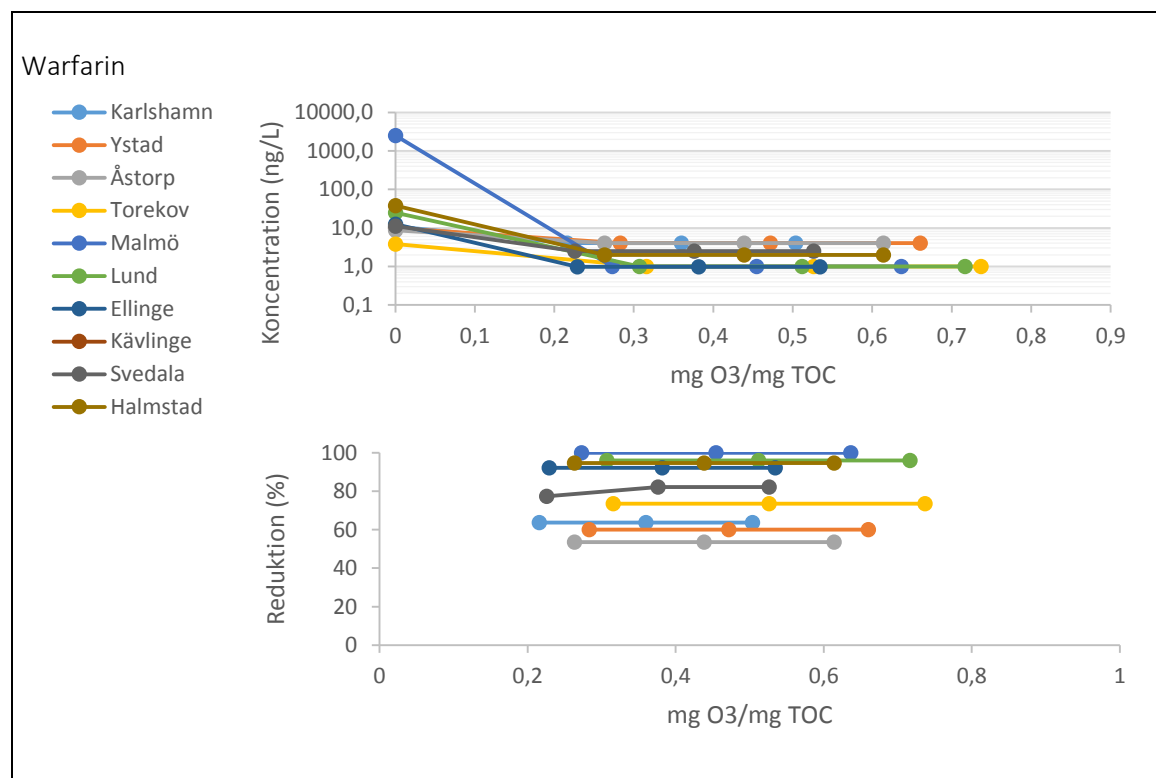
Vätskedrivande substanser

Furosemid

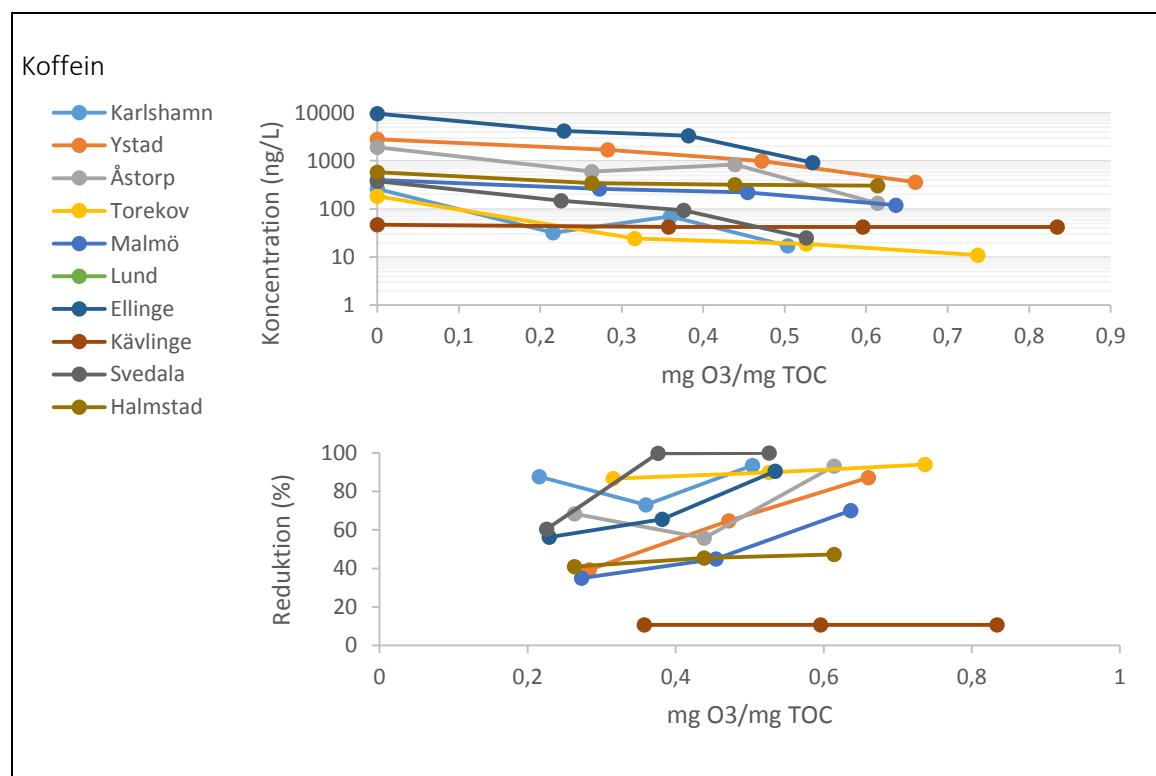
- Karlshamn
- Ystad
- Åstorp
- Torekov
- Malmö
- Lund
- Ellinge
- Kävlinge
- Svedala
- Halmstad



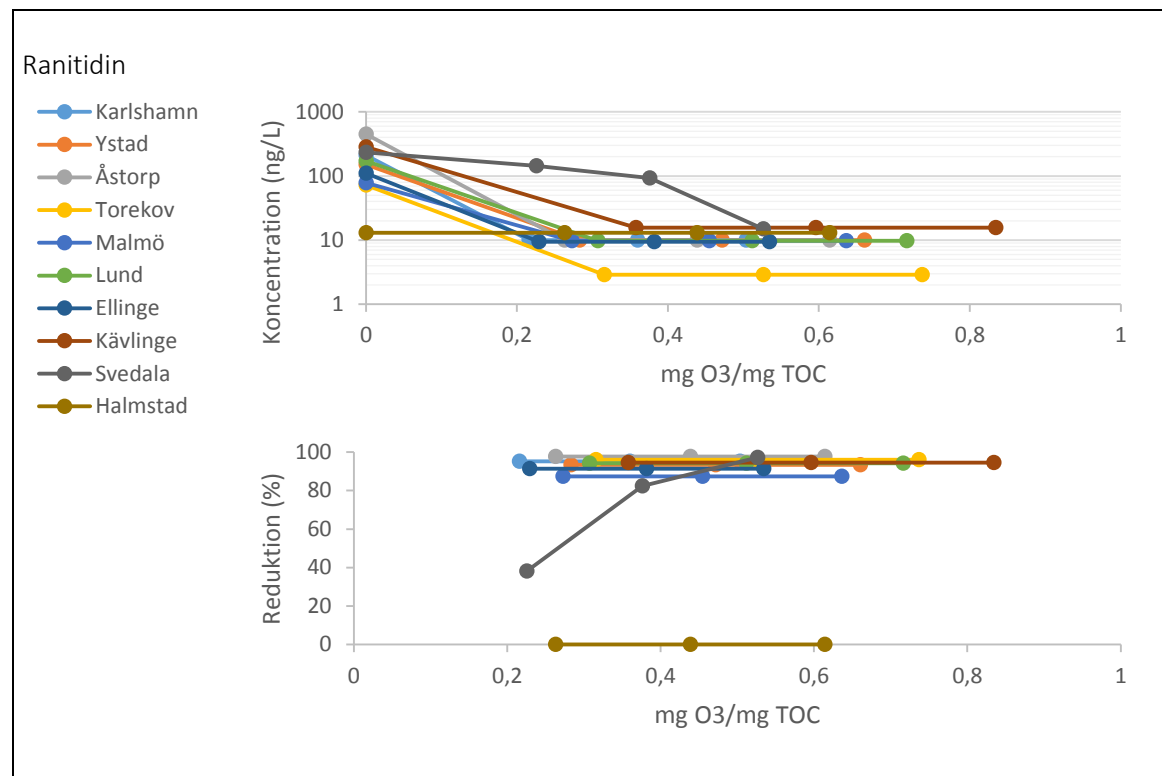
Blodförtunnande substanser



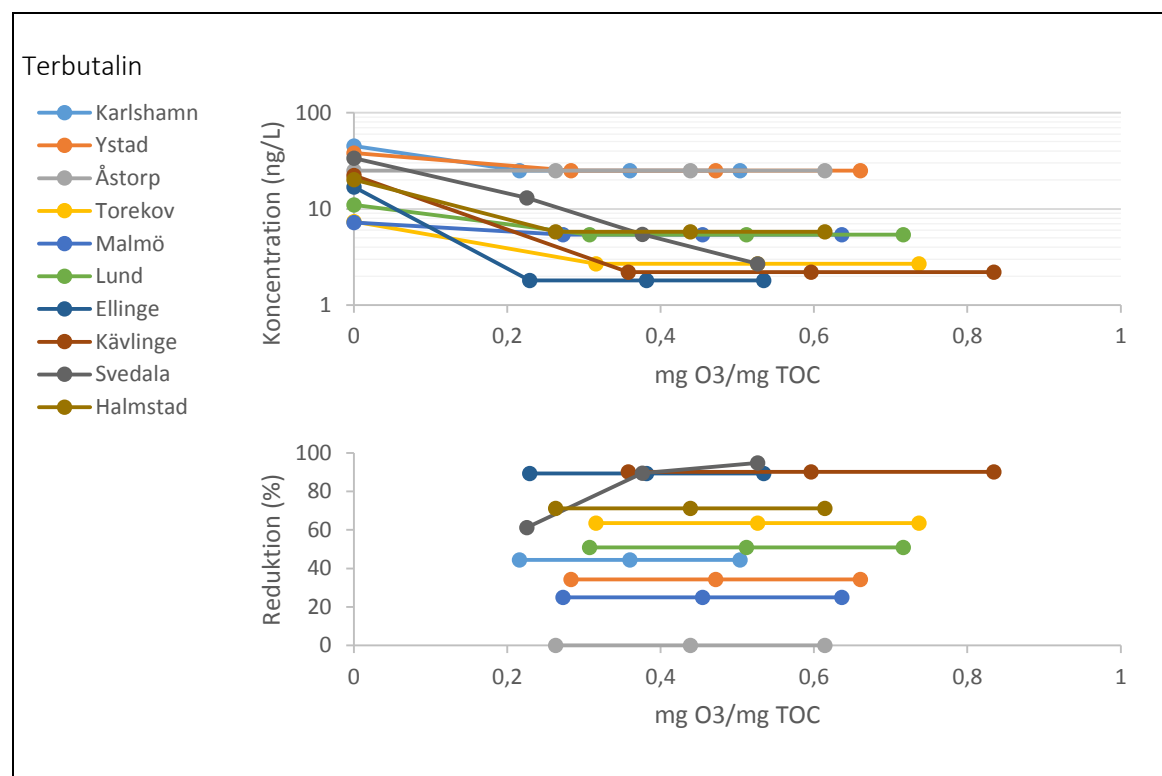
Stimulerande substanser



Magsårsmedicin

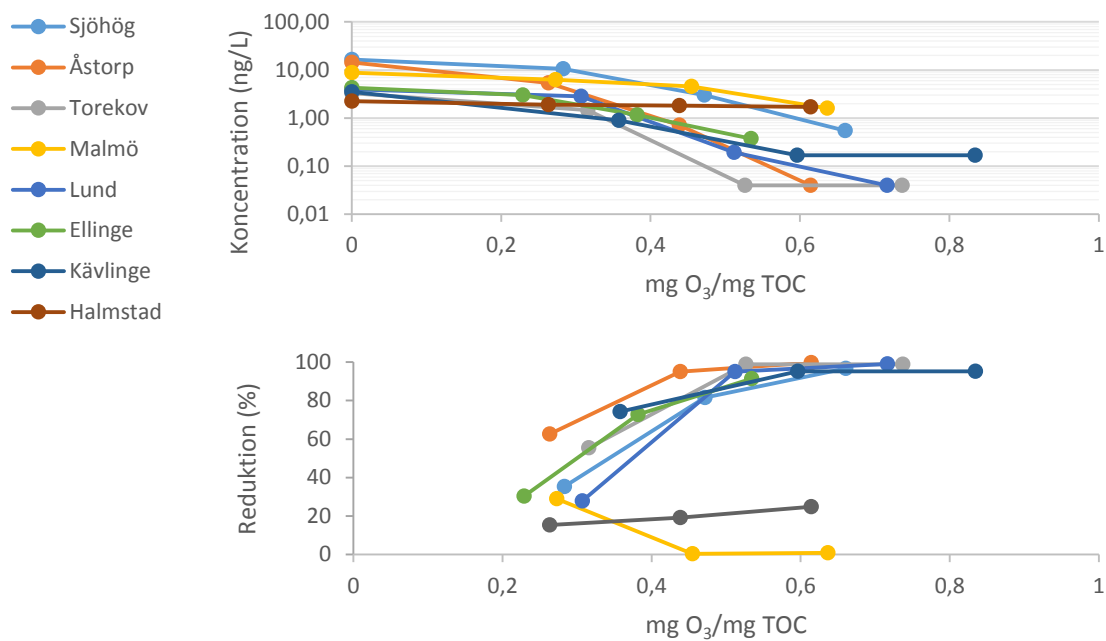


Astmamedicin

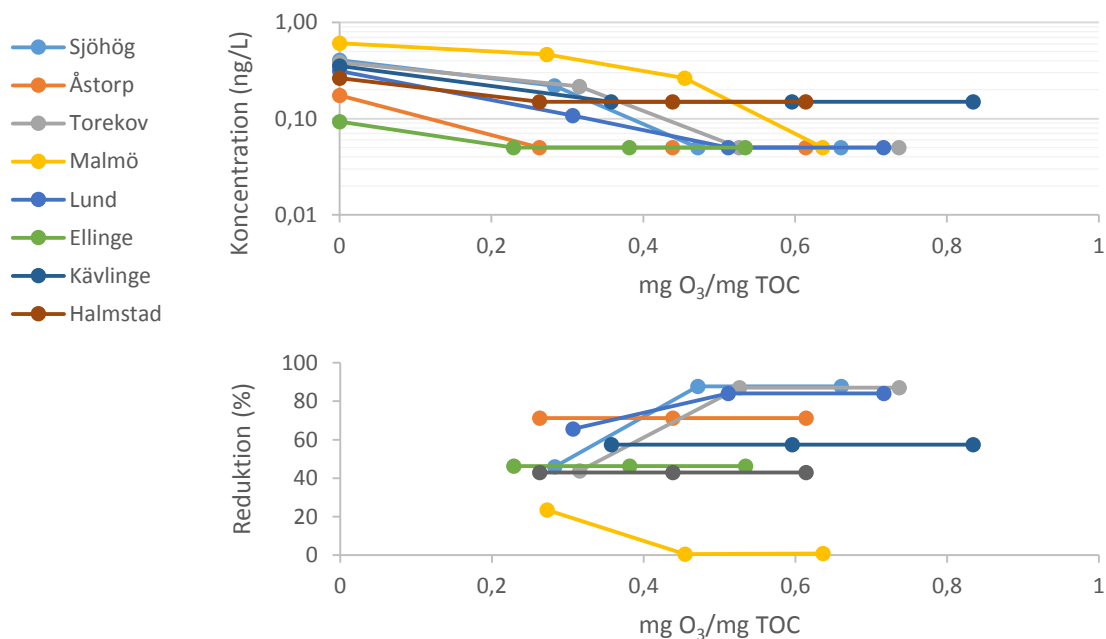


Biocider

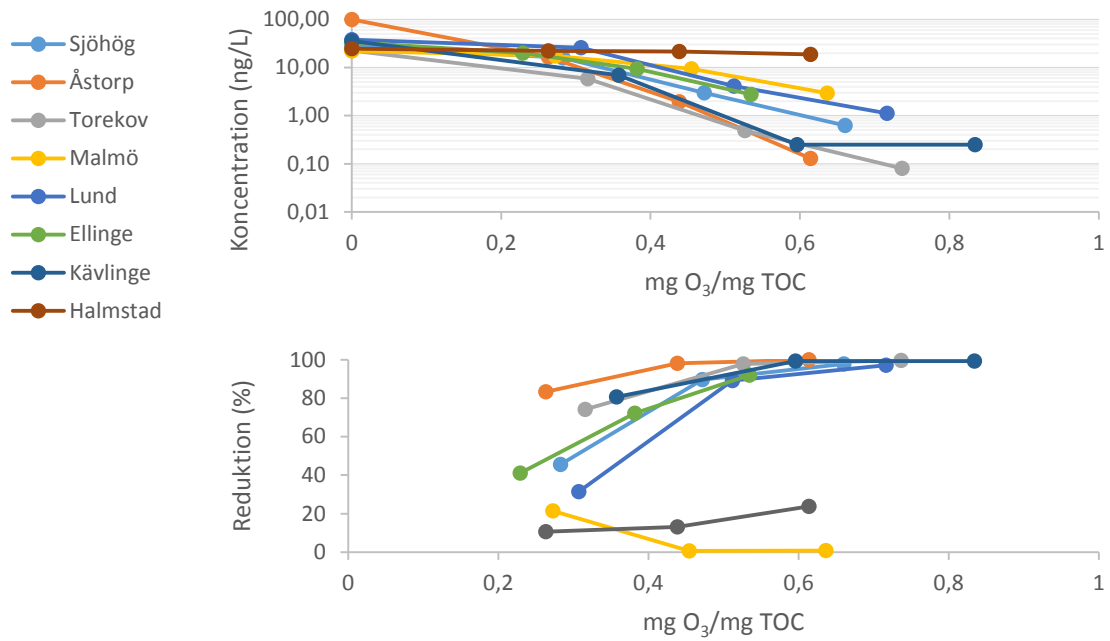
Terbutryn



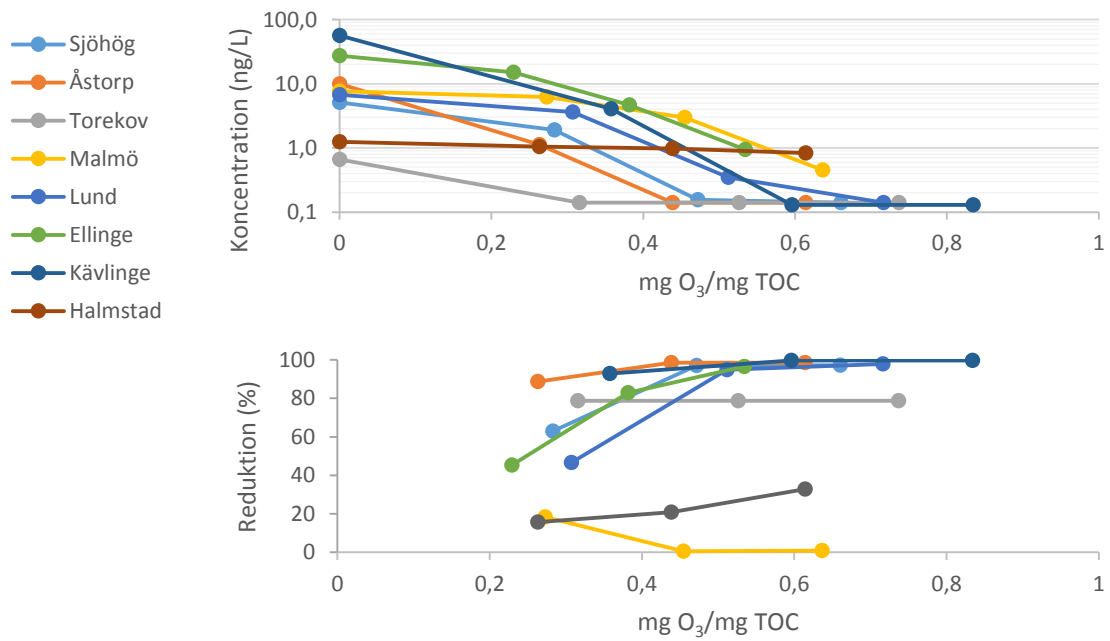
Cybutryn



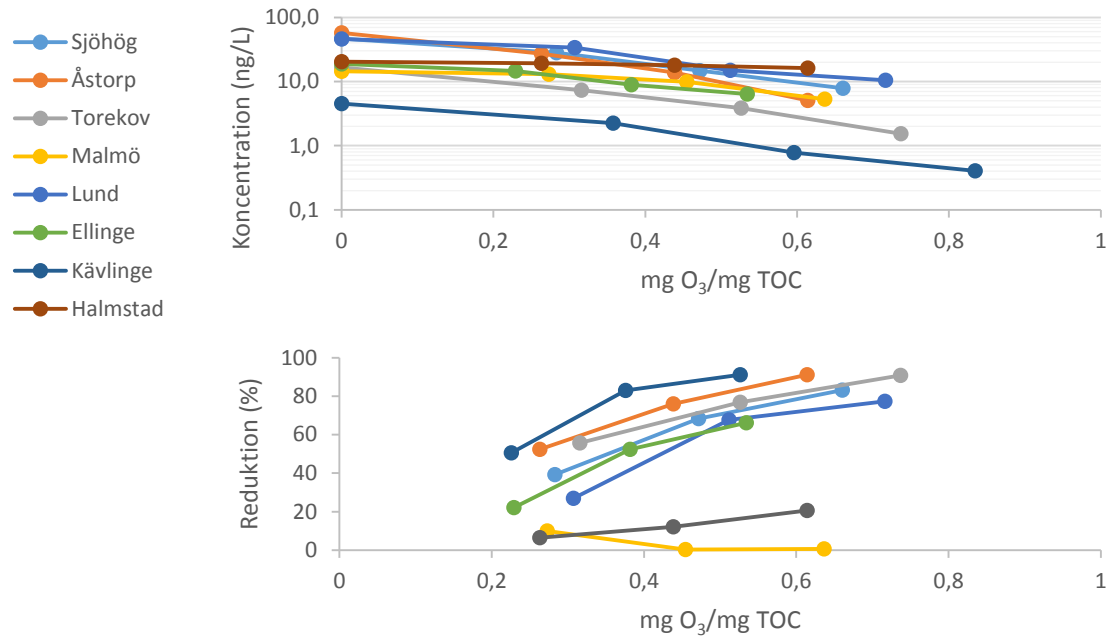
Karbendazim



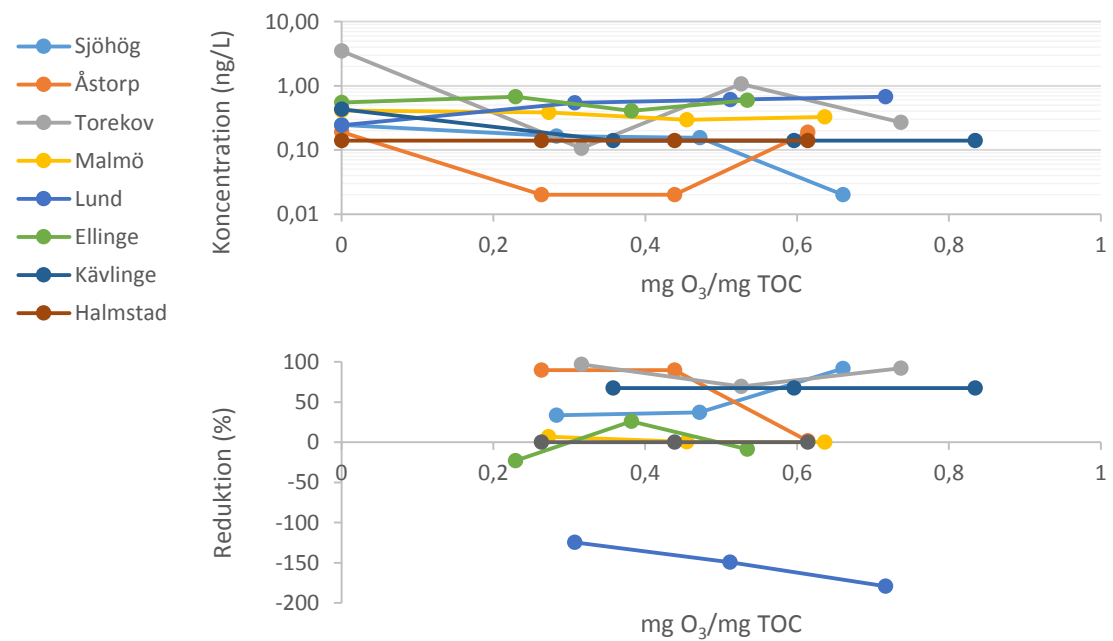
Isoproturon



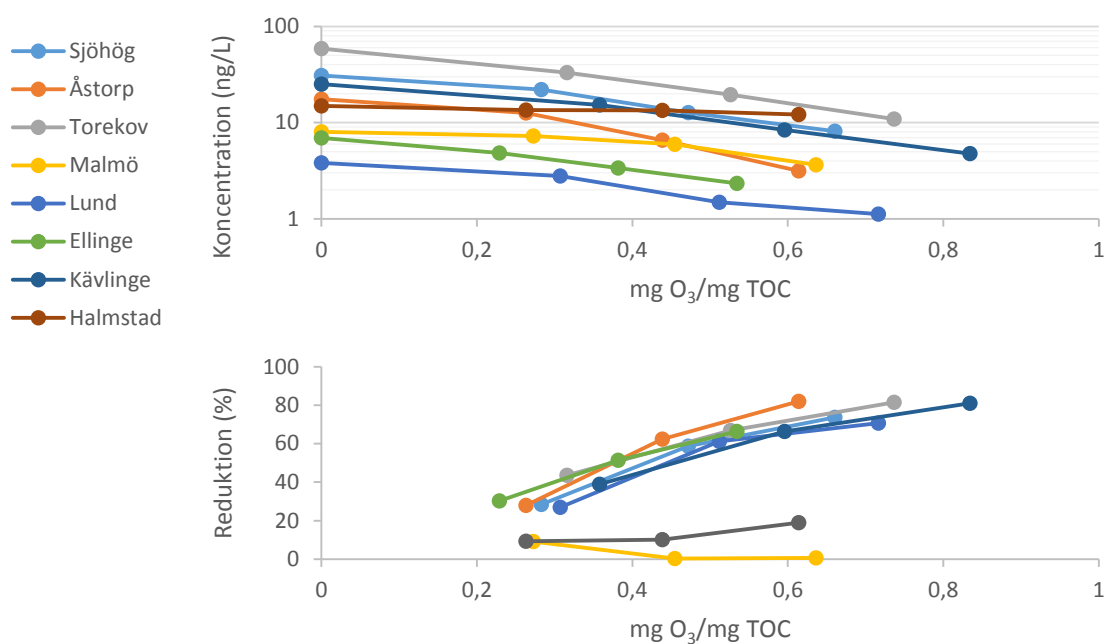
Diuron



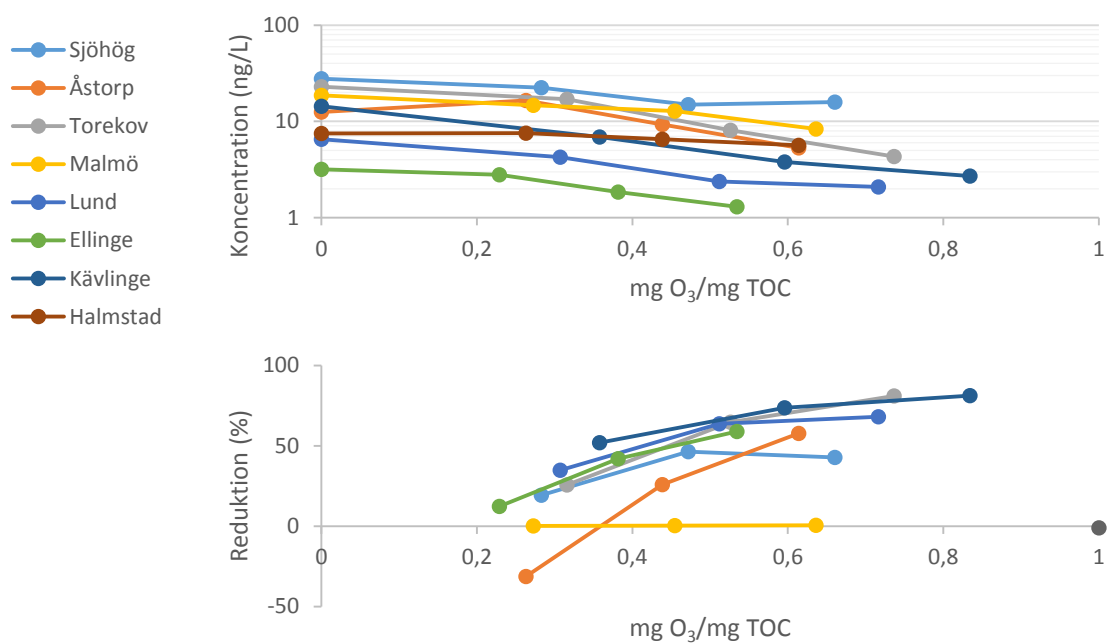
Oktylisothiazolinon



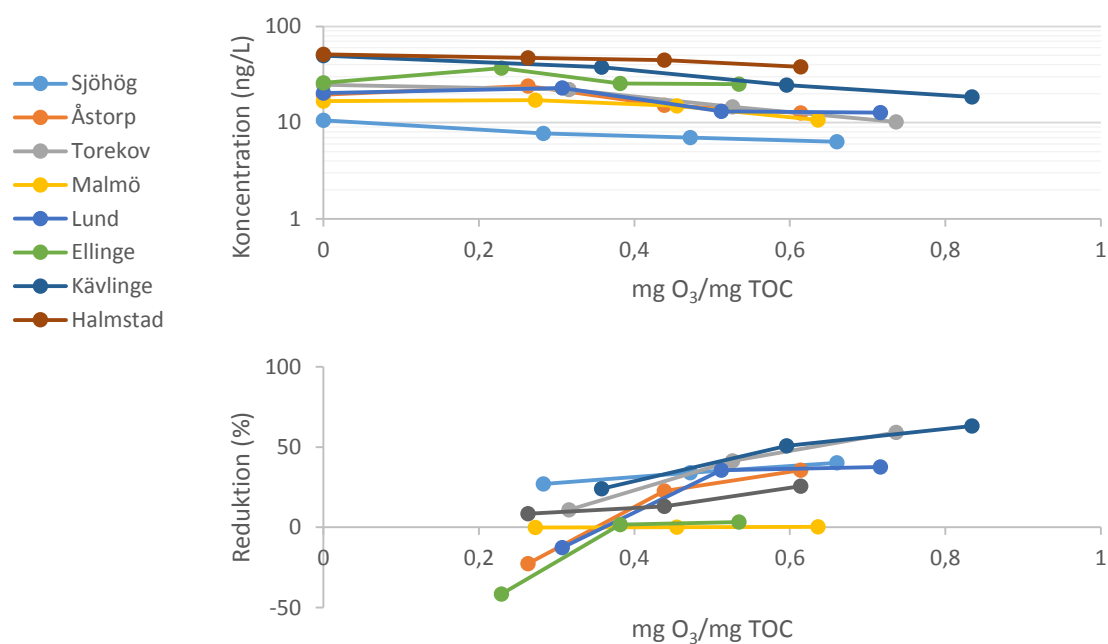
Tebukonazol



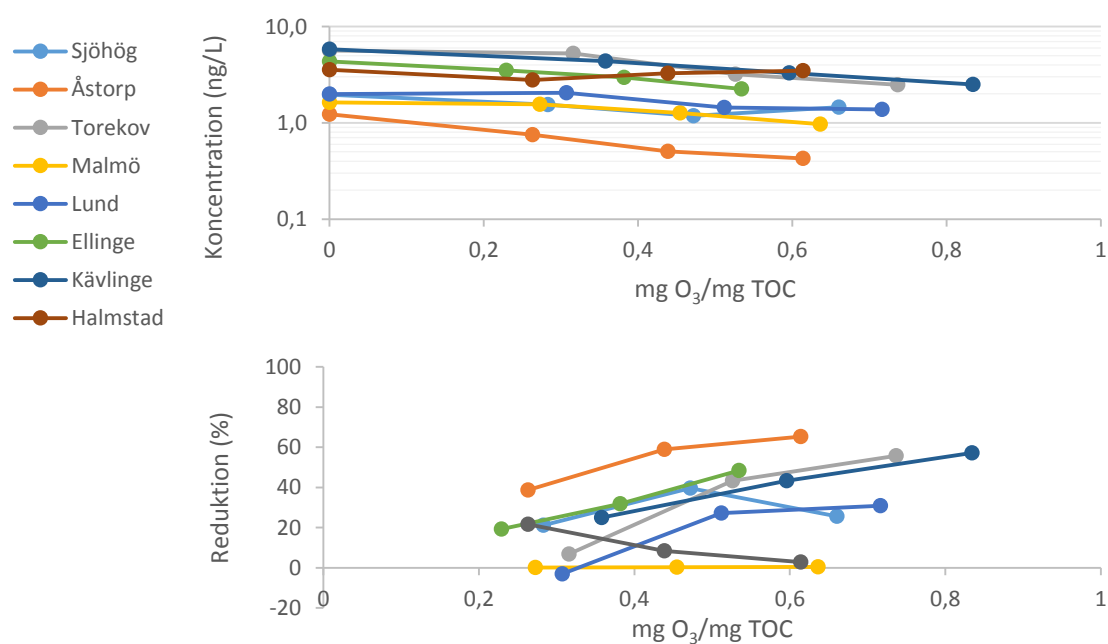
Propikonazol



Diklorobenzamid



Atrazin

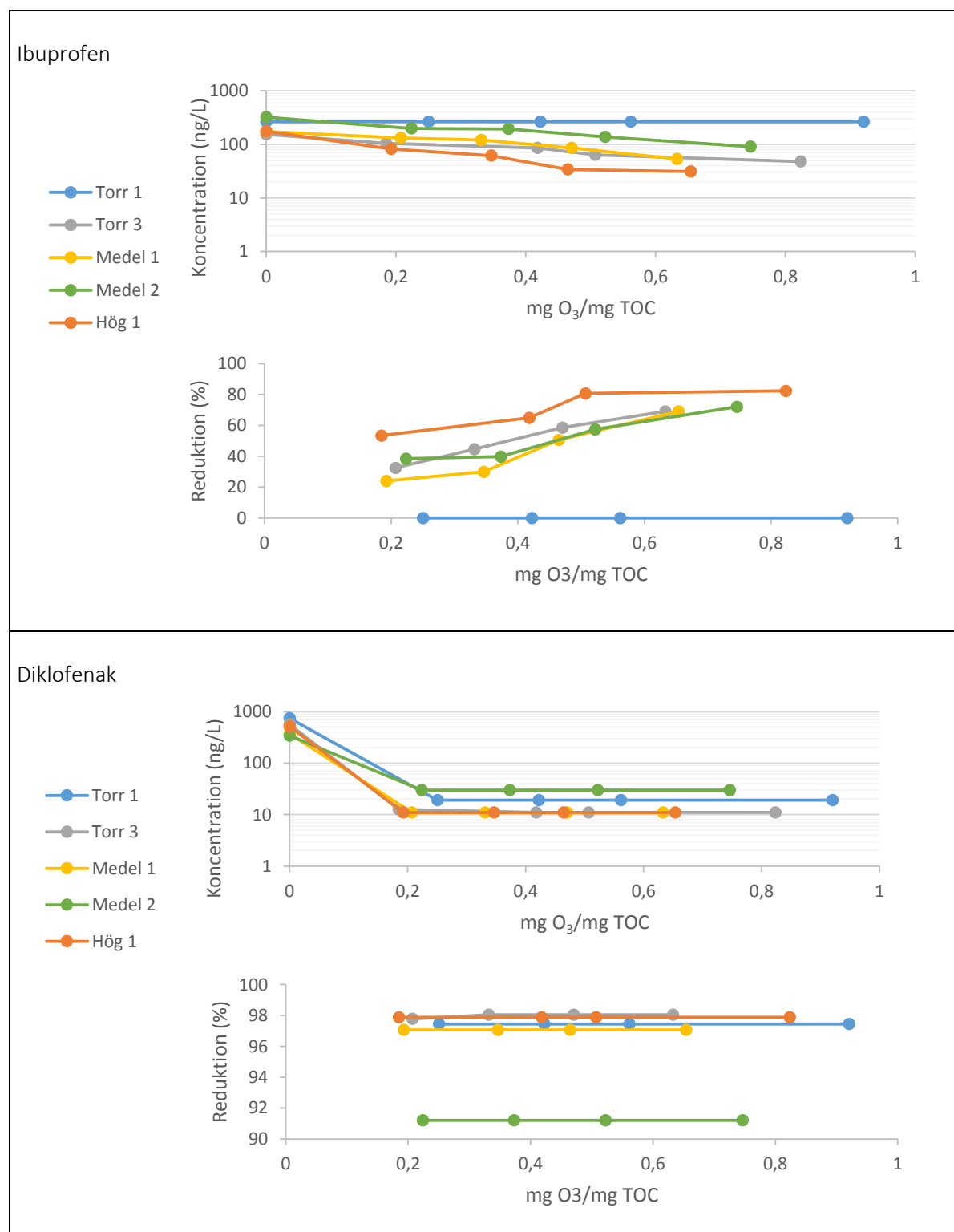


2015-02-10 Svedala								
Prov	Före ozon		3 g/m ³		5 g/m ³		7 g/m ³	
mg O ₃ /mg TOC	0,00		0,23		0,38		0,53	
	ng/L	%	ng/L	%	ng/L	%	ng/L	%
Terbutryn	3,80	0 %	6,67	- 75,65 %	n.a.	n.a.	2,89	23,81 %
Cybutryn	0,32	0 %	0,39	- 21,66 %	n.a.	n.a.	<0,15	53,65 %
Karbendazim	75,86	0 %	143,50	- 89,16 %	n.a.	n.a.	65,75	13,34 %
Isoproturon	0,55	0 %	0,90	- 62,17 %	n.a.	n.a.	<0,13	76,54 %
Diuron	5,86	0 %	10,27	- 75,22 %	n.a.	n.a.	4,61	21,28 %
Oktylisotiazolinon	<0,14	0 %	0,25	- 81,98 %	n.a.	n.a.	<0,14	0 %
Tebukonazol	8,72	0 %	12,97	- 48,70 %	n.a.	n.a.	5,81	33,33 %
Propikonazol	44,95	0 %	80,31	- 78,66 %	n.a.	n.a.	37,21	17,21 %
Diklorobezamid	101,73	0 %	203,17	- 99,72 %	n.a.	n.a.	91,39	10,17 %
Atrazin	5,14	0 %	9,92	- 92,96 %	n.a.	n.a.	4,62	10,12 %

Bilaga 5 – Reduktion Ryaverket

Läkemedel

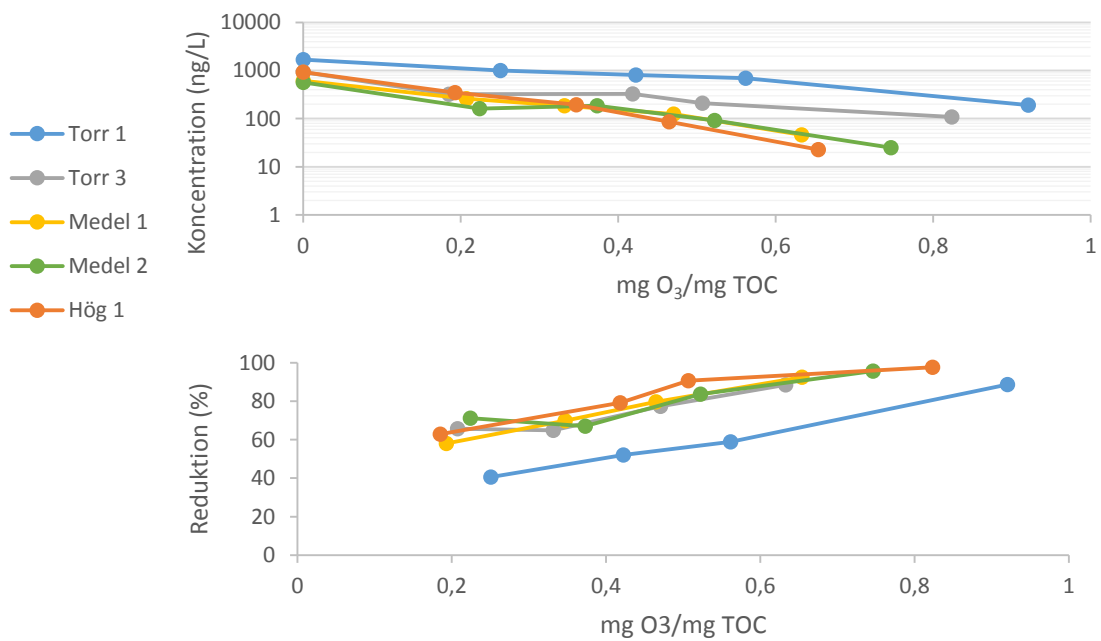
Antiinflammatoriska substanser



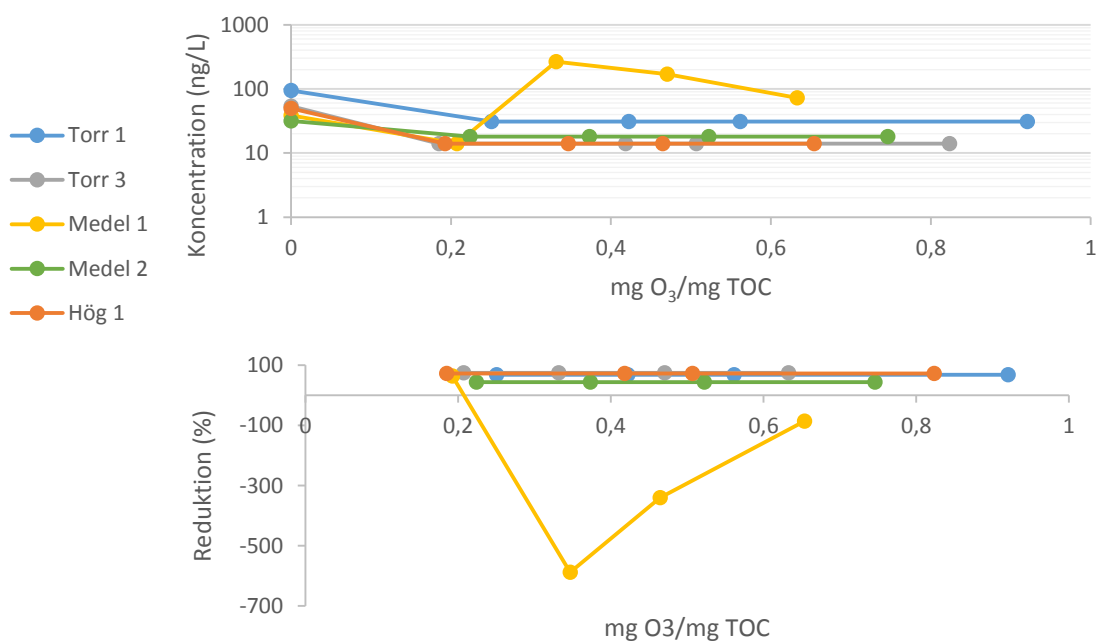
Naproxen, ketoprofen och paracetamol uppmättes inte över LOQ.

Betablockerare

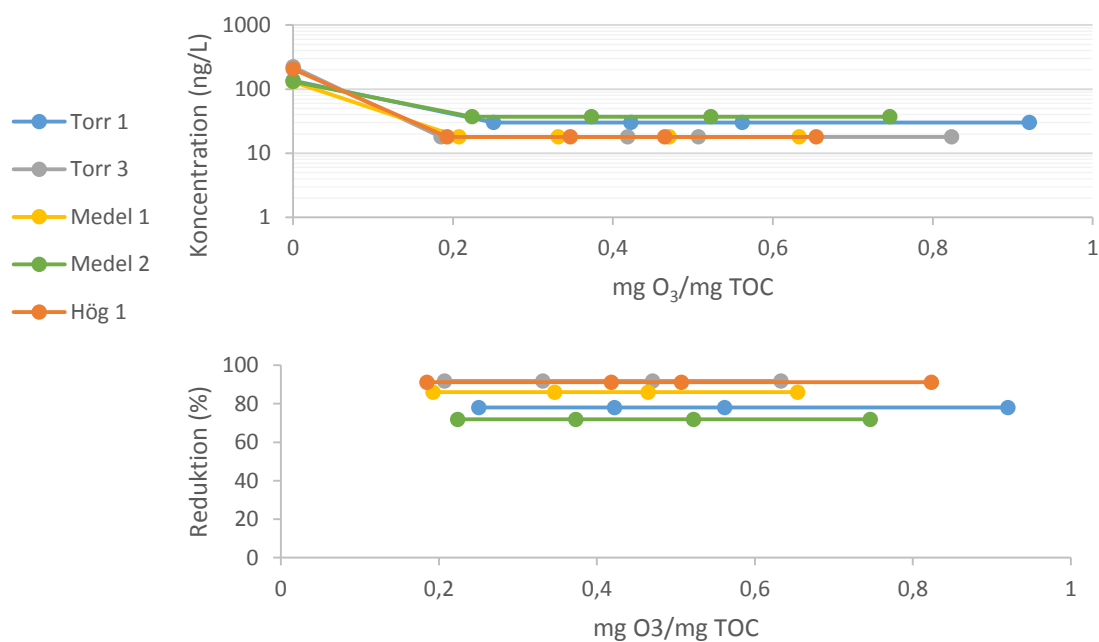
Metoprolol



Propanolol



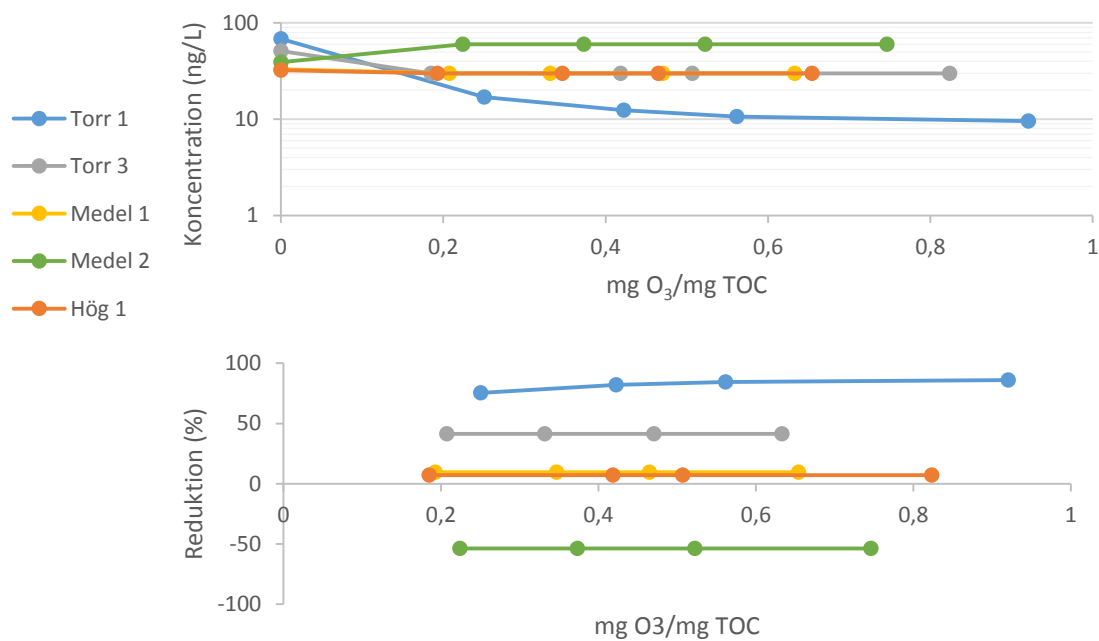
Sotalol



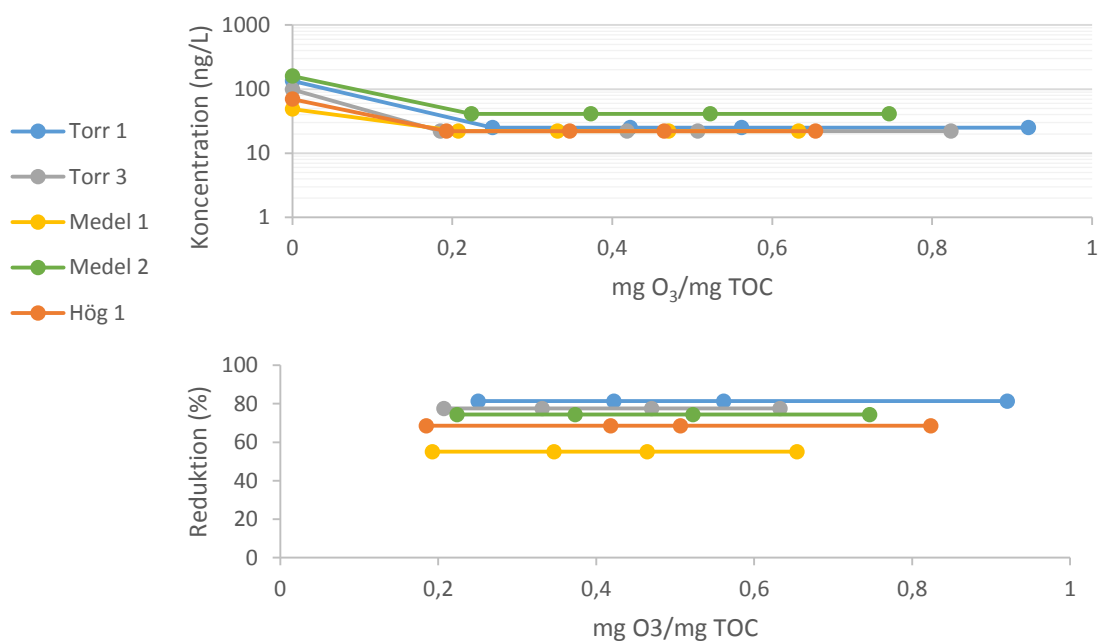
Atenolol uppmättes inte över LOQ.

Antibiotika

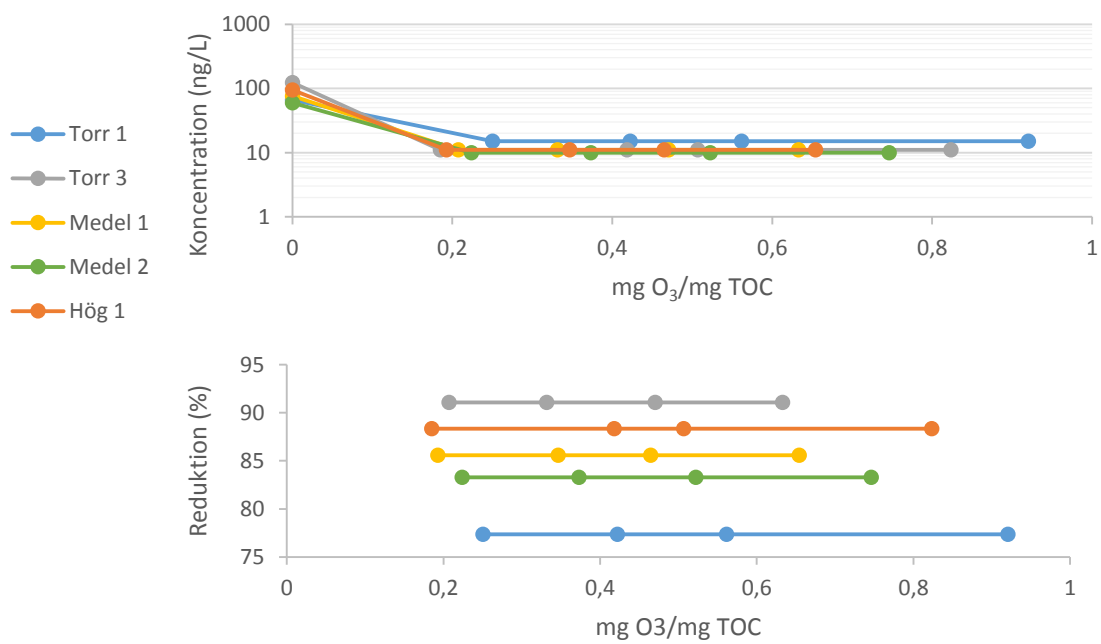
Klaritromycin



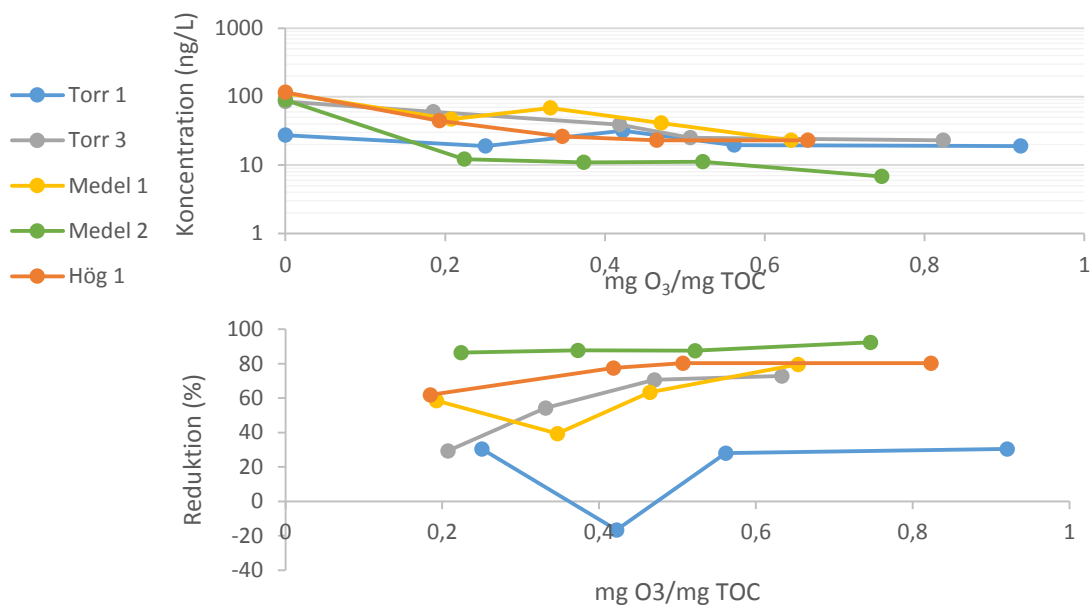
Klindamycin



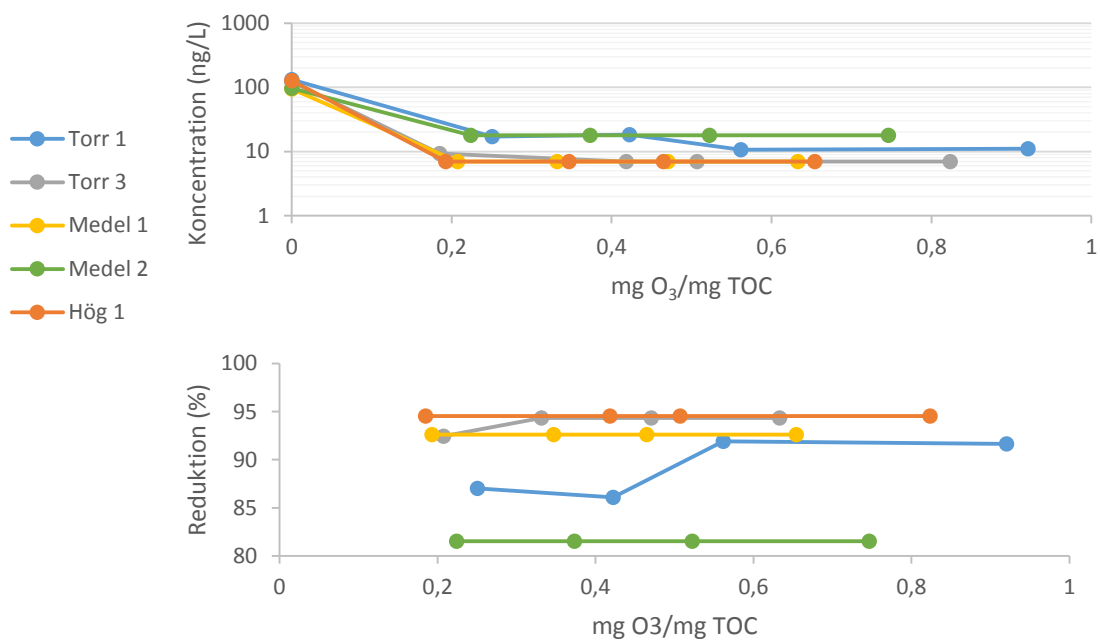
Sulfadiazin



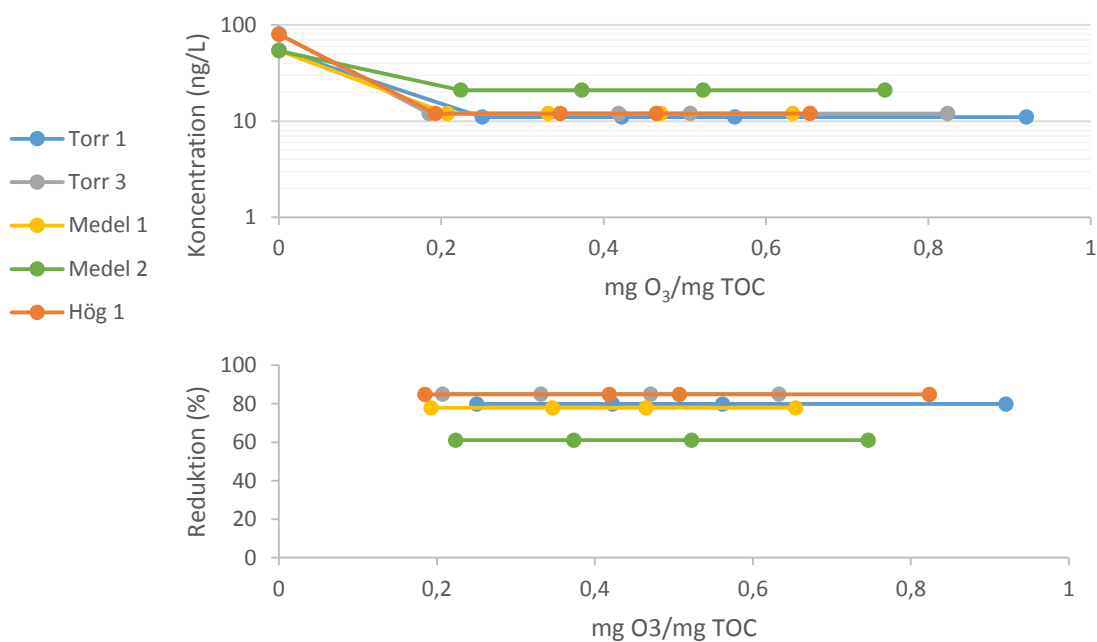
Ac-sulfadiazin



Sulfametoxazol



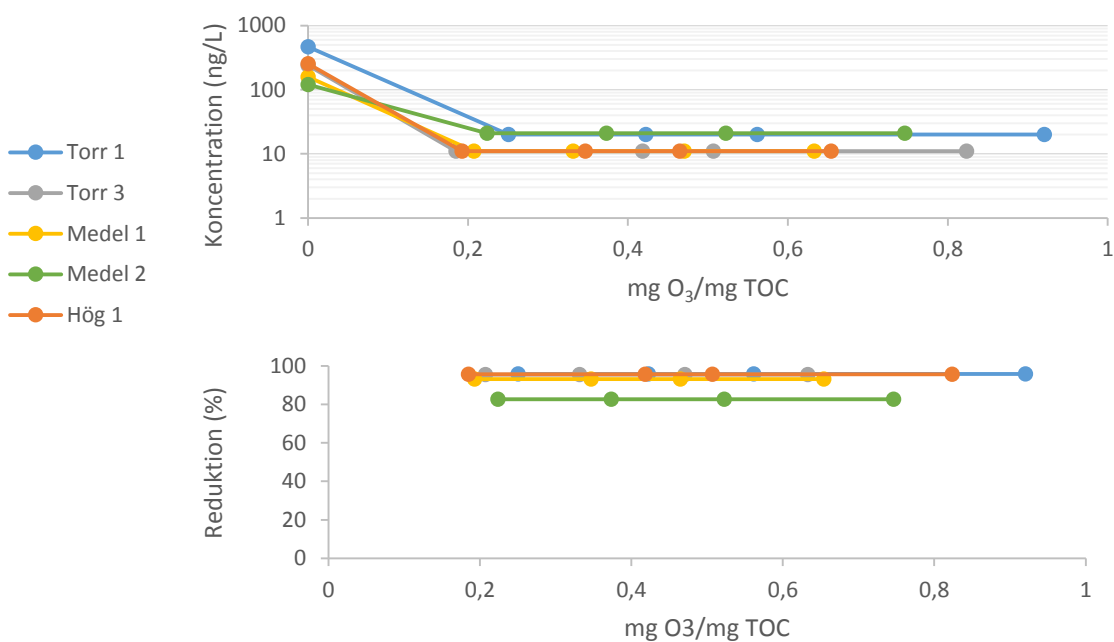
Trimetoprim



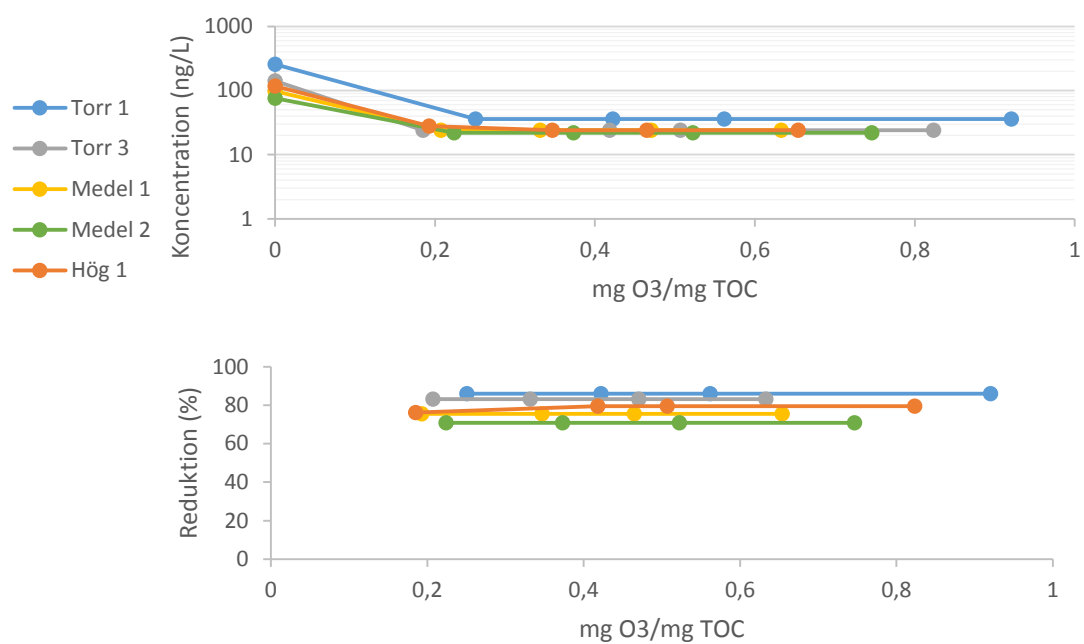
Övriga antibiotikasubstanter återfanns inte över LOQ eller LOD (azitromycin, ciprofloxacin, ertromycin, roxitromycin, sulfametizol).

Lugnande och antidepressiva substanser

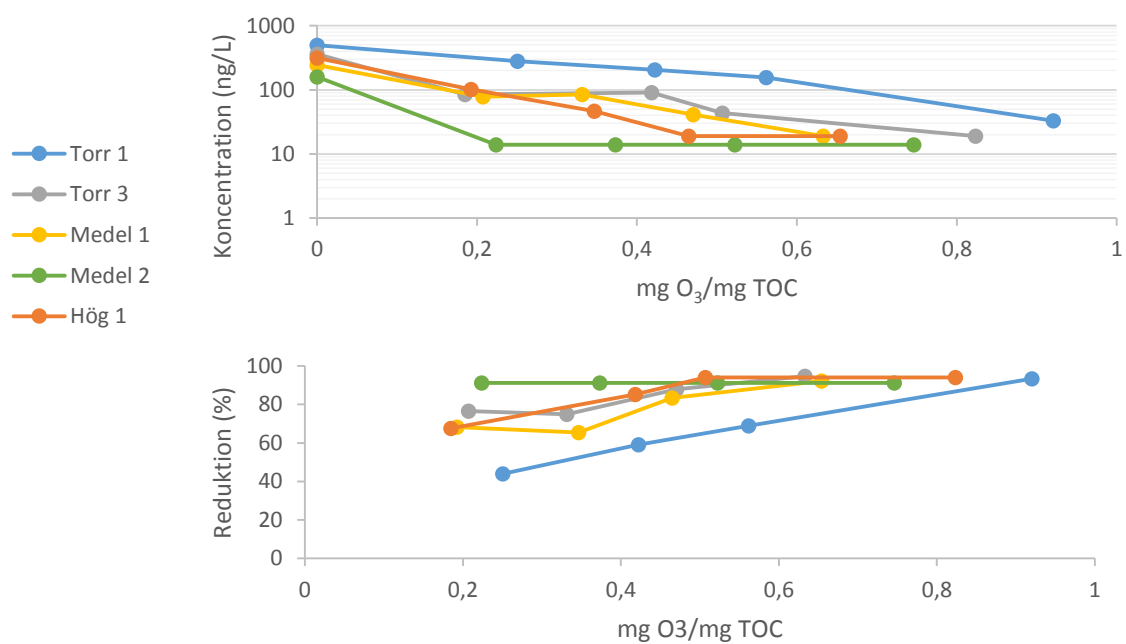
Karbamazepin



Citalopram

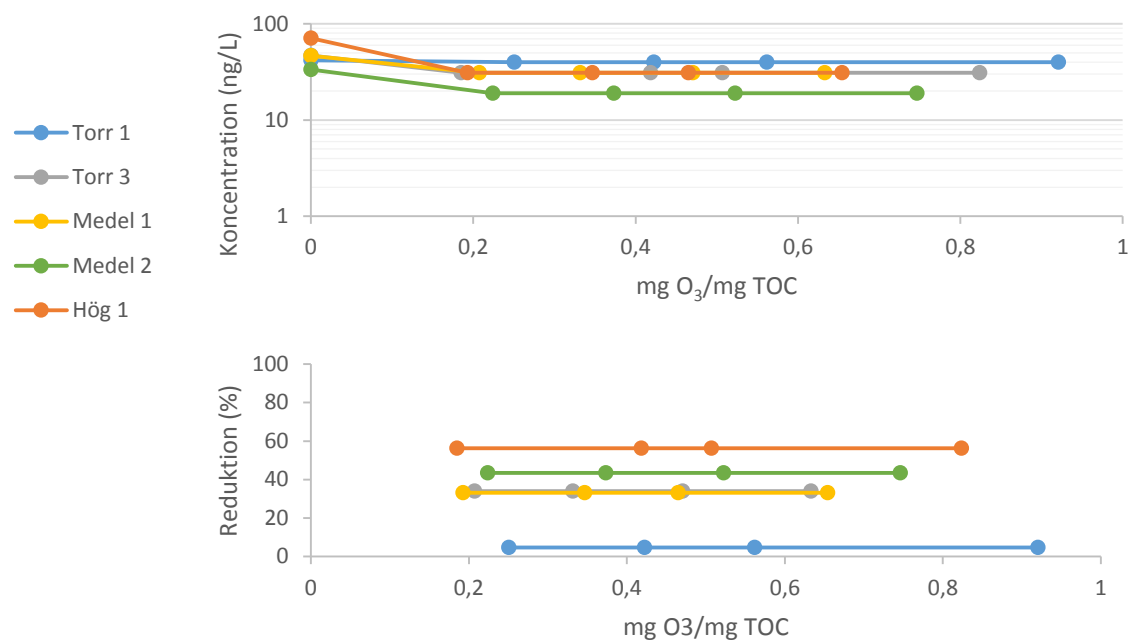


Venlafaxin

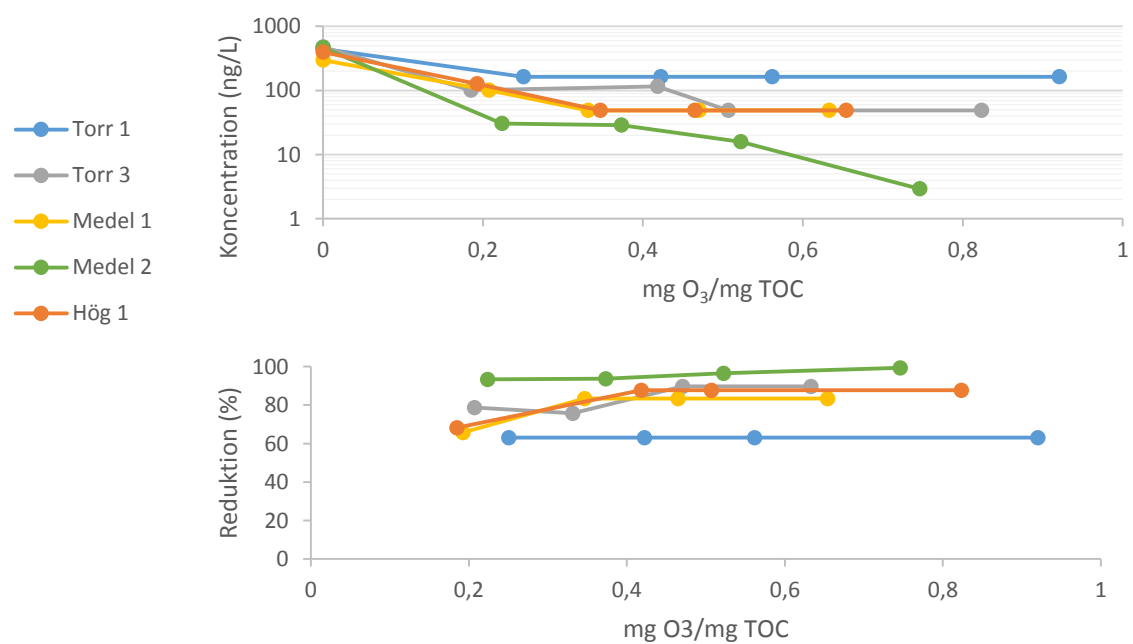


Febernedsättande och smärtstillande substanser

Fenazon

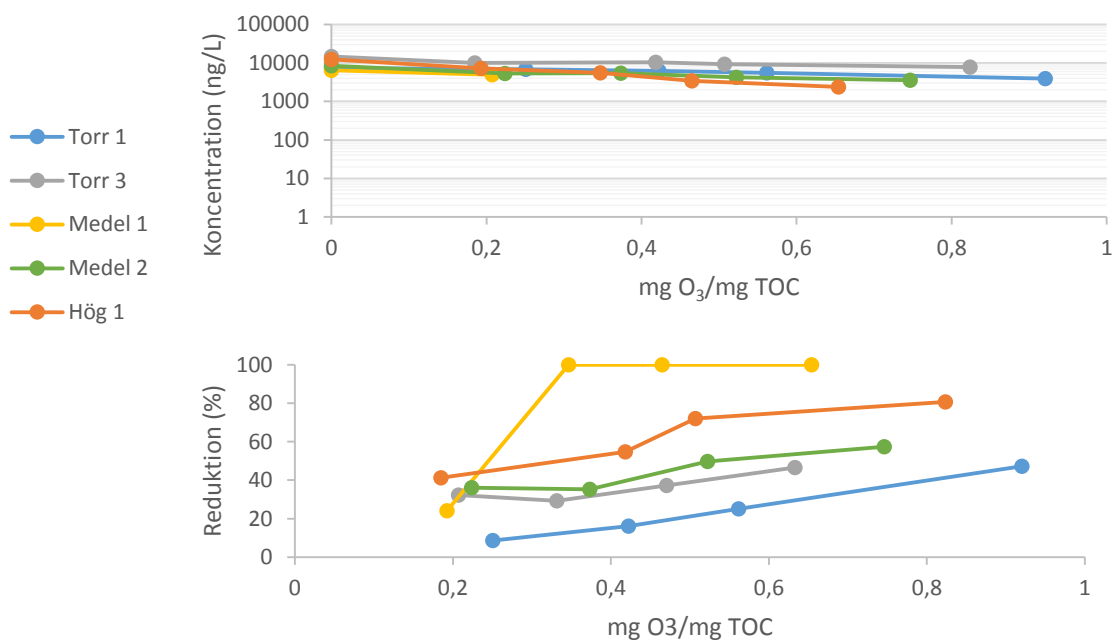


Tramadol

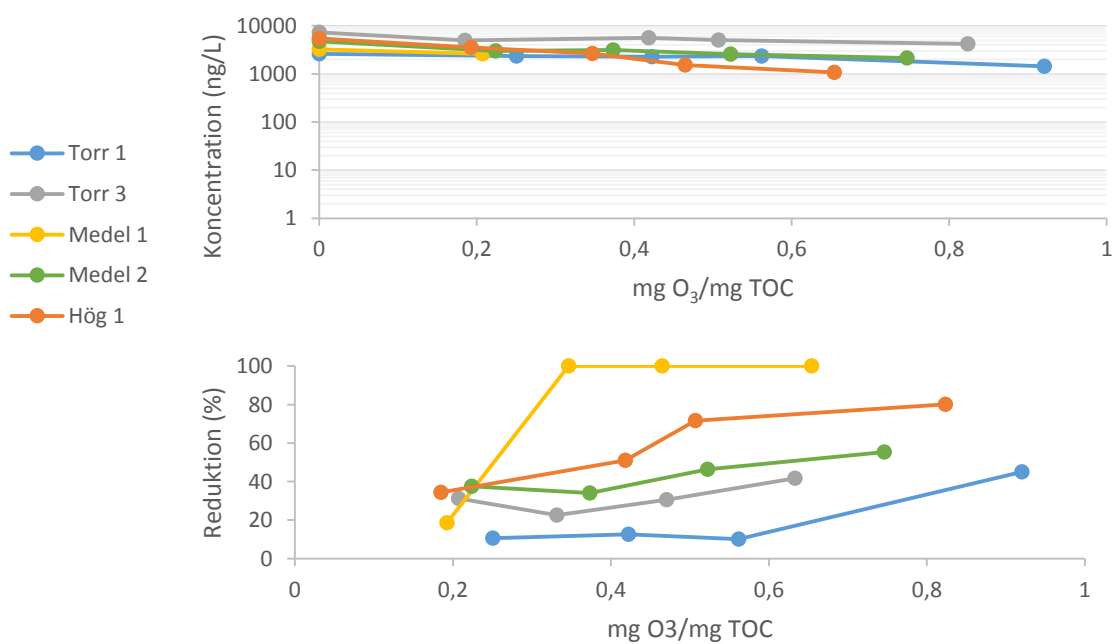


Kontrastvätskor

Iohexol



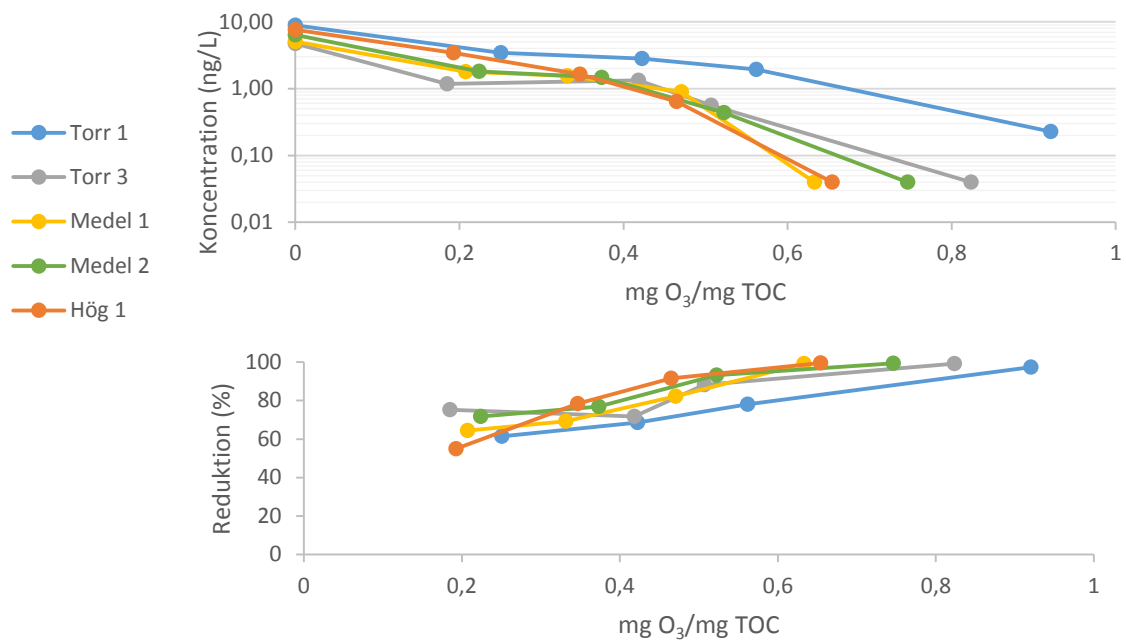
Iomoprol



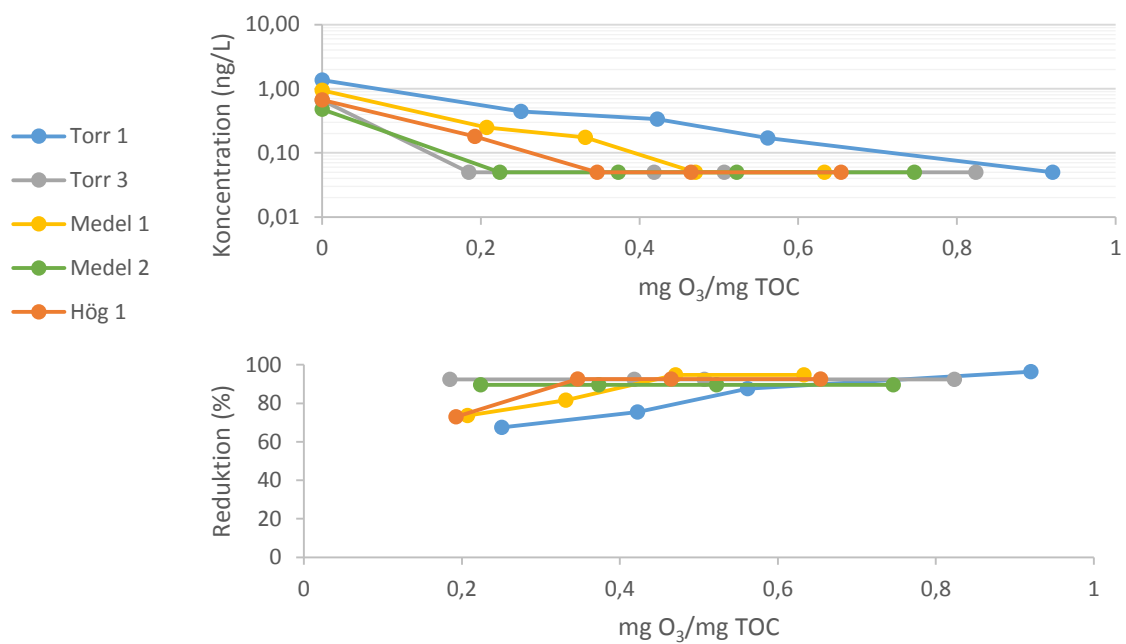
Diatrizinsyra, iopromid och iopamidol uppmättes inte över LOQ.

Biocider

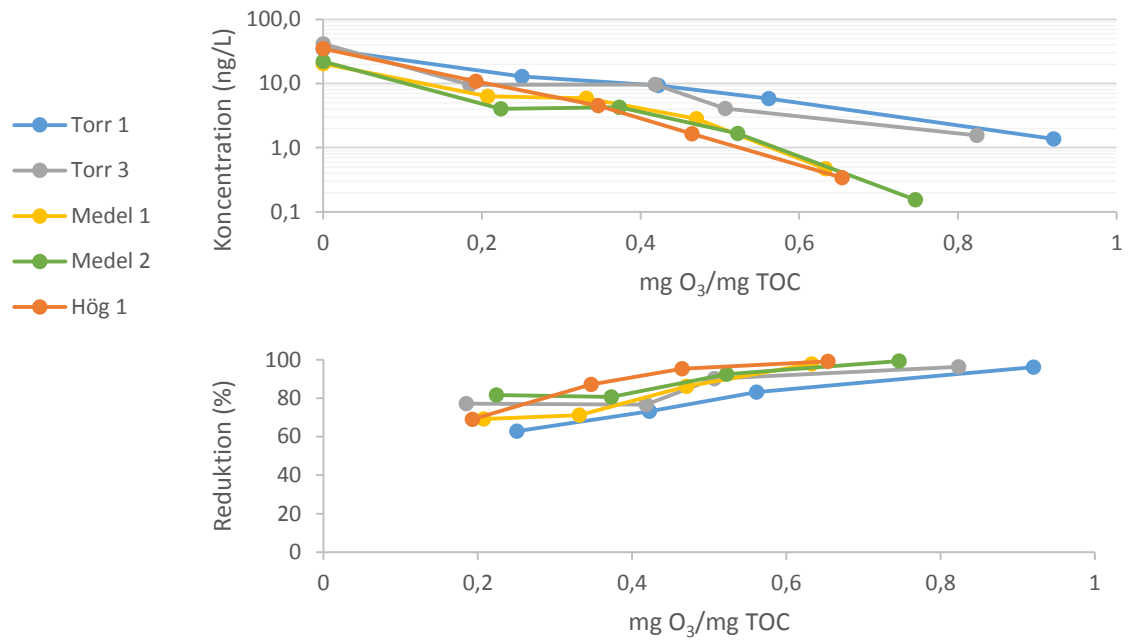
Terbutryn



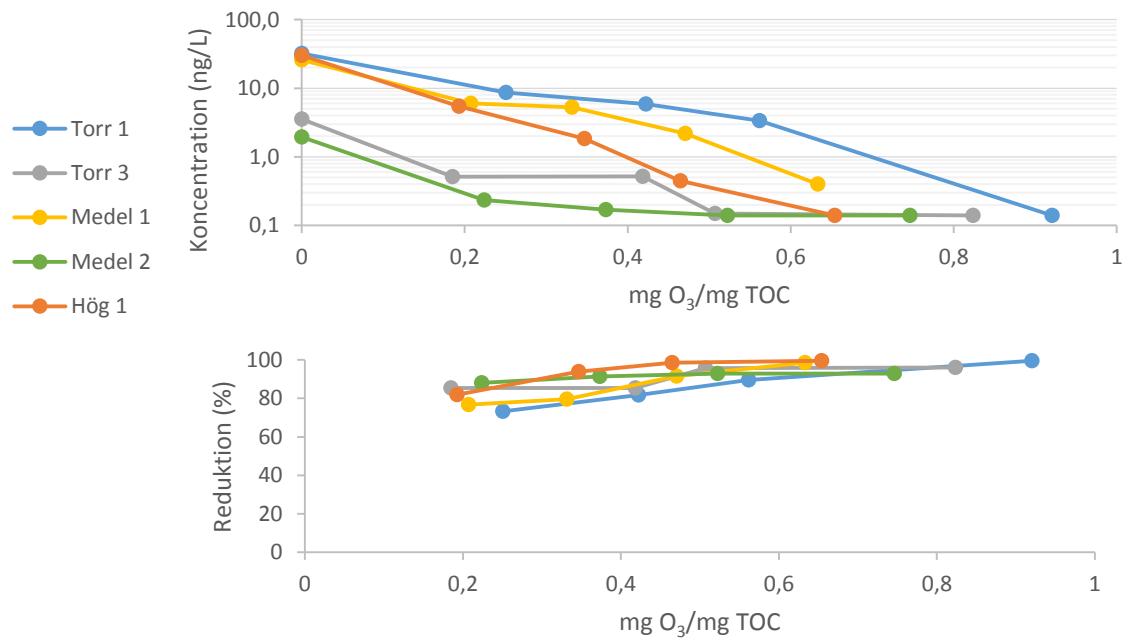
Cybutryn



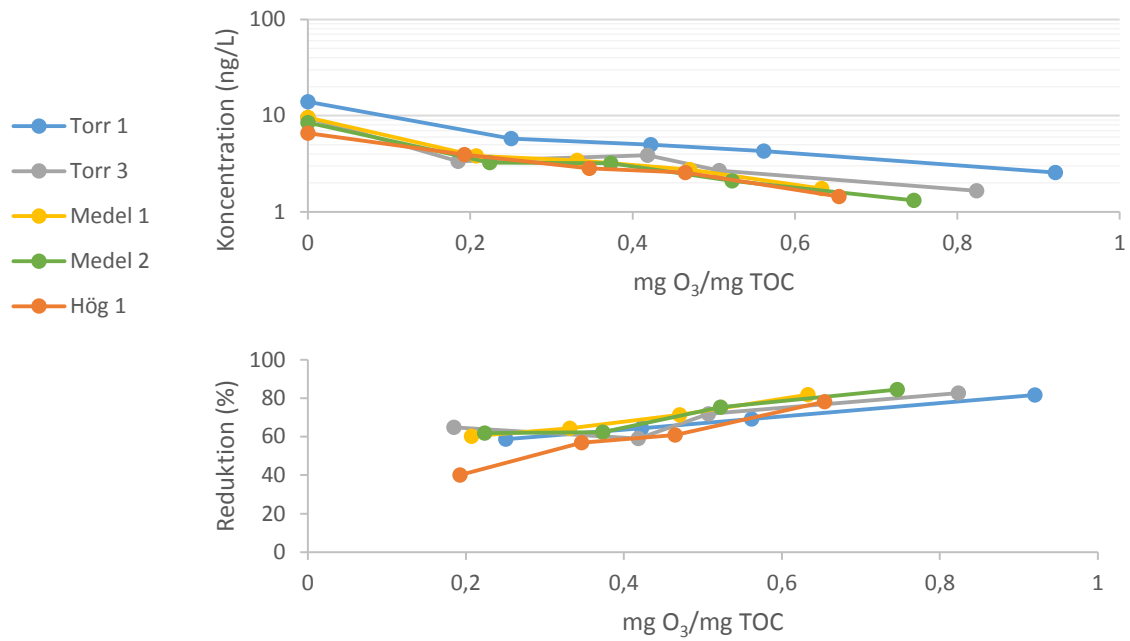
Karbendazim



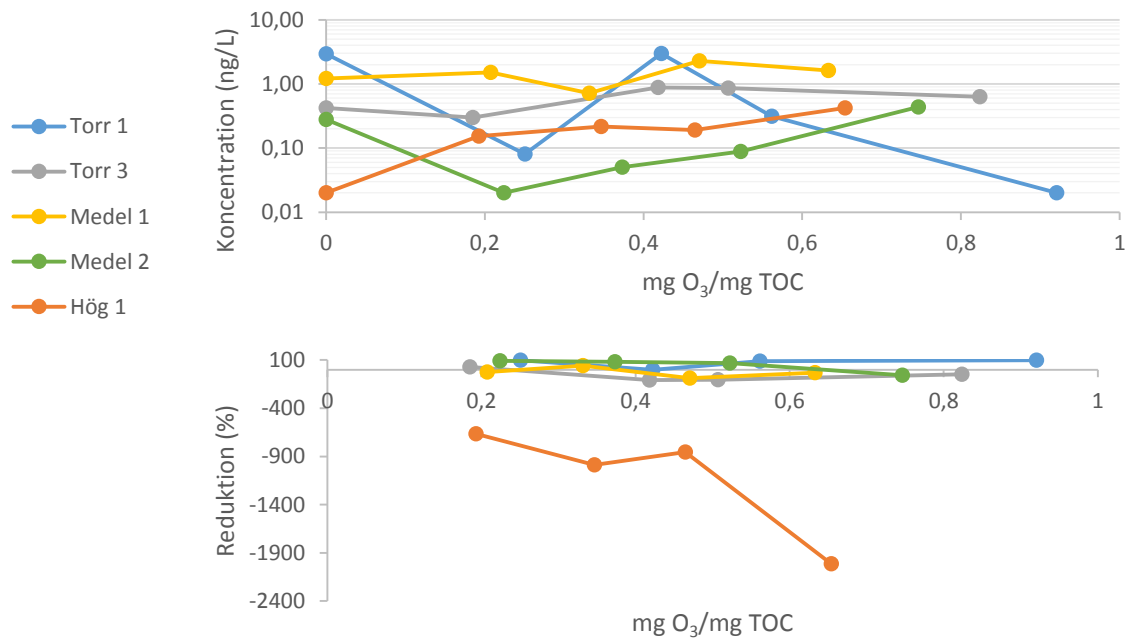
Isoproturon



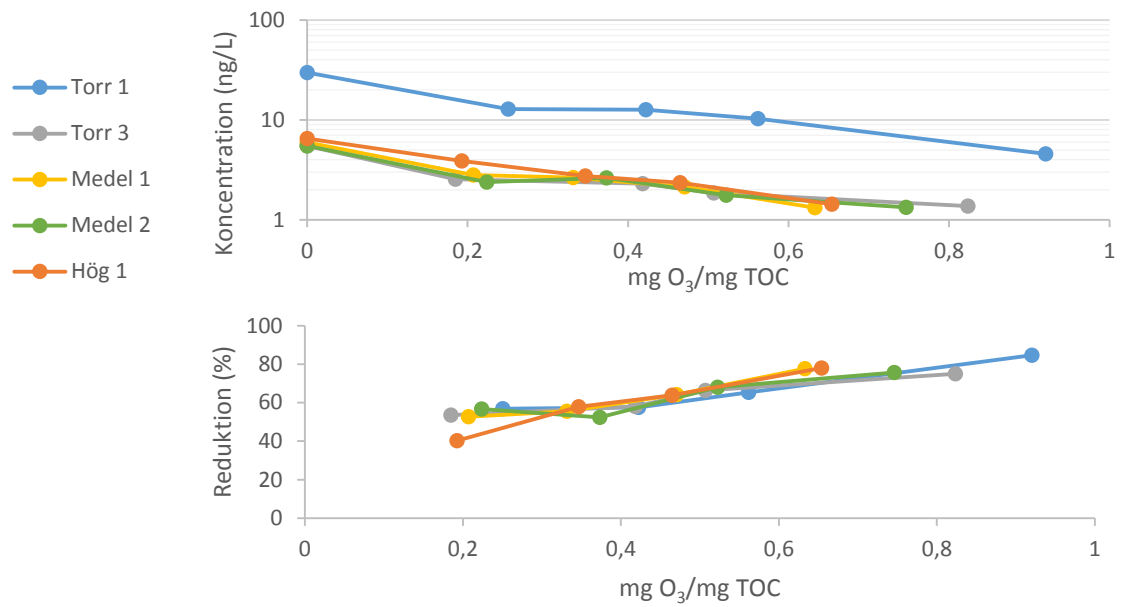
Diuron



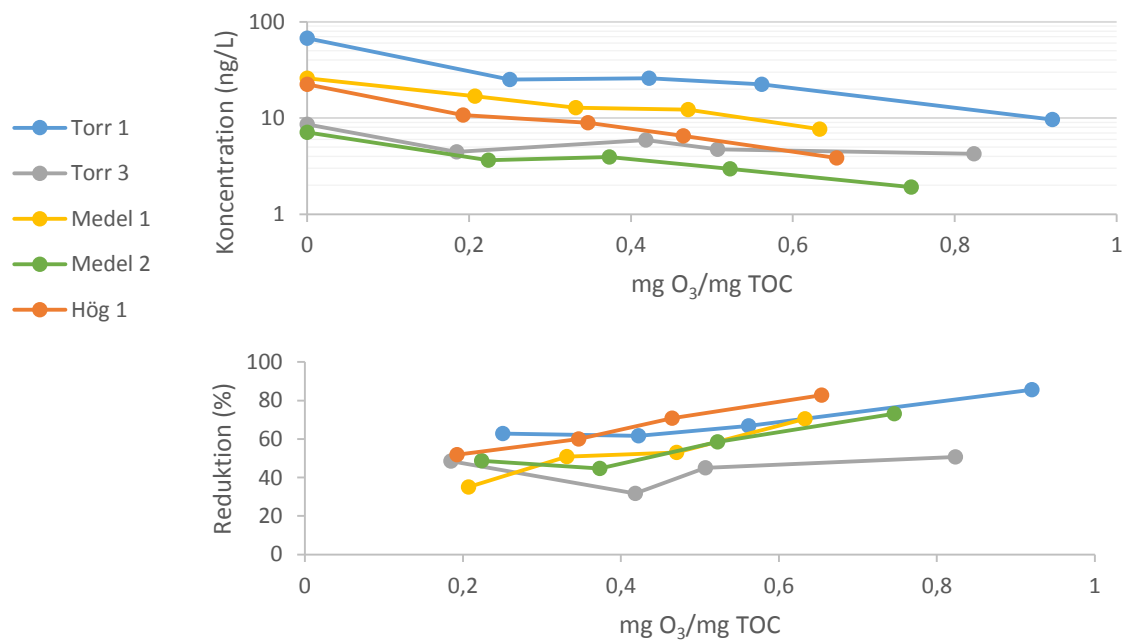
Oktylisotiazolinon



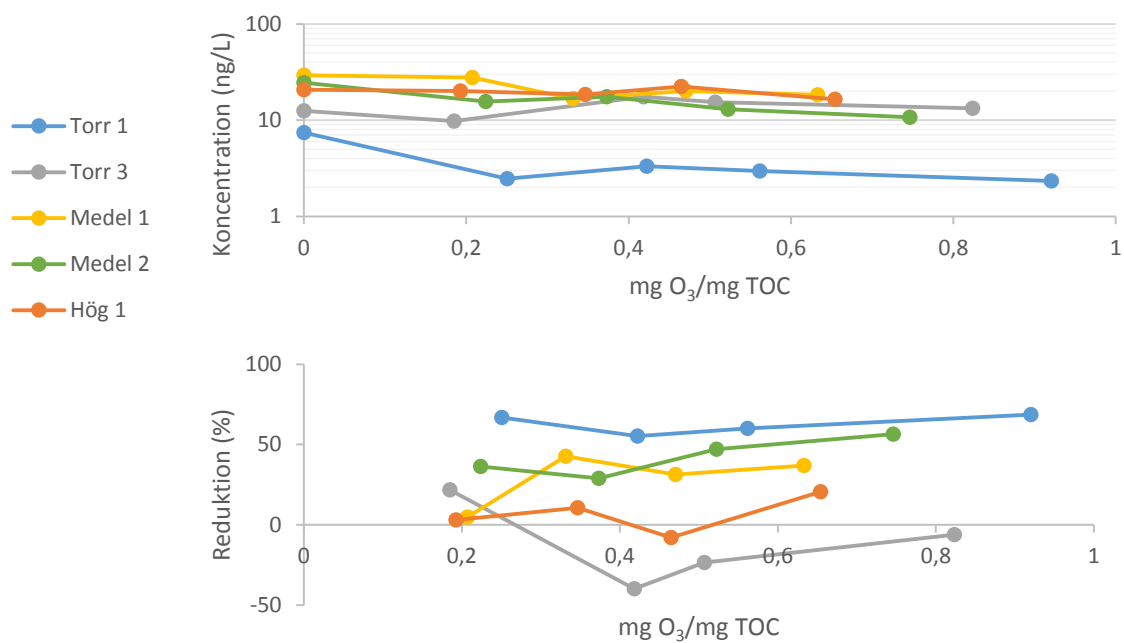
Tebukonazol



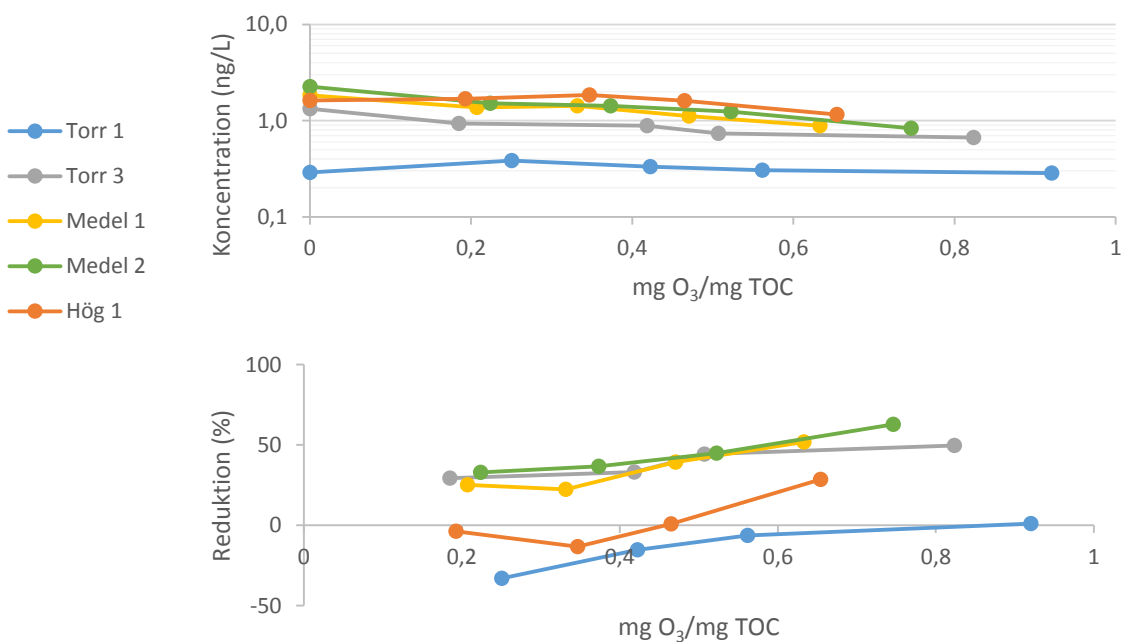
Propikonazol



Diklorobenzamid



Atrazin



Steroidhormoner

Östron

