

Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp – kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder

Håkan Jönsson (red)

Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp – kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder.

Håkan Jönsson (red) Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för energi och teknik, hakan.jonsson@slu.se

Utgivningsort: Uppsala

Utgivningsår: 2020

Serietitel: Energi och teknik

Delnummer i serien: 106

Elektronisk publicering: <https://pub.epsilon.slu.se>

Bibliografisk referens: Håkan Jönsson (2020). *Läkemedel, PFAS och mikroplaster i avlopp – kunskapssammanställningar om provtagning, förekomst, effekter och uppströmsåtgärder*. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. (Energi och teknik, 106).

Sammanfattning

Syftet med detta kunskapsunderlag är att förbättra underlaget för fortsatt forskning inom området uppströmsarbete och hållbara kretslopp av växtnäring från avlopp. Rapporten initierades av att Svenskt vatten utveckling 2016 krävde att VA-kluster Mälardalen väsentligt skulle utöka sin forskning inom området. Rapportens tyngdpunkt ligger på organiska mikroföroreningar som uppmärksammas de senaste åren, läkemedel, högfluorerade ämnen (PFAS) och mikroplaster.

Grundläggande för att bygga tillförlitlig kunskap är säkra analyser, vilket kan vara speciellt utmanande för organiska mikroföroreningar. Cajsa Wahlberg ger i sitt bidrag råd och rekommendation för hur man bör planera och genomföra provtagning, provförvaring, analys och bearbetning, för att analysresultaten ska bli så säkra som möjligt.

Mängd och koncentration av läkemedel och PFAS-ämnen i olika avloppsfraktioner bestäms av ämnenas användning i samhället. Sahar Dalahmeh redogör för användningen av olika läkemedel, vilka läkemedel som används mest och hur förskrivningen fördelar sig mellan sjukhus och öppenvård, och mellan patienter i olika åldrar. Genomgången visar att för vissa läkemedel, speciellt kontrastmedel, vissa dermatologiska läkemedel samt antibiotika som ges intravenöst, är koncentrationen i sjukhusavlopp väsentligt högre än i annat avlopp, trots att den allra största delen av den samlade mängden läkemedel används ute i samhället. Äldre personer (65 år eller äldre) använder väsentligt mera läkemedel än yngre personer. Uppströmsåtgärder för att minska användningen av läkemedel och deras flöde till reningsverken kan därför inriktas på att 1) läkemedelsgenomgångar för patienter med många läkemedel med syfte att ta bort onödig och skadlig överförskrivning, 2) ersätta läkemedel med andra terapier/livsstilsförändringar som motion, kostförändring, akupunktur, etc. när möjligt, 3) styrmedel för att gynna utveckling och användning av mindre miljöskadliga läkemedel och 4) lokal behandling av avlopp som innehåller höga koncentrationer av läkemedel, som avlopp från sjukhus och äldreboende.

PFAS-ämnen är genom sina ytaktiva och beständiga karaktärer mycket användbara som impregnerings- och ytbehandlingsmedel och används i många olika produkter. De har i låga koncentrationer detekterats i många kläd- och hushållsprodukter. Eftersom PFAS-ämnen är svår- eller onedbrytbara i naturen sker en kontinuerlig ackumulering. För att förhindra denna är uppströmsåtgärder i form av minskad eller stoppad tillverkning och användning mest effektivt. Det finns emellertid redan mycket PFAS i kretsloppet. Den största tillförseln till svenskt territorium sker genom atmosfäriskt nedfall och den största tillförseln till befolkningen och till avloppsvattnet sker troligen med dricksvattnet. Flera dricksvattentäkter har fått stänga på grund av för höga halter av PFAS. PFOS har förbjudits i EU, men tyvärr har flera av de ämnen som ersatt PFOS visats bilda PFOS och andra PFAS-ämnen under sin nedbrytning.

I ett separat kunskapsunderlag har Katarina Hansson m. fl. sammanställt befintliga data på inkommande halter av läkemedel och andra miljöstörande organiska ämnen till olika reningsverk inom VA-kluster Mälardalen. För att underlätta prioritering av vilka ämnen som gör analyseras har författarna kopplat de miljöstörande ämnena till olika listor med prioriterade ämnen, som vattendirektivet, dricksvattendirektivet och Läkemedelsverkets lista över substanser som bör övervakas. En databas i Excellformat med de befintliga data från projektet finns fritt tillgänglig på VA-kluster Mälardalens hemsida.

Jesper Olsson visar i sin sammanställning av två studier att ca hälften av de läkemedel som kommer till reningsverket med inkommande avloppsvatten finns kvar i det utgående renade avloppsvattnet. Den totala andelen av inkommande läkemedel som ham-

nar i slammet är liten, mindre än 1 % enligt de två studierna. För vissa läkemedel hamnar dock till stor del, runt 100 %, i slammet. De läkemedel som i stor utsträckning hamnar i slammet är i regel sådana som binds hårt till organiskt material och har låg vattenlöslighet, varför osäkerheten är stor om vad som händer med dessa ämnen när slammet använts som gödsel och blandats in i matjorden.

Erik Levlin går igenom ett antal teknikbaserade uppströmsåtgärder för att minska tillförseln av läkemedel och andra organiska miljöskadliga ämnen till reningsverket. Åtgärder riktigt nära källan för läkemedlen är tillförsel av nedbrytande enzymer i toalettstolen och källsortering och separat omhändertagande av urin. Något längre från källan är separat rening inkluderande behandling med ozon och/eller aktivt eller biokol av avlopp från sjukhus och liknande verksamheter. Erik Levlin visar också på betydelsen som ledningsmaterialet har för förorening av vattnet med dels miljöstörande ämnen som finns i ledningsmaterialet och dels för miljöstörande ämnen som kan tränga in genom ledningen från omkringliggande massor.

Amanda Folkö och Cecilia Bertholds går igenom hur mikroplaster sprids via avlopp och deras effekter i miljön. De diskuterar olika källor till mikroplaster till såväl blandat kommunalt avloppsvatten och slam, som till dagvatten. De betonar behovet av utveckling av standardiserade metoder för provtagning och analys, samt att ökad kunskap behövs om olika källors bidrag och hur dessa bidrag kan minskas. De källor som först bör studeras inkluderar hushållens nedspolning av skräp och tvätt av textilier, verksamheter som tvätterier samt dagvatten, som tillförs mycket partiklar från däck, vägbanor och konstgräsplaner.

Abstract

The purpose of this review report is to contribute to the knowledge base for continued research in the field of upstream work and sustainable cycles of plant nutrients from wastewater. The report was initiated by the Swedish Water Development (SVU) in 2016 demanding that the VA cluster Mälardalen substantially should expand the research in this area. The focus of this report is on the organic micro-pollutants including pharmaceuticals residues, highly-fluorinated substances (PFAS) and microplastics.

This report has six chapters by different authors. For building real knowledge, reliable analyses results are essential. However, reliable analyses results are challenging to get for organic micro-pollutants. In chapter one, Cajsa Wahlberg gives advice and recommendations on how to best plan and carry out sample collection, storage and analysis as well as processing of results, in order to ensure that the analysis results will be as reliable as possible.

The consumption of pharmaceuticals and use of PFAS substances determine the amounts and concentrations of these substances in wastewater. In chapter two, Sahar Dalahmeh describes the use of different pharmaceuticals within the society, i.e. which types of pharmaceuticals that are most prescribed, prescription rates and distribution between hospitalised and home patients, and between patients of different age groups. The review shows that for some substances, especially contrast agents, certain dermatological pharmaceuticals and antibiotics given intravenously, the concentration in hospital wastewater is significantly higher than in mixed municipal wastewater, despite the fact that the largest amount of pharmaceuticals is used out at home within the society. Elderly people (65 years and older) use significantly more pharmaceuticals than young people.

Upstream measures to minimize unnecessary consumption of pharmaceuticals and hence decrease their flow in wastewater might include: 1) drug reviews for patients with multiple drug prescriptions to eliminate unnecessary and harmful over-prescriptions, 2) when possible replace prescription of pharmaceuticals with prescription of non-drug based therapies and/or lifestyle changes such as dietary change, exercise, acupuncture, etc., 3) develop and apply policies to promote development and use of less environmentally harmful pharmaceuticals, and 4) local treatment of wastewater from point sources such as hospitals and elderly houses, where wastewater is likely to contain high concentrations of pharmaceuticals.

Due to their surface activities, thermal tolerance and persistence, PFAS substances are frequently used in many different commercial and consumer products as impregnating and surface coating agents. They have been detected in low concentrations in many clothing and household products. Since several PFAS substances are non-degradable in the environment, continuous accumulation takes place. Upstream measures such as minimized or ceased production and use of environmentally harmful PFAS are likely to be the most effective measures, and can be implemented with different means of control. However, there is already large amounts of PFAS substances in society. The largest flow to Swedish territory is through atmospheric deposition and the largest flow reaching wastewater is probably contaminated tap water. Several drinking water sources have been shut down due to PFAS contamination. Several of the substances that replaced PFOS after it was banned in EU have unfortunately been shown to form PFOS and other PFAS substances during their degradation.

In a chapter three, Katarina Hansson et al. summarizes a compilation of existing data on concentrations of pharmaceuticals and other environmentally harmful organic substances in various wastewater pipe networks and treatment plants within the VA cluster

Mälardalen. To facilitate prioritization of the substances to analyse, the authors have linked the environmental substances to various lists of priority substances, such as lists in the Water Directive, the Drinking Water Directive and the Swedish Medicines Agency's list of substances which should be monitored. A database in Excel format with the existing data from the project is freely available on the website of VA cluster Mälardalen.

In chapter four, Jesper Olsson shows that about half of the amount of pharmaceuticals in the incoming wastewater to the studied treatment plants remained in the treated effluents and the fraction of incoming pharmaceuticals that ended up in the sludge was small, less than 1% according to two studies. For some pharmaceuticals, however, a large fraction, about 100%, ends up in the sludge. The pharmaceuticals that largely end up in the sludge are usually those that are bind strongly to organic matter and have a low water solubility. The uncertainty is great about what happens to these substances when the sludge is used as fertilizer and mixed into arable soil.

In chapter five, Erik Levlin presents a number of upstream technologies to reduce the flow of pharmaceuticals and other environmentally harmful organic substances to wastewater treatment plant. Among these technologies, dosing of degrading enzymes in toilet, the use of source diversion toilets and separate treatment of urine can be of interest in places where urine rich in pharmaceuticals is excreted e.g. elderly houses or hospitals. In addition, projects are ongoing with local treatment of hospital wastewater rich in pharmaceuticals with ozone, biochar or active carbon before it is disposed to the municipal sewer system. Erik Levlin also points out the importance of the pipe material for minimizing the contamination of the water with pollutants contained in the pipe material and with pollutants that can penetrate through the pipe material from surrounding masses.

In chapter six, Amanda Folkö and Cecilia Bertholds review the flow of microplastics in wastewater and their effects in the environment. They discuss various sources of microplastics for mixed municipal wastewater, sludge and storm water. They emphasize the need for development of standardized methods for sampling and analysis of microplastics and the need for increased knowledge on the contributions from different sources and how these contributions can be reduced. They suggested to first focus on the flushing down non-toilet solid waste, the laundry of textiles and the storm water (which contains large amounts of particles from tires, roadways and artificial turf).

Innehållsförteckning

Sammanfattning	2
Abstract	4
Innehållsförteckning	6
Förord	8
Provtagning och analys av läkemedel och organiska miljöstörande ämnen i avloppsvatten och slam Cajsas Wahlberg, Stockholm Vatten och Avfall	9
Inledning	9
Provtagning	9
Representativitet	9
Passiva provtagare	9
Materialval	10
Provförvaring	10
Märkning och transport	10
Analys av organiska miljöföroreningar	10
Kort om analysmetodik	10
Detektionsgränser och mätosäkerhet	11
Avloppsvatten som matris	11
Ackreditering	12
Provningsjämförelser	12
Beställning och utvärdering av organiska miljöföroreningar	13
Beställning av analyser	13
Rapportering av analysvar	13
Mindre-än-värden och medelvärdesberäkningar	14
Ytterligare tips	14
Referenser	14
Läkemedel och högfluorerade ämnen i samhället: konsumtion, nedbrytning och hälso- och miljöpåverkan Sahar Dalahmeh, Institutionen för energi och teknik, SLU	15
Sammanfattning	15
Läkemedel - Inledning	17
Förskrivning och konsumtion av läkemedel	17
Konsumtion av läkemedel på sjukhus	19
Äldres läkemedelsanvändning	20
Metaboliter, transformationsprodukter och nedbrytningsvägar för läkemedel	21
Metaboliska steg och olika reaktioner för biotransformation	22
Metaboliter från biotransformation av läkemedel i vatten och avloppsvatten	23
Koncentrationer av läkemedel i olika avloppsvatten i Sverige	26
Läkemedel i avloppsvatten från sjukhus	26
Effekter på akvatiskt liv	30
Upptag och ackumulering i växter	31
Antibiotikaresistenta gener och bakterier	32
Ekotoxicitet av läkemedel	32
Högfluorerade ämnen (PFAS) - Inledning	33
Gruppering av PFAS	33
Perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA)	33
Perfluoralkylsulfonsyror (PFSA)	34
Prekursor till PFAS	34
Halter av PFAS i hushålls- och konsumentprodukter	35
Flöden av PFAS från olika källor	37
PFAS-ämnen i mänskliga prov och vägar för kontaminering	39
Slutsatser, rekommendationer och fortsatt forskning	40
Referenser	41

Screening av befintliga data avseende halter av oönskade substanser i spillvatten Katarina Hansson, Ann-Sofie Allard och Jenny Lexén, IVL	47
Fördelningen av läkemedel i reningsverk Jesper Olsson, Uppsala vatten/MDH	49
Inledning och bakgrund	49
Förekomst av läkemedel i inkommande avloppsvatten samt deras reduktion i reningsverket	49
Fördelning av läkemedel i reningsverkets olika flöden	50
Diskussion om fördelningen till utgående vatten och avvattnat slam%%	52
Slutsatser	54
Referenser	54
Kunskap och rekommendationer om lokala åtgärder vid källan Erik Levlin, KTH	56
Rening av sjukhusavlopp	56
Val av ledningsmaterial	58
Referenser	60
Mikroplast i avloppsvatten ur ett uppströmsperspektiv Amanda Folkö och Cecilia Bertholds, Käppalaförbundet	62
Sammanfattning	62
Inledning och bakgrund	62
Syfte	63
Definition	63
Exponering och biologiska effekter	64
Analysmetoder för mikroplaster	64
Avloppsreningsverk som spridningsväg	65
Hushållens bidrag till mikroplast i avloppsvattnet	66
Tvätt av syntettextil	66
Hygienprodukter	67
Damm	68
Nedspolat plastskräp	68
Mikrogranuler från konstgräsplaner	68
Verksamheters bidrag till mikroplast i avloppsvattnet	68
Dagvattnets bidrag till mikroplast i miljön	69
Kunskapsluckor	69
Förslag på fortsatt uppströmsarbete	69
Utveckla analysmetoder	69
Ökad förståelse för mikroplasternas flöde i det VA-tekniska kretsloppet	70
Minska påverkan från hushåll	70
Minska påverkan från verksamheter	71
Minska påverkan från dagvatten	71
Samverkan mellan myndigheter, kommuner och företag	71
Åtgärder på internationell nivå	72
Referenser	72
Artiklar och rapporter	72
Övriga referenser	75

Förord

Svenskt Vatten Utveckling framförde 2016 starka önskemål att VA-kluster Mälardalen väsentligt skulle utöka sin forskning inom området uppströmsarbete och hållbara kretslopp. Inför den starka ökningen av forskningen initierades arbetet med denna rapport för att förbättra kunskapen om befintlig kunskap och om kvarvarande kunskapsluckor och därigenom underlätta formuleringen av nya välriktade forskningsprojekt inom området. Med detta syfte formulerades dels denna kunskaps- och litteraturgenomgång och dels en genomgång av relevanta befintliga analysdata hos VA-organisationerna inom VA-kluster Mälardalen. Denna datagenomgång är avrapporterad separat (Hansson m.fl., 2017) och också sammanfattad och refererad i denna rapport.

Syftet med denna rapport uppfylldes delvis före publicering genom att flera forskningsprojekt formulerades och finansierades under arbetet med rapporten. Detta har tyvärr haft den negativa bieffekten att denna rapport försenats då de formulerade forskningsprojekten behövt prioriteras.

Jag vill därför framföra ett extra stort och varmt tack till bidragande författare och organisationer: Amanda Folkö och Cecilia Berthold, Käppalaförbundet; Cajsa Wahlgren, Stockholm Vatten och Avfall; Erik Levlin, KTH; Jesper Olsson, Mälardalens högskola och Uppsala Vatten och Avfall AB; Katarina Hansson, Ann-Sofie Allard och Jenny Lexén, IVL; Sahar Dalahmeh, SLU.

Stort tack också till Svenskt Vatten Utveckling som via stödet till VA-kluster Mälardalen finansierat detta projekt, tillsammans med in-kindbidrag från de deltagande organisationerna ovan.

Uppsala november 2019

Håkan Jönsson

Provtagning och analys av läkemedel och organiska miljöstörande ämnen i avloppsvatten och slam

Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten och Avfall

Inledning

Läkemedel och organiska miljögifter förekommer ofta i mycket låga halter i avloppsvatten och slam. Det är därför en utmaning att analysera dem och besvikelsen är ofta stor då man kanske jobbat hårt med ett provtagningsprogram, skickat prover till något laboratorium som tar mycket betalt för analyserna och sedan endast får mindre-än-värden till svar. Framför allt är risken stor när avloppsvatten analyseras. Många organiska miljöföroreningar förekommer i betydligt högre halter i slam än i avloppsvatten. Detta beror på att de är lipofila (har hög fettlöslighet) eller är positivt laddade och därmed lätt adsorberas på partiklar. På så sätt sker en ackumulation i slammet.

Både avloppsvatten och slam är komplexa matriser som lätt ger störningar vid analys. Det finns få standardiserade metoder och laboratorierna är ofta bara ackrediterade för ett fåtal organiska parametrar. Analyserna är komplicerade både vad gäller provupparbetning och slutbestämning. Ofta skiljer sig analysresultaten beroende på vilket laboratorium provet skickas till och laboratorierna själva använder sig inte sällan av underentreprenörer, olika för olika parametrar.

Det här kapitlet är tänkt att ge lite hjälp på vägen när man ska sätta ihop ett provtagnings- och analysprogram för avloppsvatten eller slam. Förhoppningsvis minskas risken för misstag och svårbedömda analysresultat något.

Provtagning

Representativitet

Vilken typ av provtagning man bör göra beror på vad man vill att provet ska ge svar på. Organiska miljöföroreningar är dyra att analysera och man har ofta ingen möjlighet att ta många prover. Då kan man ta integrerade prover, till exempel i form av flödesstyrda veckosamlingsprover. Är flödet någorlunda jämnt kan det räcka med tidsstyrd provtagning. När samlingsprovet ska fördelas i kärlen för de olika analyserna är det viktigt med ordentlig omblandning så att mängden partiklar eller sediment fördelas jämnt.

För slamprover kan det räcka att ta ut ett stickprov om dagen och blanda ihop till ett veckosamlingsprov, eller kanske några stickprov i veckan om man vill ha ett månadsprov.

Det är viktigt att notera speciella händelser under provtagningsperioden, till exempel om det regnat mycket så att provet blivit utspädd eller något delprov har missats.

Passiva provtagare

Om man inte behöver en fullständig kvantitativ analys utan nöjer sig med en kvalitativ, kan så kallade passiva provtagare användas. De kan beställas från analyslaboratorierna och får sitta i ledningsnätet en viss tid varvid ämnena man är intresserad av diffunderar in och ackumulerar på någon adsorbent, eller jonbytare inne i provtagaren.

Problemet är att trasor och skräp brukar fastna och hindra flödet av avloppsvatten genom provtagaren. Att analysera biohud som skrapas upp direkt ur ledningsnätet är en annan metod som vi i Stockholm tycker fungerar bra åtminstone för metallanalyser men den skulle kunna testas även för organiska ämnen. Vi har bland annat använt metoden utanför konstskolor för att spåra kadmium från konstnärsfärger.

Materialval

Beroende på vilka ämnen som ska analyseras finns olika risker för kontaminering av provet vid provtagningen. Använd till exempel inte mjukgjord PVC i slangar eller provkärl om provet ska analyseras på ftalater. Andra plaster kan innehålla andra spårämnen eller tillsatser som kan störa analysen. Plasthandskar, skopor, omrörare etc. behöver också gås igenom. Om provtagningsprogrammet är omfattande kanske man kan kosta på sig att ta ett blankprov av rent vatten som tas ut med samma typ av provtagare, på samma sätt och plats som det ordinarie provet och analyseras på samma parametrar. Annars får man försöka undanröja risken för kontaminering efter bästa förhållanden.

Laboratoriet bistår oftast med provkärl som passar för respektive analysparameter. Tänk på att beställa sådana i god tid.

Provförvaring

Organiska miljögifter och läkemedel kan vara mer eller mindre lätt nedbrytbara. Det är därför viktigt att provuppsamlingskärl förvaras kallt under provtagningstiden. Kanske bör man till och med byta kärl varje dygn och frysa in dygnsprover som sedan tinas upp och blandas flödesproportionellt till ett veckosamlingsprov. Om man vet att man har jämna flöden kan man förvara ett större provkärl i frysen som man fyller på med en sjundedel färskt dygnsprov varje dag. I slutet av veckan har man då fått ett veckosamlingsprov. Förvara alltid provet fryst så länge som möjligt tills det är dags att skicka iväg det för analys.

Om provet inte kan förvaras fryst kan det konserveras på annat sätt, till exempel genom att tillsätta någon syra. Rådgör med analyslaboratoriet hur de vill att konservering görs.

Märkning och transport

Märk proverna med namn, provtyp, provtagningsdatum och andra relevanta uppgifter. Proverna packas i kylväskor eller kartonger tillsammans med frysklappar och skickas till laboratoriet så att det är framme inom ett dygn. Bifoga ifylld följesedel eller orderblankett som brukar kunna laddas ned från laboratoriets hemsida.

Analys av organiska miljöföroreningar

Kort om analysmetodik

Innan man kan göra själva slutbestämningen, måste provet i allmänhet upparbetas, renas och koncentreras. Det betyder att analyterna (ämnena man vill mäta) avskiljs från matrisen som i det här fallet är avloppsvatten eller slam. Ofta sker det genom att analyterna adsorberas på någon fast fas (adsorbent) eller extraheras ur vattenfasen. Vilken

upparbetningsmetod som används beror på ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper. Lipofila ämnen separeras relativt lätt från vattenfasen men kan sitta hårt bundna till partiklar. Det är därför viktigt att vattenprover inte filtreras före analys. Vattenlösliga ämnen är ofta svårare att upparbeta.

Större molekyler eller vattenlösliga ämnen analyseras ofta med vätskekromatografi (LC) medan gaskromatografi (GC) används för mindre molekyler som är mer lättflyktiga. Själva slutbestämningen görs ofta med masspektrometer (MS) men även andra detektorer förekommer.

För att förbättra analysnoggrannheten tillsätts en intern standard innan extraktionen. Den gör att man kan kompensera för förluster i hela analyskedjan. Helst ska det vara samma ämne som analyten, men radioaktivt märkt så att det går att skilja dem åt med hjälp av masstalen. Tyvärr kan man inte alltid hitta sådana märkta substanser på marknaden. Då får man välja en molekyl som är så lik analyten som möjligt. Man analyserar också en blank som upparbetas och hanteras på samma sätt som provet.

Halten i provet bestäms sedan mot en extern standard med en känd koncentration av de ämnen man vill mäta. Vid behov dras värdet i blanken bort.

Detektionsgränser och mätosäkerhet

Detekterbarheten varierar beroende på ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper, hur stor provmängden är, hur bra upparbetningen gjorts och vilken slutbestämning som används. Den kan variera stort mellan olika analysmetoder. Ju större mängd prov desto bättre brukar detekterbarheten vara.

Detektionsgränsen (LOD på engelska) definieras ofta som tre gånger standardavvikelsen för baslinjen eller blanken ($3 \times \text{SD}$). Laboratorierna brukar ange kvantifieringsgräns (LOQ) eller rapporteringsgräns. Den är högre än LOD och brukar definieras som $10 \times \text{SD}$.

Mätosäkerhet uttrycks med standardavvikelse eller konfidensintervall. Mätosäkerheten är större vid låga koncentrationen och störst nära detektionsgränsen. Små skillnader mellan mätvärden kan vara en effekt av analysens mätosäkerhet i stället för en faktisk skillnad i halt. Om man ska jämföra halterna i olika prover med varandra måste man känna till mätosäkerheten.

Man brukar skilja på tillfälliga och systematiska fel. Vid tillfälliga fel kan resultatet variera både uppåt och nedåt på grund av slumpmässiga fel vid analysen. Det kan till exempel vara avläsningsfel eller kontamination av provet. Vid systematiska fel har man en ständig avvikelse från det sanna värdet åt samma håll, kanske beroende på att kalibreringskurvan är missvisande eller det är något fel på instrumentet.

För att minska mätosäkerheten kan, förutom intern standard som beskrivits ovan, ett kontrollprov med ett så kallat referensmaterial användas. Referensmaterialet har en känd koncentration av ämnena man vill mäta och man får en kontroll av att laboratoriet ligger rätt i sin resultatrapportering.

Avloppsvatten som matris

Avloppsvatten och slam innehåller mycket organiskt material och en cocktail av olika ämnen. Det gör att det är extra svårt att analysera ämnen som förekommer i låga halter.

Magner m. fl. (2016) undersökte nyligen två effekter som påverkar analysresultaten av läkemedel. Den ena är så kallad jonsuppression som kan uppstå vid masspektrometrisk analys av läkemedel efter vätskekromatografisk separation. Jonsuppression innebär att den uppmätta signalen störs av den komplexa matrisen i provet och blir mindre än den egentligen skulle vara. Den andra effekten är dålig återvinning, det vill säga man tappas en del av analyten vid upparbetning av provet. Jonsuppressionen visade sig vara stor för många läkemedel i både in- och utgående avloppsvatten. Allra störst var den i inkommande avloppsvatten. Halterna underskattades med i genomsnitt 56 % i inkommande och nästan 33 % i utgående avloppsvatten, men variationen mellan olika läkemedel var stor. Några substanser, bland annat paracetamol, uppvisade också en sämre återvinning. Dessa båda effekter innebär att de sanna halterna av läkemedel oftast är högre än vad som uppmäts och att det därmed är svårt att beräkna reduktionsgrader. För vissa läkemedel är det därför vanligt att halterna verkar vara högre i utgående vatten än i inkommande och den beräknade reduktionen negativ. Med radioaktivt märkta internstandarder kan man kompensera för jonsuppression och förluster i återvinning.

Ackreditering

Obligatorisk kontroll av vatten och slam ska alltid utföras av ackrediterat laboratorium (STAFS 2011:33). Ett ackrediterat laboratorium ska uppfylla kraven i standarden SS-EN ISO/IEC 17025:2005 (ISO/IEC 17025:2005). SWEDAC har hand om ackrediteringen av svenska laboratorier. För att ett laboratorium ska vara ackrediterat gäller att det finns ett kvalitetssystem där hela verksamheten beskrivs. Bland annat ställs vissa allmänna krav på lokaler, provhanteringsrutiner och kompetens hos personalen. Laboratoriet ackrediteras sedan för enskilda analysparametrar vilket bland annat innebär att analysmetoden måste dokumenteras och kvalitetssäkras. Om laboratoriet använder en underleverantör för någon analys måste laboratoriet kunna styrka att underleverantören uppfyller samma krav.

För många organiska miljöföroreningar och läkemedel finns inga ackrediterade analysmetoder utan man får förlita sig på att laboratoriet ändå har någon form av kvalitetskontroll.

Provningsjämförelser

Vare sig laboratoriet är ackrediterat för analysen eller inte så kan man fråga om någon provningsjämförelse genomförts för den aktuella substansgruppen och vad resultatet i så fall blev. Provningsjämförelser innebär att flera laboratorier på ett organiserat sätt analyserar delprover av samma homogena prov. Om tillräckligt många laboratorier deltar och analysmetoderna är beprövade, kan de medel- eller medianvärden som erhålls utgöra riktvärden för ämnet i provet.

Ett exempel på en sådan provningsjämförelse är den som genomfördes för läkemedel 2008 inom ramen för Stockholm Vattens läkemedelsprojekt där prover av avloppsvatten skickades till sex svenska laboratorier. Med undantag för ibuprofen hamnade de flesta ämnen på mindre än 30 % osäkerhet vilket får betecknas som ett bra resultat. Spridningen var dock mycket olika för olika substanser och högre i inkommande vatten än i utgående. Den var också högre mellan olika laboratorier än inom samma laboratorium för samma prov vilket visar att de systematiska felen är större än de slumpmässiga (Wahlberg m. fl., 2010).

Beställning och utvärdering av organiska miljöföroreningar

Beställning av analyser

Laboratorierna erbjuder vanligtvis paket med analyser av ämnesgrupper. Det betyder att man får svar inte bara för det specifika ämne man är intresserad av utan för hela ämnesgruppen.

När man beställer eller upphandlar kemiska analyser kan följande frågor till laboratoriet vara aktuella:

- Är laboratoriet ackrediterat för respektive analys?
- Vilka analysmetoder kommer att användas? Be laboratoriet om referens eller metodbeskrivning.
- Använder laboratoriet underentreprenörer för några av analyserna? I så fall vilka?
- Hur mycket prov krävs?
- Hur stor är mätosäkerheten för de olika ämnena/ämnesgrupperna?
- Vilka rapporteringsgränser gäller? Om man behöver öka detekterbarheten kanske man kan förhandla med laboratoriet om att få skicka en större mängd prov.
- Finns provningsjämförelser för de aktuella analyserna? Hur låg laboratoriet i så fall till vid de senaste provningsjämförelserna?
- Hur länge sparar laboratoriet provet eller extraktet efter analys?
- Be laboratoriet skicka provkärl eller fråga vilket material provkärlen bör vara gjorda av.
- Ska provet konserveras och i så fall hur?
- Var och när kan proverna lämnas eller skickas in?

Rapportering av analyssvar

Analysprotokollet med laboratoriets svar bör innehålla följande uppgifter:

- Namn och adress på laboratoriet
- Datum för utfärdande av laboratorierapporten
- Uppdragsgivarens namn och adress
- Provets ankomstdatum
- Provbeteckning
- Namn på analyserande laboratorium om underleverantör använts
- Uppgifter om analysmetod med referens till metodbeskrivning
- Uppgifter om mätosäkerhet
- Uppgifter om avvikelser från metoden eller annan relevant information
- Den ansvariges underskrift

Om laboratoriet inte använder en standardiserad analysmetod eller en metod som på annat sätt går att referera till bör man kunna kräva att laboratoriet lämnar en beskrivning av hur analysen är gjord.

Ytterligare krav som kan ställas är att laboratoriet varnar vid kraftigt avvikande resultat. Dels bör laboratoriet ha en egenkontroll innan det lämnar ut resultat som avviker från det normala, och dels bör kunden göras uppmärksam på ett avvikande resultat. Förutsättningen för att laboratoriet ska kunna bedöma om ett mätresultat är rimligt är att man

fått erforderlig bakgrundsinformation om provet från kunden, som till exempel förväntad haltnivå. Som kund måste man naturligtvis också göra en egen rimlighetsbedömning av svaren.

Om man har anledning att betvivla att det rapporterade analysresultatet är riktigt kan man begära att laboratoriet gör om analysen. Laboratoriet har ofta kvar tillräckligt med material för en omanalys men det kan ibland vara en god idé att ändå spara en uppsättning dubbelprover i den egna frysen för eventuell kontroll, särskilt om provtagningen inte går att göra om.

Mindre-än-värden och medelvärdesberäkningar

När man analyserar avloppsvatten ligger halterna många gånger under rapporteringsgränsen. Vid medelvärdesberäkningar brukar man använda halva rapporteringsgränsen i de fall då det också finns faktiska mätvärden för ämnet i något av de andra proverna i mätserien. Om inget av proverna har ett mätvärde över rapporteringsgränsen så bör man ange att ämnet ligger under denna gräns.

Ytterligare tips

Det är alltid svårt att dra slutsatser när man har analyserat få prover. Även om analyserna är dyra bör man ta mer än ett prov för att våga lita på resultatet. Helst minst tre prover. Det kan ofta vara bättre att analysera färre ämnen i ett större antal prover än att försöka få med många ämnen och bara ha råd med ett eller ett par prover.

Det är alltid säkrast att skicka alla prover som ska analyseras på samma ämne till samma laboratorium om man vill kunna jämföra resultaten med varandra. Även om provsvaren inte visar hundra procent rätt så brukar i allmänhet avvikelserna från det sanna värdet huvudsakligen vara systematiska (dvs peka åt samma håll) så att proverna ändå går att jämföra med varandra. Om man byter laboratorium mitt i en provserie kan resultatnivån plötsligt förändras uppåt eller nedåt med upp till 40 % utan att något av laboratorierna för den skull kan beskyllas för att ha levererat felaktiga resultat.

Om man kommer att ta många prover relativt tätt inpå varandra är det också bättre om de kan frysas in eller konserveras och skickas iväg samtidigt till laboratoriet. Då kommer de med i samma analysomgång vilket ytterligare minskar risken för fel.

Referenser

- Magnér, J., Rosenqvist, L., Rahmberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund, L., Fång, J., Brorström-Lundén, E. 2016. Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge. IVL rapport B 2264.
- SS-EN ISO/IEC 17025:2005. Allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier.
- STAFS 2011:33. Styrelsens för ackreditering och teknisk kontroll (Swedac) föreskrifter och allmänna råd (STAFS 2011:33) om ackreditering av laboratorier
- Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. Slutrapport, Stockholm Vatten, ISBN 978-91-633-6642-0

Läkemedel och högfluorerade ämnen i samhället: konsumtion, nedbrytning och hälso- och miljöpåverkan

Sahar Dalahmeh, Institutionen för energi och teknik, SLU

Sammanfattning

Denna litteratursammanställning handlar om uppströmskällor, metaboliter och prekursorer till läkemedel och högfluorerade ämnen (PFAS). Dessutom sammanfattar den flöden och koncentrationer av läkemedel och PFAS i olika avloppsvatten och deras effekter på människors hälsa och på miljön.

Förekomsten av läkemedel och deras metaboliter i kommunalt avloppsvatten orsakas av konsumtionen av läkemedel i samhället. Antiinflammatoriska läkemedel är de läkemedel som konsumerades mest i Sverige och paracetamol (acetaminofen) är ett av de mest konsumerade läkemedlen. För att minska konsumtionen och därmed utsläppen av paracetamol kan uppströmsåtgärder innefatta främjande av, medvetenhet om, och recept på medicinfria och validerade smärtbehandlingsalternativ som motion och yoga etc. Andra mycket förskrivna och konsumerade läkemedel inkluderar simvastatin (kolesterolregulator), amlodipin (blodtryckssänkande medel), metoprolol (β -blockerare), furosemid (vätskedrivande), metformin (diabetesmedicin) och fenoximetylpenicillin, pivmecillinam och flukloxacillin (antibiotika).

Patienter på sjukhus och boende i äldreboenden använder mer läkemedel per person, mätt såväl i mängd aktiv substans som i antal dygnsdoser, än personer i vanliga bostäder. Speciellt gäller detta för antibiotika och antiinflammatoriska läkemedel. Trots att de förväntade avloppsflödena från dessa anläggningar är små jämfört med de totala, kan anläggningarna sannolikt utgöra viktiga uppströms punktkällor för spridning av antibiotika och utveckling av antibiotikaresistenta bakterier och gener.

Läkemedel släpps ut i avloppsvatten inte bara i form av modersubstanser utan också i form av olika metaboliter. I denna litteraturstudie har data på metaboliter av läkemedel avloppsvatten hittats från vissa länder, dock har inga sådana data hittats från svenskt avloppsvatten. Studier av metaboliter i svenskt avloppsvatten behövs, liksom metodutveckling för att hitta och identifiera metaboliterna.

Av intagna läkemedel utsöndras det mesta ($> 85\%$) av de flesta ämnen med urinen medan andelen som utsöndras med fekalerna är liten. Toalettavfallet blandas vanligen med allt övrigt avloppsvatten till ett blandat kommunalt avloppsvatten, men i källsorterande system hanteras toalettavfallet separat, som klosettwater (KL-vatten) eller som latrin. Volymflödena av urin, latrin och KL-vatten per person och dygn är små vilket leder till att koncentrationerna av läkemedel i latrin och klosettwater är höga. Motsatsen gäller för blandat avloppsvatten, där flödena av avloppsvatten istället är större (150-400 L/p, dygn) vilket resulterar i lägre koncentrationer av läkemedel.

Avlopp från sjukhus innehåller höga halter av läkemedel som ordineras, intas och utsöndras av inlaggande patienter, t.ex. antibiotika och antiinflammatoriska läkemedel. Avlopp från sjukhus kan utgöra en viktig uppströms punktkälla för läkemedel, och speciellt för vissa antibiotika, i blandat kommunalt avloppsvatten. Eftersom de flesta läkemedel och deras metaboliter utsöndras i urinen kan källsortering och separat insamling och hantering av urin på sjukhus och äldreboenden vara en av de mest effektiva uppströmsåtgärderna för att minska utsläppen av läkemedel från dessa anläggningar.

Läkemedel påverkar miljön på flera olika sätt: (i) genom att vattenlevande organismer tar upp olika läkemedel, (ii) genom upptag och ackumulering av olika läkemedel i växter inklusive sådana som används för livsmedel, (iii) genom toxisk påverkan på växter och på mikrobiella ekosystem, och (iv) genom utveckling och spridning av antibiotikaresistens. Upptag av olika läkemedel i fisk har dokumenterats ge effekter i form av ändrat beteende vid lek och födosök, njur- och leversvikt, minskad äggproduktion och andra vävnadsförändringar. Ätbara växter som gurka och tomat har visats ta upp och ackumulera läkemedel, t.ex. karbamazepin vid höga halter i jord, vatten eller gödsel. Andra växter som korn och morot har visats ackumulera antibiotikan ciprofloxacin. Såväl kommunalt som sjukhusavlopp har visat vara betydande källor till antibiotikaresistensgener (ARG) i sötvattenekosystem, vilket är allvarligt eftersom en betydande del av dricksvattnet i både Sverige och resten av världen produceras från ytvatten.

Högfluorerade ämnen (PFAS, poly- och perfluorerade ämnen) inkluderar perfluoralkylsulfonsyror (PFSA), perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA) och olika prekursorer till PFAS-ämnen. Alla ovan nämnda ämnen har detekterats i miljöprover (ytvatten, avloppsvatten, mark och sediment). PFAS är vatten- och fettavvisande, kan bilda tunna filmer runt vätskor, tål höga temperaturer och är motståndskraftiga mot biologisk nedbrytning. Detta gör PFAS värdefulla för användning till beläggning, färgning, lackering, vattentätning, värmesäkerhet, brandbekämpning och rengöring. PFAS har mätts upp i många konsumentprodukter. Innehåll i konsumentprodukter av PFAS bör deklarerars, inklusive typ och mängd, på produkternas förpackningar. Detta skulle göra det möjligt för konsumenter, och samhället i stort, att fatta välgrundade beslut om de vill undvika dessa svårnedbrytbara ämnen. Man kan också utveckla konsumentvänliga medvetandegörande verktyg (t.ex. gratis appar) för att varna konsumenterna för innehållet i olika produkter. Detta skulle kunna vara en effektiv uppströmsåtgärd för att minska användningen av miljöfarliga kemikalier.

Avloppsreningsverken i Sverige beräknas ta emot totalt 21 kg PFAS-ämnen/år från olika källor. Inflödet av PFAS över Sverige genom nederbörd är mycket större (600-1600 kg PFAS/år, varav PFOS utgjorde 22-290 kg /år).

På grund av den höga affiniteten hos flera PFAS-ämnen till proteinrika vävnader har i flera studier, såväl nationella som internationella, detekterbara nivåer av olika PFAS mätts upp i biologiska prover från människor, t ex blod, plasma, lever, urin, bröstmjolk, moderkaka och fosterorgan. PFAS överförs till människor via (i) intag och inandning av damm och partiklar från konsumentprodukter och (ii) förtäring av förorenad mat och dricksvatten. Studier av påverkan på hälsa från PFAS hos människor är begränsade, men ett fåtal studier har rapporterat att halterna av PFOA och PFOS i blodet är korrelerade med ökad risk för hjärt- och kärlsjukdomar, dödlighet i diabetes, och sjukdomar i sköldkörtel och lever. Epidemiologiska studier och hälsoövervakningar bör genomföras för att undersöka hälsoeffekter av PFAS, för att öka medvetenheten om PFAS i samhället, och för att få underlag för motiverade samhälleliga åtgärder mot användning av högfluorerade ämnen (PFAS).

Läkemedel - Inledning

Läkemedel släpps ut i miljön genom hela deras livscykel. De släpps ut från: (1) produktionsprocessen (tillverkningen av aktiva substanser, formulering av läkemedel, produktion och förpackning), (2) användningen, efter det att läkemedlet intagits utsöndras läkemedel i urin och avföring och (3) bortskaffande av överblivna läkemedel och förpackningar från apotek och hushåll.

I kroppen kan läkemedel genomgå fas I och fas II metabolism (hydroxylering, glukuronidering, etc.) (Pérez S et al., 2007), vilket resulterar i mer vattenlösliga metaboliter. Läkemedel är gjorda för att inte ansamlas i människokroppen på grund av risk för toxicitet och negativa effekter på njurens och leverns reningsförmågor. Således kan mer än 90 % av läkemedlen utsöndras via urin och fekalier och resten kan antingen metaboliseras helt eller transpireras från huden. De flesta läkemedel utsöndras i ursprunglig form eller i form av fas I eller fas II metaboliter. De senare kan återbildas till den ursprungliga föreningen före och under avloppsreningen (Pérez S et al., 2007; Mompelat S et al., 2009). Bischel et al. (2015) rapporterade hög koncentration av olika typer av läkemedel i källsorterad urin avsedd för gödselanvändning. Efter utsöndring och spridning i miljön kan både moderföreningar och metaboliter genomgå strukturella förändringar genom olika biotiska och abiotiska processer (Klaus, 2010).

Toalettavfall kan vara i form av t.ex. latrin (urin, fekalier och toalettpapper), klosettvattnen (KL-vatten, toalettavloppsvatten, även kallat svartvatten och består av urin, fekalier, toalettpapper och spolvatten), blandat hushållsavloppsvatten (toalettavloppsvatten och BDT-vatten, där BDT står för bad, disk och tvätt) och kommunalt blandat avloppsvatten (hushållsavloppsvatten och avloppsvatten från verksamheter och från vissa industrier, samt i vissa fall dagvatten som består av avrinning från hårdgjorda ytor utomhus). Den huvudsakliga källan till läkemedel i avloppsvatten är normalt toalettavloppsvattnet, även om BDT-vatten också kan vara viktigt, speciellt för sådana läkemedel som appliceras på huden, t.ex. vissa hormoner och smärtstillande medel. Således varierar koncentrationerna av läkemedlen beroende på blandning och spädningen av hushållsavloppsvattnet. Koncentrationerna av läkemedel i latrin är högre än i toalettavloppsvatten, vars halt i sin tur är högre än i blandat kommunalt avloppsvatten.

Koncentrationerna av läkemedlen skiljer sig inte bara mellan olika typer av avloppsvatten utan också mellan olika typer av boenden och hälsovårdsanläggningar. Vissa typer av anläggningar producerar oftare avloppsvatten som innehåller högre koncentrationer av läkemedel. Faciliteter med många människor som dagligen använder mediciner (t.ex. äldreboenden och sjukhus) producerar ofta avlopp med större flöden och sannolikt högre koncentrationer av läkemedel än genomsnittliga bostads- eller handelsområden (Schuster et al., 2008).

Läkemedel som släpps ut från avloppssystemen hamnar till allra största delen i akvatiska och i mindre utsträckning i terrestra miljöer, vilket kan leda till negativa effekter på människa och miljö. Några av de mest kända effekterna som de kan ge är utveckling av antibiotikaresistens (Figueira et al., 2011; Rodriguez-Mozaz et al., 2015; Novo et al., 2013), genotoxicitet (Ragugnetti et al., 2011; Sponchiado et al., 2011), hormonstörning (Isidori et al., 2009) och biokoncentring/ bioackumulering i vattenlevande organismer, särskilt i fisk (Schultz et al., 2011; Huerta et al., 2013).

Förskrivning och konsumtion av läkemedel

Antiinflammatoriska och smärtstillande läkemedel var de läkemedel som konsumerades mest i Sverige 2014 enligt Socialstyrelsen (2015). De mest konsumerade antiinflammatoriska läkemedlen var acetaminophen (paracetamol), diklofenak, ibuprofen och

naproxen. Paracetamol (acetaminofen) förskrevs med en frekvens av 706 recept per 1000 personer. Totalt beräknades 75,4 miljoner definierade dagliga doser (mDDD) till alla kvinnor i Sverige och 37,6 miljoner definierade dagliga doser (mDDD) till alla män.

Simvastatin är det kolesterolreglerande läkemedlet som förskrevs mest 2014 med förskrivningsfrekvensen 585 recept per 1000 personer och totalkonsumtionen 163 mDDD. Atorvastatin är ett annat kolesterolreglerande läkemedel bland de 20 mest förskrivna läkemedlen under 2014 (404 recept per 1000 personer; Socialstyrelsen, 2015). Atorvastatin är en av de mest konsumerade statinläkemedlen världen över (Walley et al., 2005).

Bland de blodtryckssänkande läkemedlen förskrevs amlodipin mest 2014 med förskrivningsfrekvensen 397 recept per 1000 personer och totalkonsumtionen 162 mDDD. Efter denna följde losartan (99 mDDD) och kandesartan (95 mDDD). Amlodipin, losartan och candesartan ingick i gruppen rekommenderade läkemedel för behandling av hjärt- och vaskulära tillstånd hos vuxna i Uppsala län under perioden 2014-2015 .

Andra läkemedel som används mycket i Sverige är betablockeraren metoprolol, den urindrivande substansen furosemid och anti-diabetesämnet metformin. Metoprolol ingick i listan över de mest sålda läkemedlen 2014 i Sverige (566 recept per 1000 invånare och 92 mDDD). Antalet förskrivningar av diuretikan furosemid i 2014 var också högt (317 recept / 1000 personer). Anti-diabetesämnet metformin var mest förskrivet bland män i Sverige (159 recept per 1000 personer och 41 mDDD).

Det mest förskrivna anti-depressiva ämnet var sertralin (84 mDDD) medan citalopram var den mest förskrivna anti-depressiva bland kvinnor i 2014 (48 mDDD bland kvinnor). De anti-depressiva medlen venlafaxin och fluoxetin liksom anti-epileptikorna karbamazepin och lamotrigin förskrivs också mycket, med totalt 34, 23, 27 och 28 recept per 1000 invånare (Socialstyrelsen, 2015).

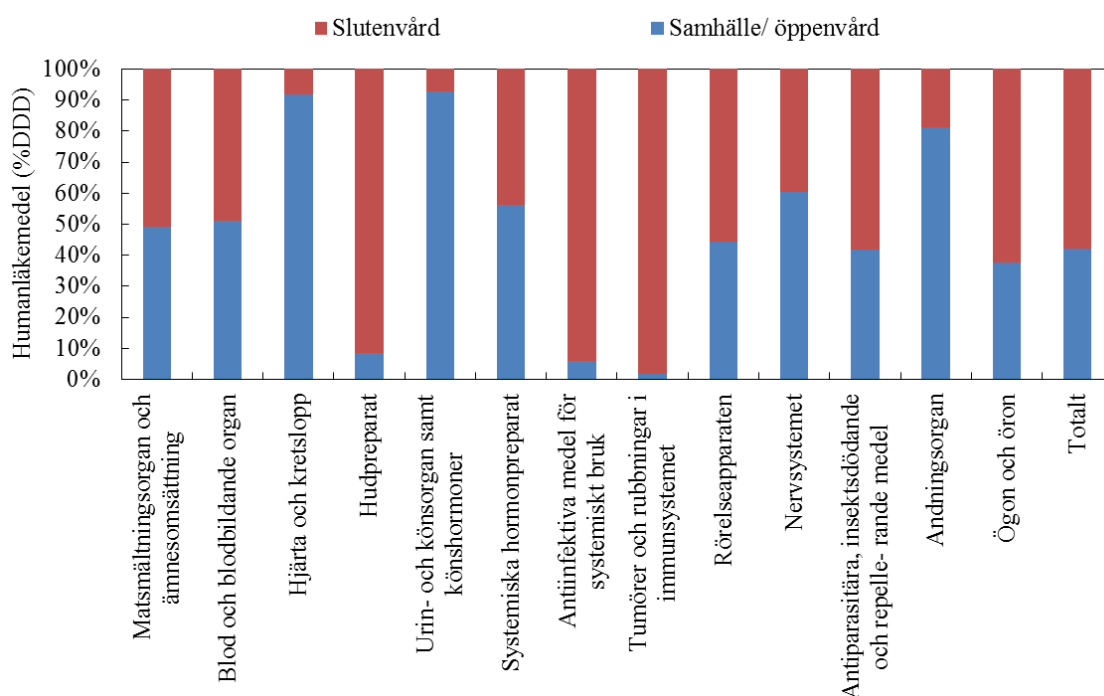
Penicillingruppens antibiotika fenoximetylpenicillin, pivmecillinam och flukloxacillin var de mest förskrivna antibiotiska läkemedlen med förskrivningsfrekvenserna 731, 236 och 140 recept per 1000 personer. Trimetoprim och sulfametoxazol var också mycket använda antibiotika. I flera läkemedel finns ofta en kombination av dessa ämnen, känd som trimetoprim/sulfametoxazol eller samtrimoxazol, och de används för att behandla ett brett spektrum av infektioner. 2014 utfärdades 6 recept per 1000 invånare för trimetoprim/sulfametoxazol i Uppsala och Stockholms län (Socialstyrelsen, 2015). Azitromycin, klaritromycin och roxitromycin hör till gruppen av makrolidantibiotika, som ofta används för behandling av flera olika sorters infektioner, såsom respiratoriska, gastrointestinala, hud-, urin- och mjukvävnadsinfektioner (Kaneko et al., 2007). År 2014 var ciprofloxacin och norfloxacin de mest förskrivna fluoroquinolonantibiotika i Stockholms län, med totalt 21 recept per 1000 invånare för ciprofloxacin. Antalet recept i Stockholms län för klaritromycin och azitromycin var 1,5 respektive 3 recept per 1000 invånare (Socialstyrelsen, 2015).

Information om var läkemedel konsumeras och utsöndras är viktig för att hitta viktiga punkt- och diffusa källor till läkemedel i avloppsvattnet. Vissa typer av anläggningar ger avlopp med större innehåll av läkemedel. Anläggningar med många människor som använder många mediciner dagligen kommer att resultera i avlopp med större flöden av, och sannolikt högre koncentrationer av, läkemedel än andra bostads- och handelsområden. Baserat på detta resonemang, och på det faktum att användningen av läkemedel ökar kraftigt vid hög ålder (Ouslander, 1981), har följande typer av anläggningar sannolikt höga koncentrationer av läkemedel; sjukhus, vårdhem för personer med stor omvårdnadsbehov, äldreboenden med omsorg dygnet runt, seniorboenden, servicehus med omsorg dygnet runt och gruppboenden för äldre med demenssjukdomar.

Konsumtion av läkemedel på sjukhus

Enligt Socialstyrelsen (2015) var det totala antalet DDD som förskrevs till alla patienter med alla typer av sjukdomar i Sverige 11946 mDDD, varav 58 % (6925 mDDD) förskrevs till patienter i sjukhus. Dessa tal innebär teoretiskt att sjukhusavloppsvatten kan bidra med avsevärda mängder läkemedel till avloppsvattenflödena. Detta skulle gälla om patienterna på sjukhus administrerar och utsöndrar medicinen medan de är på sjukhus, vilket dock ofta inte är fallet. Jämförs antalet DDD som förskrevs till patienter i sjukhus med de som ordinerats för patienter hemma, konstateras att 94 % (av 831 mDDD) av infektionsmedlen, 98 % (av 3271 mDDD) antineoplastiska och immunmodulerande medel (cancermedicin) och 91 % (av 65 mDDD) dermatologiska medel ordinerades för patienter i sjukhus (figur 1). Motsatsen gäller för läkemedlen för det kardiovaskulära systemet, där 92 % förskrevs till patienter hemma, liksom 93 % av läkemedlen för urinvägarna och könshormonerna och 81 % av de respiratoriska läkemedlen (figur 1). Antalet DDD av läkemedel som används för matsmältnings- och tarmsystemet, blod- och blodbildande systemen, muskel- och skelettsystemet, nervsystemet och anti-parastiska produkter som ordinerats för patienter i hemmet och i sjukhus var ungefär lika stora för varje grupp (inom intervallet 40-60 % för varje grupp).

För patienter som tar antiinfektionsläkemedel, börjar behandlingen ofta på sjukhus och kan fortsätta hemma. Således utsöndras inte alla anti-infektionsläkemedlen som ordinerar för patienter på sjukhus nödvändigtvis på sjukhusen. Antineoplastiska och immunmodulerande medel (tumör- och cancermedicin, som cellgifter) administreras vanligtvis genom intravenösa, intra-muskulära eller subkutana injektioner som sätts in direkt i det drabbade området. Dessa metoder för läkemedelsadministration behöver särskilda arrangemang och förberedelser och därmed ges läkemedlen på sjukhus för både sjukhuspatienter och sådana som är hemma. Hemmapatienter som tar cancerläkemedel på sjukhus kan förväntas utsöndra dessa läkemedel hemma. Svåra brännskador och andra svåra hudskador behandlas vanligtvis på sjukhus vilket förklarar den stora administrationen av läkemedel för hudbehandling till sjukhuspatienter.



Figur 1. Läkemedel på recept i slutenvård respektive öppenvård 2014 (Socialstyrelsen, 2015).

Socialstyrelsen (2015) rapporterade att paracetamol var den mest förskrivna medicinen i slutenvård i Sverige 2014 (6,6 mDDD) och näst kommer steroidmedicinerna betametaz och metylprednisolon (5,6 mDDD respektive 1,3 mDDD), furosemid (5,4 mDDD), antikoagulanterna dalteparin och tinzaparin (3,8 mDDD respektive 1,9 mDDD), cellgifter infliximab och denosumab (3,0 mDDD och 1,9 mDDD), omeprazol (4,0 mDDD) och antiallergena läkemedel alimemazin (1,6 mDDD). I öppenvård var atorvastatin, furosemid och omeprazol bland de mest förskrivna läkemedlen 2014. De uppger också att 5,2 % av totala DDD för paracetamol, 4,3 % för furosemid, 2,6 % för zopiklon (sömnmedicin) och 1,2 % för cyanokobalamin förskrevs till patienter i sjukhus (tabell 1). Om man antar att 100 % av dessa läkemedel som ordinerats för patienter på sjukhus administrerades och utsöndrats på sjukhus, kan sjukhusavloppsvatten bidra med 0-5 % av den totala mängden läkemedel som tas emot av reningsverken.

Tabell 1. Antal DDD av vissa aktiva substanser förskrivna till patienter öppen respektive slutenvård och procentandel av dessa läkemedel förskrivna till sjukhuspatienter

Aktiv substans	Öppenvård mDDD	Sjukhus mDDD	Andel till sjukhuspatienter
Paracetamol	113	6,22	5,2 %
Furosemid	122	5,44	4,3 %
Zopiklon	8,1	2,17	2,6 %
Omeprazol	172	0,004	0,002 %
Atorvastatin	123	0,001	0,001 %
Cyanokobalamin	118	1,45	1,2 %

Äldres läkemedelsanvändning

Användningen av läkemedel är vanligare bland äldre än bland yngre personer, men användarnas medelålder skiljer sig åt mellan olika läkemedelsgrupper. Enligt uppgifter från Socialstyrelsen (2015) använder personer över 65 år mer läkemedel än någon annan åldersgrupp (figur 2). Äldre personer tenderar att ha fler kroniska sjukdomar som kräver långvarig behandling med läkemedel, som artros, diabetes, högt blodtryck och hjärt- och kärlsjukdomar, än yngre personer (Socialstyrelsen, 2015). Faktum är att personer över 65 år står för mer än 50 % av alla förskrivna läkemedel (figur 2). Följande läkemedel är särskilt viktiga för äldre:

Antibiotika: De äldre har ökad mottaglighet för bakterieinfektioner, och får därför oftare antibiotika än yngre personer.

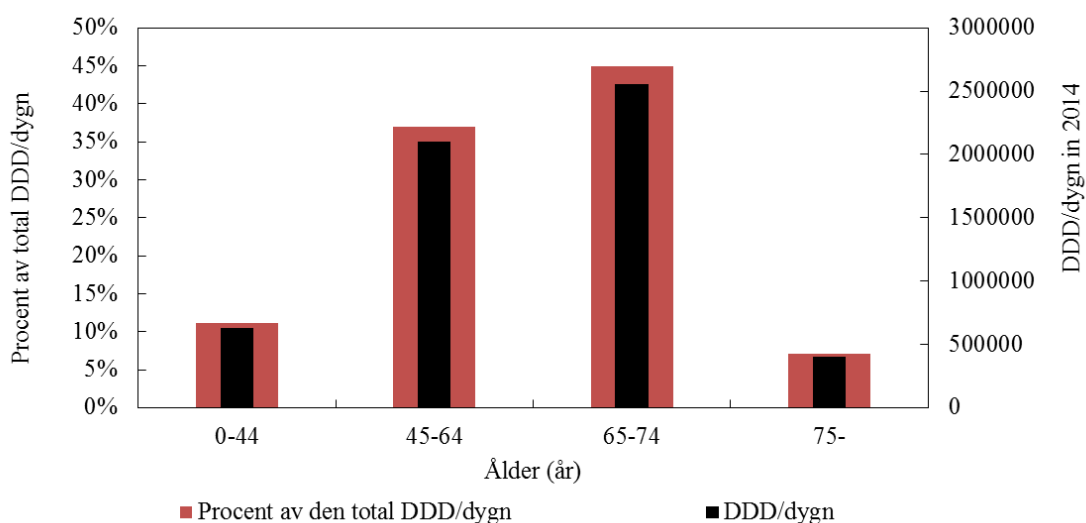
Hjärt- och kärlläkemedel: Flera av de läkemedel som vanligtvis finns i vatten används för att behandla hjärt- och kärlsjukdomar, såsom dehydronifedipin, diltiazem och atenolol. Hjärt- och kärlsjukdom är en ledande dödsorsak i Sverige och 84 % av åldersgrupp ≥ 65 år har någon hjärt- och kärlsjukdom (Socialstyrelsen, 2017). Äldre har dessutom ofta flera kardiovaskulära riskfaktorer såsom högt blodtryck, diabetes och/eller onormalt kolesterol, och behöver därför behandlas med flera läkemedel.

Smärtstillande läkemedel: Smärta är också mycket vanligare bland äldre än bland yngre människor. Forskare har funnit att mellan 23 % och 79 % av de äldre lider av smärta (Docking et al., 2011; Jakobsson, 2010; Larsson et al., 2017), och smärta är ännu vanligare bland patienter på vårdhem.

Hormonläkemedel: Hormoner ges ofta till äldre för att behandla och förebygga olika sjukdomar (Oddens & Boulet, 1997). Osteoporos, en åldersrelaterad sjukdom, behandlas hos postmenopausala kvinnor genom östrogenersättning och oral östrogen ges till äldre män för att förbättra serumlipider, homocystein och fibrinolys. Hormonersättningsterapi används för kvinnor över 60 år för att förhindra kranskärlssjukdom (Jarvstrat et al., 2015).

Antidepressiva läkemedel: Depression hos äldre personer är nära kopplad till beroende och handikapp och behandlas ofta med receptbelagda läkemedel (Djernes, 2006). Från ovanstående redogörelse är det uppenbart att äldre personer tenderar att ta fler läkemedel än yngre personer.

Storleken och tätheten på äldreboenden kan användas för att bedöma om dessa boenden är viktiga punktkällor för läkemedel. Enligt uppgifter från <http:// uppsala.hittaochjamfor.se/Comparison/Index/14> varierar antalet äldre i 22 olika äldreboenden i Uppsala mellan 16 och 93 personer/boende. Förutsatt att avloppsvattenflödet är 200 L/person, dygn kan avloppsvatten från dessa äldreboenden variera mellan 3 och 19 m³/dygn. Trots de små flödena av avloppsvatten från dessa boenden kan hög konsumtion av t.ex. antibiotika hos dessa äldre personer som bor koncentrerat kräva uppströmsåtgärder för att minimera risken för utveckling och spridning av antibiotikaresistens.



Figur 2. Fördelning av receptförskrivna DDD till olika åldersgrupper i Sverige 2014. Observera att de olika åldersgrupperna är olika stora vad gäller antal år och antal personer i varje grupp.

Metaboliter, transformationsprodukter och nedbrytningsvägar för läkemedel

De flesta läkemedel är biologiskt aktiva och hydrofila för att människokroppen lätt ska ta upp dem och för att undvika nedbrytning innan de givit effekt (Radjenovic et al., 2007). Beroende på läkemedlets farmakologi kommer det att utsöndras som en blandning av metaboliter, som oförändrad substans, eller konjugeras med en inaktiverande förening bunden till molekylen (Radjenovic et al., 2007). Metabolismen för läkemedel i kroppen är en farmakinetisk process där normalt fettlösliga och icke-polära föreningar omvandlas till vattenlösliga och polära ämnen så att de lättare kan utsöndras från kroppen olika sätt. Detta är viktigt för att begränsa uppehållstiden för läkemedlet och därmed bättre kunna styra dess koncentration i kroppen. Metabolismen innefattar biotransformation, som är kemisk omvandling av läkemedlet i kroppen genom en serie enzymkatalyserade processer. Den förändrar läkemedlets kemiska och fysikaliska egenskaper från de som främjar absorptionen (lipofilitet) till de som främjar eliminering via urin eller galla.

Biotransformation kan ha följande funktioner:

- 1- Farmakologisk inaktivering: aktivt läkemedel omvandlas till inaktiva eller mindre aktiva metaboliter.
- 2- Bioaktivering: aktivt läkemedel omvandlas till mer aktiva metaboliter, och
- 3- Dödlig syntes: inaktivt läkemedel omvandlas till aktiva metaboliter.

Levern är det viktigaste organet för biotransformation. Andra viktiga organ är njurar, lungor, hud och tarm.

Metaboliska steg och olika reaktioner för biotransformation

Steg I biotransformation innefattar reaktionerna oxidation, reduktion och hydrolys av läkemedlet. I fas I-reaktioner sammanfogas små polära funktionella grupper som -OH, -NH₂, -SH, -COOH, etc. via antingen oxidation eller reduktion (tabell 2 och 3) med de hydrofoba läkemedlen (Markey, 2007; Taxak & Bharatam, 2014). De resulterande produkterna kan genomgå fas II-reaktioner. Hydrolys ger inte en förändring av oxidations-tillståndet, utan innebär en klyvning av läkemedelsmolekylen genom att den tar upp en molekylen vatten.

Steg II biotransformation, eller konjugering (latin, konjugatus = sammanslagna), innebär att läkemedlet, eller dess fas I-metabolit, sammanfogas med en endogen substans till en högpolar produkt som effektivt kan utsöndras från kroppen (Markey, 2007; Moldéus et al., 1976).

Vid biotransformering av läkemedel har sådana sammanfogade produkter två delar:

- Exocon, den del som härrör från den exogena föreningen, eller xenobiotikan, och
- Endocon, den del som härrör från en endogen substans: kolhydrater eller aminosyror, som är starkt polära, för att göra substratet vattenlösligt.

Tabell 2. Typer av fas 1 biotransformation, funktionella grupper och viktiga läkemedel som genomgår dessa transformationer (Taxak & Bharatam, 2014)

Steg 1 reaktion	Undergrupp	Funktionell grupp	Enzym	Exempel på läkemedel	
Oxidation	D-alkylation	N-alkylation	Monoox-ygenses (M)	Morfin	
				Diazepam	
				Imipramin	
	De-sulfinering	O-Alkylation	M	Erythromycin	
				Kodein	
				Thiopenton	
	Hydroxylering	Aromatisk Hydroxylering	M	Propranolol	
				Etinylestradiol	
				Ibuprofen	
	Oxidation	Alifatisk Hydroxylering	M	Nikotin	
N-oxidation				M	Chlorpromazin
S-oxidation					Omeprazol
Epoxyoxidation		M	Karbamazepin		
			Deamination	M	Propranolol
Reduktion		N-reduction		Diazepam	
Hydrolys	Hydrolys av estrar			Karbamazepine	
	Hydrolys av amider				

Tabell 3. Typer av konjugatreaktioner och utvalda läkemedel som genomgår dessa. Data från (Markey, 2007; Taxak & Bharatam, 2014)

Typ av konjugatreaktion	Slutkonjugat	Slutkonjugatets källa	Aktiva enzym	Organ där konjugeringen sker	Exempel på läkemedel
Glukuronidkonjugering eller glukuronidering	Glukuronsyra	Uridindifosfat (-D-glukuronsyra (UDPGA))	Uridindifosfat-glukuronyltransferas (UDP-glukuronyltransferas)	De flesta av kroppens vävnader	Morfin, Paracetamol, Desipramin, Steroider, Katekoler, Thyroxine, Glukuronider

Metaboliter från biotransformation av läkemedel i vatten och avloppsvatten

Enligt Stülten et al. (2008) identifierades tre metaboliter för diklofenak: 4'-hydroxidiklofenak (4'-OHD), 5-hydroxidiklofenak (5-OHD) och 4'-hydroxidiklofenak-dehydrat (4'-OHDD) (Tabell 4). Metaboliterna detekterades i avloppsprover i mediankoncentrationer från <LOQ till 0,71 µg/L, <LOQ till 0,45 µg/L och <LOQ till 0,42 µg/L för respektive substans. Weigel et al. (2004) rapporterade två metaboliter för ibuprofen i detekterbara halter i avloppsvatten från Tromsø, Norge, hydroxibuprofen och karboxi-ibuprofen. Zorita et al. (2009) rapporterade hög koncentration (500 ng/L) av 4-isobutylacetofenon i avloppsvatten, en toxisk nedbrytningsprodukt av ibuprofen (Miranda et al., 1991).

Ketoprofen mineraliserades delvis i prover med aktivt slam under aeroba förhållanden. Det fungerade enligt Quintana et al. (2005) som kol- och energikälla. Enligt samma studie bröts bezafibrat, naproxen och ibuprofen endast ned sammetaboliskt, medan ingen transformation uppmättes för diklofenak.

En transformationsprodukt av antibiotikan erytromycin som hittats i nederländska vatten är erytromycin-H2O (De Jongh et al., 2012). I tankar med källsorterad urin i Sydafrika har Bischel et al. (2015) detekterat sulfametoxazol, trimetoprim och klaritromycinantibiotika och N4-acetylsulfametoxazol, en human metabolit av sulfametoxazol. Studien visade att sulfametoxazol och dess konjugat N4-acetylsulfametoxazol liksom trimetoprim ofta detekterades vid koncentrationer runt 6800, 3500 respektive 1300 µg/L. Däremot detekterades klaritromycin i lägre koncentrationer i denna studie (17 ± 29 µg/L).

Velázquez och Nacheva (2017) utvärderade i batchtester med ammonium- och nitritoxiderande och med nitritoxiderande och heterotrof mikrobiell biomassa den biologiska nedbrytningen av fluoxetin, mefenaminsyra och metoprolol. I studien gav ammonium- och nitritoxiderande mikrobiell biomassa 85 % biologisk nedbrytning av mefenaminsyra, 64 % av metoprolol och 79 % av fluoxetin. Den heterotrofa biomassan hade den bästa förmågan att bryta ned fluoxetin, 85 % bröts ned. Den hade också stor förmåga att biologiskt bryta ned mefenaminsyra och metoprolol, för vilka 66 respektive 58 % bröts ned. I samma studie identifierades två transformationsprodukter av metoprolol under aeroba förhållanden: 4-2-hydroxi-3- (isopropylamino) propoxi fenol och 1- (4- (2-hydroxi-3- (isopropylamino) propoxi) fenyl) -2-methoxyethanone.

Karbamazepin har rapporterats ha fem metaboliter: 10,11-dihydro-10,11-epoxikarbamazepin (CBZ-EP), 1-dihydro-10,11-epoxikarbamazepin (CBZ-DiOH), 2-hydroxikarbamazepin (CBZ-2OH), 3-hydroxikarbamazepin (CBZ-3OH) och 0,11-dihydro-10-hydroxikarbamazepin (CBZ-10OH) (Kaiser et al., 2014; Miao et al., 2005). Av dessa rapporteras CBZ-10OH vara huvudmetabolit som ungefär 70 % av modersubstansen bröts ned till. Denna metabolit har anti-epileptiska effekter och oxideras i liten utsträckning till CBZ-DiOH (Kaiser et al., 2014).

Utsöndring av losartanmetaboliten E-3174 Losartan sker huvudsakligen via urin (Lo et al., 1995). Enligt Yasar et al. (2002) metaboliseras losartan via polymorf CYP2C9 till E-3174. Losartans transformation till E-3174 sker genom oxidation av alkohol till en karboxylsyra. För valsartan dominerar fekal utsöndring, 86 % av substansen utsöndras denna väg och denna utsöndring sker i stor utsträckning, 82 %, som icke-metaboliserat läkemedel (Waldmeier et al., 1997). Irbesartan utsöndras också i signifikant mängd via fekalier (Chando et al., 1998), medan hydroklortiazid och furosemid utsöndras via urin och i stor utsträckning som oförändrat läkemedel (Beermann et al., 1976; Calesnick et al., 1966).

Metoprolol har rapporterats ha många metaboliter (Tabell 4) (Barclay et al., 2012; Bischel et al., 2015), varav atenololsyra, en metabolit av atenolol, uppmätts i källsorterad urin i södra Afrika i koncentrationer på $98 \pm 110 \mu\text{g/L}$. För metoprolol är den huvudsakliga utsöndringsvägen urin och endast ca 5 % av intagen dos utsöndras som oförändrad modersubstans (Reeves et al., 1978; Regårdh et al., 1980).

Tabell 4. Viktiga metaboliter och transformationsprodukter av utvalda läkemedel. Läkemedlen inkluderar de substanser som ges i Naturvårdsverkets övervakningslista och i listan (watchlist) i EU:s ramdirektiv om vatten

Läke- medel	Metaboliter och transformationsprodukter			Referens	Kommentar
Ci- proflo- xacin	Desethyleneci- profloxacin,	Sulfo-ci- profloxacin, (fekal metabo- lit)	N-acetylci- profloxa- cinoxo-ci- profloxacin (metabolit i urin)	Al-Omar, 2005	
Cla- rithro- my- cin*	M1 – desmethyl- clarithromycin	M4 – descladi- nosyl- cla- rithromycin	M5 – 14(R)-hydroxy- clarithromycin)	Rodrigue s et al., 1997	
Etiny- estra- diol (EE2) *	2-MeO EE2, 16-beta-OH EE2,	2-OH EE2	6-alpha-OH EE2	Williams et al., 1975	
Diklo- fenak*	4'-hydroxidiklofenak (4'-OHD)	5-hydroxidiklo- fenak (5- OHD),	4'-hydroxidiklo- fenak dehydrat (4'-OHDD)	Stülten et al., 2008	Detekterad i avloppsvatten
Erythro- my- cin*	Erythromycin-H2O			de Jongh et al., 2012	Detekterad i yt- och dricks- vatten i Holland
Ibu- profen	Hydroxy- ibuprofen	Carboxy-ibu- profen	4- isobutylace- tofenone (nedbrytnings- produkt)	Weigel et al., 2004 Zorita et al., 2009	Detekterad i avloppsvatten i Tromsø, Norge. 4- iso- butylacetofenon mättes i en koncentration av 500 ng/L.
Kar- bama- zepin	10,11-dihydro- 10,11-epoxykarba- mazepin (CBZ-EP)	2-hydroxykar- bamazepin (CBZ-2OH)	0,11-dihydro- 10-hydroxykar- bamazepin (CBZ-10OH)	Miao et al., 2005 Kaiser et al., 2014	CBZ-10OH har antiepilep- tiska effekter (aktiv metabo- lit).
	1-dihydro-10,11- epoxykarbamazepin (CBZ-DiOH)	3-hydroxykar- bamazepin (CBZ-3OH)			
Losar- tan	E 3174 losartan			Yasar et al., 2002	E-3174 utsöndras huvud- sakligen via urin (Lo et al., 1995)
Meto- prolol	Atenololsyra alpha-hydroxymeto- prolol (I) (aktiv metabolit)	2-hydroxi-3- (4-metoxietyl- fenoxi) -pro- pansyra (dea- minerad meto- prolol)	(4- (2-hydroxi- 3-isopropy- laminopropoxi) -fenylättiksyra	Barclay et al., 2012; Bischel et al., 2015	Atenololsyra uppmätt i kall- sorterad urin i Sydafrika.
Oxaz- epam	Desmetyldiazepam, Oxazepam	3-Hydroxy- diazepam (Temazepam)		Löscher, 1982	Metaboliter av oxazepam mätta i blodplasma
Sulfa- me- toxaz- ol	N4-acetyl- sulfamethoxazole (N4-AcSMX)			Bischel et al., 2015	Uppmätt i källsorterad urin i Sydafrika vid koncentrat- ioner på 3500 µg/L.
Tra- madol	O-desmetyltramadol			de Jongh et al., 2012	Transformationsprodukt från tramadol uppmätt i yt- och dricksvatten i Holland.
Ate- nolol	Atenololsyra			Bischel et al., 2015	Uppmätt i källsorterad urin i Sydafrika vid koncentrat- ioner på 98 ± 110 µg/L

* Naturvårdsverkets övervakningslista och i listan (watchlist) i EU:s ramdirektiv om vatten (till exempel ibuprofen, diklofenak, naproxen, karbamazepin, ciprofloxacin, ofloxacin, erythromycin, oxazepam, citalopram, venlafaxin)

Koncentrationer av läkemedel i olika avloppsvatten i Sverige

Levin et al (2016) mätte koncentrationer av läkemedel i KL-vatten och i latrin. Studien visade att i dessa två avfallsflöden är koncentrationerna av läkemedel höga såväl per liter som per kg torrsubbstans (Tabeller 5 och 6). Koncentrationerna är högre än de som rapporterats för hushållsavloppsvatten och avloppsslam i en svensk screeningsstudie (Fick et al., 2011), där halterna av läkemedel sällan nådde höga µg/L-nivåer, dvs >10 µg/L, för avloppsvatten. KL-vatten och latrin förväntas ha hög koncentrationer av läkemedel, eftersom toalettavfallet i dessa strömmar är betydligt mindre utspädd med annat vatten jämfört med det är i kommunalt avloppsvatten. Blandningen med BDT-vatten, dag- och dräneringsvatten samt industriavloppsvatten resulterar ofta i utspädning av toalettavfallet med mer än 20 gånger (De Graaff et al., 2011).

Levin et al. (2016) rapporterade att det mesta av de undersökta läkemedlen tenderade att finnas i vätskefasen hos både KL-vattnet och latrin och rapporterade höga koncentrationer i för bland andra: ibuprofen (~ 100 µg/L), naproxen (~ 70 µg/L), metoprolol (~ 10 - ~ 48 µg/L), losartan 10 - 32 µg/L), valsartan (~ 12 - ~ 100 µg/L), furosemid (~ 10 - 30 µg/L) och hydroklortiazid (~ 14 - ~ 32 µg/L). Höga koncentrationer av läkemedel uppmättes också i KL-vattnets och latrinens torrsubbstans. Detta gällde t.ex. propranolol, oxazepam, citalopram, amitriptylin och venlafaxin i KL-vatten samt atenolol, metoprolol, losartan, irbesartan och hydroklortiazid i latrin (tabell 5 och 6).

Höga koncentrationer av vissa läkemedel i både KL-vatten och latrin kan förklaras av att de intas i stor mängd (se avsnitt "Föreskrivning och konsumtion av läkemedel"). Till exempel var antiinflammatoriska läkemedel de som konsumerades mest i Sverige 2014, d.v.s. acetaminofen (paracetamol), diklofenak, ibuprofen och naproxen (Socialstyrelsen, 2015). Farmakologiskt beteende hos de enskilda läkemedlen påverkar deras koncentrationer i olika avfalls- och avloppsfraktioner, till exempel naproxen (smärtstillande och antiinflammatoriskt medel) utsöndras huvudsakligen via urin med endast en liten andel (1-2 %) i fekalerna (Runkel et al., 1972).

Läkemedel i avloppsvatten från sjukhus

Läkemedel i avloppsvattnet från två sjukhus; ett sjukhus i Uppsala (Akademiska) och ett sjukhus i Linköping (Lasarettet) undersöktes i en studie av Zorita et al. (2009). Grupperna av läkemedel med högsta koncentrationerna i sjukhusavloppen inkluderade antibiotika och antiinflammatoriska medel (Tabell 7, figur 3; Zorita et al., 2009). Koncentrationer av antiinflammatoriska medel uppmättes i intervallet 510-540 µg/L för paracetamol, 6- 12 µg/L, för ibuprofen och 3,5-6,6 µg/L för naproxen. Antibiotikakoncentrationer hittades i intervall på 3-9 µg/L för ciprofloxacin, 8-10 µg / L för sulfametoxazol och 4-5 µg/L för trimetoprim (Tabell 7; Landstiget i Uppsala län, 2005; Zorita et al., 2009). Atenolol och furosemid mättes vid höga koncentrationer vid både Akademiska och Lasarettet (5-15 µg / L respektive 8-16 µg / L).

År 2004 släppte Akademiska sjukhus i Uppsala ut 157 kg av de analyserade läkemedlen, medan Kungsängsverket avloppsreningsverk i Uppsala mottog totalt 5786 kg av samma ämnen (figur 4). Detta innebär att Akademiska bidrog till <3 % av den totala mängden av analyserade läkemedel till reningsverket i Uppsala. Den totala mängden antibiotika från Akademiska sjukhuset utgjorde emellertid 12,5 % av den totala mängd antibiotika som reningsverket mottog (figur 4). Utsläpp av vissa antibiotika från sjukhuset var relativt sett viktigare, t.ex. sulfametoxazol (2,06 kg, 30 % av mängden uppmätt till reningsverket), ciprofloxacin (2,04 kg, 17 % av mängden till reningsverket), erytromycin (0,94 kg, 23 %) och metronidazol (0,68 kg; 34 %). Detta innebär att sjuk-

husavloppsvattnet kan betraktas som en viktig punktkälla för antibiotika och uppströms-åtgärder bör vidtas för att minska utsläppen och därigenom minska risken för utveckling och spridning av antibiotikaresistensgener och bakterier.

Tabell 5. Koncentrationer av läkemedel i flytande och fast fas av KL-vatten (fekalier, urin, toalettpapper och spolvatten) mätt i Hölö (Levin et al., 2016)

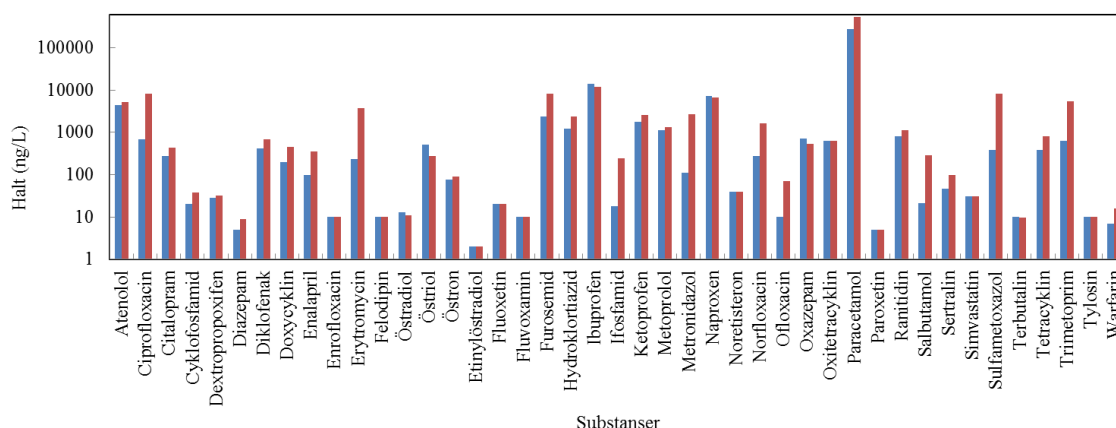
Terapeutisk effekt	Läkemedel	Koncentration i fast fas ng/g	Koncentration i flytande fas ng/L	Koncentration i blandningen av fast och flytande fas ng/L
Smärtstillande β-blockerare	Kodein	76	1415	1747
	Atenolol	80	4950	5302
	Sotalol	15	29	95
	Metoprolol	349	10400	11933
	Propranolol	2190	5650	15286
Antibiotika	Azitromycin	94	230	641
	Klaritromycin	20	6	94
	Norfloxacin		128	128
	Ciprofloxacin		695	695
	Ofloxacin		44	44
	Sulfametoxazol	10	115	159
	Trimetoprim	29	48	176
Blodtryckssänkande	Losartan	595	10300	12918
	Valsartan	63	11700	11977
	Irbesartan	20	75	163
	Diltiazem	15	4	70
Antidepressiva	Karbamazepin	152	2850	3518
	Citalopram	870	310	4138
	Diazepam	20	46	134
	Lamotrigin	285	7950	9204
	Oxazepam	1400	4700	10860
	Venlafaxin	625	6950	9700
	Fluoxetin	55	10	252
	Amitriptylin	405	25	1807
Mot magsår	Ranitidin	400	115	1875
Svampmedel	Climbazole	2	6	13
	Ketokonazol	2	10	19
Lokalbedövande	Lidokain	11	620	669
Vätskedrivande	Furosemid	252	35500	36607
	Hydroklortiazid	457	14250	16261
Blodfettssänkande	Atorvastatin		710	710
	Bezafibrat	10	30	74

Tabell 6. Koncentrationer av läkemedel i flytande och fast fas av latrin (fekalier, urin och toalettpapper) mätt i Salmunge 2014 (Levin et al., 2016)

Terapeutisk effekt	Läkemedel	Koncentration i fast fas ng/g	Koncentration i flytande fas ng/L	Koncentration i blandningen av fast och flytande fas ng/L
Smärtstillande	Kodein	<22	10640	10662
β-blockerare	Atenolol	1700	182400	184100
	Sotalol	<29	9880	9909
	Metoprolol	48000	95000	143000
	Propranolol	730	26600	27330
	Azithromycin	<69	<12920	<12989
Antibiotika	Klaritromycin	<6000	<1520	<7520
	Norfloxacin	<128		<128
	Ciprofloxacin	<118		<118
	Ofloxacin	<44		<44
	Sulfametoxazole	<115	<760	<875
	Trimethoprim	<48	<2204	<2252
	Losartan	32000	562400	594400
Blodtryckssänkande	Valsartan	180000	9120	189120
	Irbesartan	<75	91200	91275
	Diltiazem	<4	5776	5780
	Karbamazepin	16000	117040	133040
Antidepressiva	Citalopram	<13	22800	22813
	Diazepam	<2	380	<382
	Lamotrigin	1600	32680	34280
	Oxazepam	<111	28880	28991
	Venlafaxin	12000	47880	59880
	Fluoxetin	<10	<7600	<7610
	Amitriptylin	<8	<380	<388
Mot magsår	Ranitidin	<115	<30400	<30515
Svampmedel	Climbazole	<6	<114	<120
	Ketoconazol	<10	<152	<162
Lokalbedövande	Lidokain	1000	129	1129
Vätskedrivande	Furosemid	10300	43320	53620
	Hydroklortiazid	27000	82840	109840
Blodfettssänkande	Atorvastatin	<20		<20
	Benzafibrat	<30	760	<790

Tabell 7. Koncentrationer av läkemedel i avlopp från sjukhusen Lasarettet i Linköping och Akademiska i Uppsala (Zorita et al., 2009)

Terapeutisk effekt	Substans	Koncentration ng/L		Mängd kg/år
		Lasarettet	Akademiska	
Blodtryckssänkande	Atenolol	15000	5100	1,30
Antibiotika	Ciprofloxacin	3900	8000	2,04
Antidepressiv	Citalopram	300	425	0,11
Cytostatika	Cyklofosfamid	20	38	0,01
Smärtstillande	Dextropropoxifen	50	32	0,01
Lugnande	Diazepam	10	9	0,00
Smärtstillande	Diklofenak	1200	680	0,17
Antibiotika	Doxycyklin	370	450	0,11
Blodtryckssänkande	Enalapril	440	345	0,09
Antibiotika	Enrofloxacin	10	10	0,00
Antibiotika	Erytromycin	210	3695	0,94
Blodtryckssänkande	Felodipin	110	10	0,00
Könshormon	Östradiol	11	11	0,00
Könshormon	Östriol	190	273,5	0,07
Könshormon	Östron	52	88,5	0,02
Könshormon	Etinylöstradiol	2	2	0,00
Antidepressiv	Fluoxetin	20	20	0,01
Antidepressiv	Fluvoxamin	10	10	0,00
Vätskedrivande	Furosemid	16000	8200	2,10
Vätskedrivande	Hydroklortiazid	2300	2400	0,61
Inflammationshämmande	Ibuprofen	7000	11900	3,04
Cytostatika	Ifosfamid	10	245	0,06
Inflammationshämmande	Ketoprofen	1600	2600	0,66
Blodtryckssänkande	Metoprolol	1500	1300	0,33
Antibiotika	Metronidazol	820	2650	0,68
Inflammationshämmande	Naproxen	3500	6650	1,70
Könshormon	Noretisteron	40	40	0,01
Antibiotika	Norfloxacin	2900	1650	0,42
Antibiotika	Ofloxacin	10	70	0,02
Lugnande	Oxazepam	2000	535	0,14
Antibiotika	Oxitetracyklin	77	615	0,16
Smärtstillande	Paracetamol	510000	540000	138
Antidepressiv	Paroxetin	12	5	0,00
Mot magsår	Ranitidin	1400	1100	0,28
Mot astma	Salbutamol	300	280	0,07
Antidepressiv	Sertralin	26	96,5	0,02
Blodfettsänkande	Simvastatin	30	30	0,01
Antibiotika	Sulfametoxazol	9800	8050	2,06
Mot astma	Terbutalin	13	9,5	0,00
Antibiotika	Tetracyklin	38	815	0,21
Antibiotika	Trimetoprim	4100	5500	1,41
Antibiotika	Tylosin	10	10	0,00
Blodförtunnande	Warfarin	45	15,5	0,00



Figur 3. Jämförelse av koncentrationerna av läkemedel i inkommande blandat kommunalt avloppsvatten till Kungsängenverket i Uppsala (■) och i sjukhusavloppsvatten från Akademiska sjukhuset (■) (Landstiget i Uppsala län, 2005).



Figur 4. Massflöden av totala mängder analyserade läkemedel inom olika terapeutiska grupper i blandat kommunalt avloppsvatten till Kungsängenverket i Uppsala jämfört med flödena i avloppsvattnet från Akademiska sjukhuset (Landstiget i Uppsala län, 2005).

Effekter på akvatiskt liv

Nyligen utförda studier har visat på upptag av vissa läkemedel i fisk (Huerta et al., 2013; Subedi et al., 2012; Ramirez et al., 2009) och i biofilm och ryggradslösa djur i olika taxonomiska grupper (Ruhi et al., 2015). I en studie utförd i USA detekterades diltiazem och karbamazepin i fiskfiléer från avloppsvatten-dominerade platser och fluoxetin hittades i fisklevervävnad (Ramirez et al., 2009). Huerta et al. (2013) upptäckte diklofenak, propranolol, sotalol, citalopram och venlafaxin i homogeniserade prover från olika fiskarter i Medelhavet, och karbamazepin detekterades också i fisklever. När läkemedel tas upp av vattenlevande organismer, såsom fisk, förväntas dessa ämnen påverka liknande system som hos däggdjur och därför ha liknande effekter (Corcoran et al., 2010). Några exempel är exponeringen för det icke-steroida anti-inflammatoriska läkemedlet (NSAID) ibuprofen i koncentrationer av $\mu\text{g/L}$, vilket visade sig ändra lekbeteendet hos den japanska medakafisken (Flippin et al., 2007). Diklofenak har å andra sidan associerats med njursvikt hos asiatiska gamar och har orsakat en allvarlig

nedgång i deras antal (Oaks et al 2004). Vissa studier har också rapporterat histologiska förändringar i fiskars lever, njure och gälar (Schwaiger et al., 2004; Triebskorn et al., 2004; Mehinto et al., 2010) och det har bevisats att miljömässigt relevanta koncentrationer kan påverka gnuttrycket i levern (Cuklev et al., 2011). Exponering av fisk för det antidepressiva läkemedlet fluoxetin har visat sig ge flera beteendemässiga och reproduktiva effekter, såsom minskning av territoriellt beteende (Perreault et al., 2003), minskad förmåga att fånga byte (Gaworecki et al., 2008), minskad äthastighet (Stanley et al., 2007), ökade östradiolnivåer (Brooks et al., 2003), inducerad oocytmognad (Iwamatsu et al., 1993) och påverkad testikelmorfologi (Schultz et al., 2011). En annan relevant studie visade att bensodiazepinläkemedlet oxazepam förändrade beteende och äthastighet hos den vilda europeiska abborren (*Perca fluviatilis*) vid koncentrationer som normalt finns i miljön (Brodin et al., 2013). Anti-svampmedel, som ketokonazol, har visat sig inducera reproduktiva förändringar i fisk, såsom minskning av äggproduktionen (Ankley et al., 2006) och förändrad produktion av vissa steroider (Hinfrey et al., 2004). För β -blockerare har vissa studier visat att exponering för propranolol påverkar tillväxten hos fisk (Huggett et al., 2002; Owen et al., 2007) och liknande effekter har även observerats för atenolol (Winter et al., 2006).

Chen och Ying (2015) rapporterade att den potentiella bioackumuleringen hos vattenlevande organismer är låg för flukonazol, moderat för klasazol och hög för övriga azol fungicider. Corcoran et al. (2014) hävdade dessutom att clotrimazol kunde resultera i en hög bioackumuleringen i karplever även vid låg exponeringsnivå om exponeringstiden var lång.

Upptag och ackumulering i växter

Goldstein et al. (2014) detekterade koffein, lamotrigin och karbamazepin i gurkor som vuxit i sandiga, aeoliska och alluviala jordar och som bevattats med renat hushållsavloppsvatten. Karbamazepin mättes i koncentrationer upp till 2,2 ng/g TS gurka (Goldstein et al., 2014). I samma studie detekterades också karbamazepin i tomater i koncentrationer av 1,2 ng/g TS tomat. Winker et al. (2010) visade att det svårnedbrytbara läkemedlet karbamazepin transporterades till rötter och ovanjordiska delar av rajgräs som gödslats med urin med en så stor tillsats av karbamazepin att det resulterade i en markkoncentration på 32 000 ng/g torr jord. Transporten av karbamazepin i rajgräset drevs tydligt av plantans transpiration. I samma studie var upptaget av karbamazepin i rajgräs som gödslats med urin utan tillsats av karbamazepin lägre än detekteringsgränsen (75 ng/g TS) (Winker et al., 2009). Shenker et al. (2011) rapporterade att karbamazepin togs upp i gurka odlad i hydroponiska och i växthusförsök där olika typer av jord bevattats med orenat och renat avloppsvatten. Karbamazepin togs upp med vattenflödet och transporterades passivt och ackumulerades således mer i bladen än i frukterna och rötterna. Samma studie (Shenker et al. (2011) visade också att upptaget av karbamazepin i gurka var negativt korrelerat med halten organiskt material i jorden. Detta medför en högre risk för upptag av karbamazepin i grödor som odlas i jordar med låg halt organiskt material.

Cortés et al. (2013) rapporterade att de varken kunde detektera diklofenak eller ibuprofen i sojabönor (*Glycine max*) eller vete (*Triticum aestivum*) som gödslats med kommunalt avloppsslam, trots att halterna av dessa två läkemedel var 22 respektive 217 ng/g TS i det använda slammet. De drog också slutsatsen att även om sojabönor och vete gödslades med dubbelt så mycket slam som vanligt så skulle något växtupptag inte kunna detekteras (Cortés et al., 2013). Eggen et al. (2011) rapporterade att ciprofloxacin detekterades i korn och morot som odlats i jord som fått en tillsats av ciprofloxacin (6500 ng/g TS). Bioackumuleringen av ciprofloxacin från rot till ovanjordiska delar i

korn och morot var 0,3 respektive 0,07 och var alltså en utspädning snarare än en ackumulering (Eggen et al., 2011). Sabourin et al. (2012) rapporterade att ciprofloxacin hittades i koncentrationen 2,1 ng/g TS i morötter som odlats i jordar som gödslats med 8 ton TS kommunalt slam/ha. En normal femårsgiva avloppsslam i Sverige är 4-5 ton TS slam/ha och det är enligt SNFS 1994:2 förbjudet att odla grönsaker inom ett år efter att slam spridits (Naturvårdsverket, 2001).

Antibiotikaresistenta gener och bakterier

Den möjliga överföringen och spridningen av antibiotikaresistenta gener (ARG) och bakterier (ARB) är en viktig miljörisk. Den kräver uppströmsåtgärder för att minska tillförseln av dessa ARG, ARB och även antibiotika till avloppet. Spridningen av ARG är en allvarlig hälsorisk eftersom effektiviteten av antibakteriella behandlingar kan äventyras av uppkomst och spridning av smittsamma organismer som är resistenta mot de flesta antibiotika.

Som en följd av antibiotikakonsumtion förändras den normala humana mikrobiotan och antibiotikaresistenta bakterier blir vanligare (Rodriguez-Mozaz et al., 2015). Mänskliga exkrementer kan därför betraktas som en källa för de ARB och ARG som når avloppsvatten. Avloppsvatten och avloppsslam kan bli en betydande källa för spridning av ARB och ARG i miljön. Förekomsten av patogener och läkemedel (särskilt antibiotika) och aktiva metaboliter i avloppsvatten kan göra avloppsvatten, avloppsledningar och avloppsreningsverk till genetiska reaktorer där mikrober och patogener genomgår genöverföring och blir resistenta mot olika antibiotika (Baquero et al., 2008). Det finns flera studier som visat att kommunala avloppsvatten är betydande källor till antibiotikaresistensgener (ARG) i sötvattnekosystem (Rodriguez-Mozaz et al., 2015; Berglund et al., 2015), vilket är allvarligt eftersom en betydande andel av dricksvattnet i både Sverige och världen produceras från ytvatten. Dessutom är det känt att dricksvatten som produceras från ytvatten ofta innehåller detekterbara nivåer av läkemedel (Fick et al., 2011).

Flera studier pekat på att i jordar som gödslats med djurgödsel, som också är en källa till ARB och ARG, kan ARG spridas till olika jordbakterier genom vertikal (bakterietillväxt) och horisontell överföring (konjugering, transduktion, transformation och införlivande) (Huerta et al., 2013; Mitchell et al., 2015). I vissa studier har antibiotika uppmätts i grundvattenbrunnar i jordbruksområden där djurgödsel och/eller avloppsslam har använts som gödselmedel, eller som har bevattnats med avloppsvatten (Garcia-Galan et al., 2011; Gibson et al. 2010). Genom sin dåliga nedbrytbarhet kan läkemedel och ARG läcka till grundvatten och/eller förorena ytvatten via ytflöden (Chee-Sanford et al., 2009). Förorening av grundvatten med läkemedel och ARB kan få allvarliga konsekvenser då grundvatten är en viktig källa för produktion av dricksvatten i Sverige och i många andra länder. Överföring av ARG och ARB till människor via dricksvatten skulle vara ett allvarligt folkhälsoproblem, eftersom effektiviteten av antibiotikabehandlingar kan minska. En förorening av grundvatten med läkemedel skulle också kunna leda till allvarliga problem, eftersom bioremediering av förorenade grundvattenbrunnar är dyrt och svårt.

Ekotoxicitet av läkemedel

Borche (2010) hävdade att ciprofloxacin utgör en uppenbar ekotoxikologisk risk redan vid de koncentrationer som för närvarande uppmäts i miljön då de utgör en påverkansfaktor för miljöbakterier som är nödvändiga för grundläggande processer som organisk nedbrytning, nitrifikation och denitrifikation. Costanzo et al. (2005) visade att närvaro av

antibiotika, t.ex. amoxicillin, erytromycin och klaritromycin signifikant minskade denitrifikationshastigheten för bakterier i djuphavet. De antibiotikakoncentrationer som studerades av Costanzo et al. (2004) var emellertid högre än dagens miljömässigt relevanta koncentrationer. Ciprofloxacin's toxicitet mot miljöbakterier försvårar dess biologiska nedbrytning, leder till lång halveringstid för biologisk nedbrytning och följaktligen ackumulering av denna substans i miljön. Walter et al. (2010) visade att halveringstiden för ciprofloxacin i jord varierar från 1155 till 3466 dagar, vilket tydligt visar denna kemikalis svårnedbrytbarhet och lätta ackumulering.

I sin studie undersökte Richter et al. (2016) toxiciteten av klasazol, ketokonazol och flukonazol gentemot markväxten raps (*Brassica napus*) och vattenväxten andmat (*Lemna minor*). Störst toxicitet visade flukonazol och klasazol gentemot raps, medan toxiciteten hos ketokonazol var en till två storleksordningar lägre (Richter et al., 2016).

Högfluorerade ämnen (PFAS) - Inledning

Högfluorerade ämnen släpps ut i miljön under hela livscykeln (det vill säga under produktion, användning och bortskaffande av industriella och konsumentprodukter). Direkta utsläppskällor för PFAS definieras som utsläpp under hela produktcykeln och indirekta utsläppskällor definieras som utsläpp från omvandling av deras prekursorer.

PFAS är organiska ämnen som består av en helt fluorinerad kolkedja och en funktionell grupp som bildas enligt $C_nF_{2n} + 1R$. Vanliga funktionella grupper, R, innefattar sulfonsyror ($-SO_3H$; perfluoralkylsulfonsyror; PFASs) och karboxylsyror ($-CO_2H$; perfluoralkylkarboxylsyror; PFCAs). De fluorerade kedjorna kan variera i kedjelängd, linjaritet och förgrening (Barcelo et al., 2011; Buck et al., 2011). CF-bindningen är en av de starkaste kemiska bindningar som finns och styrkan kommer från fluoratomens höga elektronegativitet (3,98 på Paulings skala) och från unika egenskaper hos fluor- och kolbindande orbitaler, där fluoratom ger en skärmningseffekt. Den skyddar kolatomen från att bli attackerad, vilket gör PFAS lämplig för högtemperaturapplikationer och för applikationer i kontakt med starka syror eller baser (Smith et al., 2016). Därför används PFAS som ytaktiva ämnen och de är mycket intressanta i en mängd olika kommersiella tillämpningar, som brandbekämpningsmedel, ytaktiva ämnen (på grund av deras hydrofoba och hydrofila karaktär, vilken utnyttjas i gränsytan mellan till exempel vatten och gas), i rengöringsmedel för industri och hushåll, skyddande beläggningstillägg i eller på textil, papper, förpackningar, mattor, textilier, läder med mera (Barcelo et al., 2011; Buck et al., 2011).

Gruppering av PFAS

Högfluorerade ämnen (PFAS) innehåller två viktiga undergrupper: perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA) och perfluoralkylsulfonsyror (PFSA) och olika prekursorer, alltså ämnen som under sin nedbrytning möjligen kan bilda PFAS-ämnen. Tabell 8 listar PFAS-ämnen i var och en av grupperna, prekursorer och egenskaper hos substanserna (molekylvikt, kemisk formel, organisk kolpartitioneringskoefficient (Log K_{oc}) och pK_a).

Perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA)

Perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA) är föreningar med perfluorerade kolkedjor med 2-16 kolatomer och med karboxylsyra som funktionell grupp på kolatomen i änden. Föreningar som är relevanta i denna grupp innefattar PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA och perfluoroktansyra (PFOA). PFOA är den PFCA som är vanligast förekommande. PFOA används för produktion av ytaktiva ämnen och ytbehandlingsmedel. PFOA har använts

i stor utsträckning som ett emulsionspolymerisationshjälpmedel vid framställning av Teflon (Lindstrom, 2011). PFOA består av en kedja med 7 perfluorerade kolatomer och en karboxylgrupp.

Perfluoralkylsulfonsyror (PFSA)

Perfluoralkylsulfonsyror (PFSA) har stor potential för inverkan på miljön eftersom de anses vara mycket svårnedbrytbara. PFSA är de vanligast förekommande perfluorerade föreningarna i miljön och i vilda djurs vävnader (Giesy, 2010). Perfluoroktansulfonat (PFOS) är en viktig perfluoralkylsulfonsyra (PFSA). PFOS består av en kedja av 8 helt fluorerade kolatomer med en sulfonatgrupp som funktionell grupp på kolatomen i änden.

PFSA sprids genom att de släpps ut direkt till miljön eller bildas indirekt från omvandlingen av prekursorämnen. Föreningar som är relevanta i denna grupp innefattar PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS och perfluoroktansulfonsyra PFOS. PFOS klassificeras som ett riskämne i REACH (Smith et al., 2016). Det blev förbjudet i EU 2008 och infördes i Stockholmskonventionen om långlivade organiska föroreningar 2009 (Vierke et al., 2012). PFBS (perfluorbutansulfonat; $C_4F_9SO_3$ -salt) är ett viktigt kommersiellt ersättningsämne för PFOS (Herzke, 2007).

Prekursor till PFAS

Utsläppen av PFAS i miljön består dels av svårnedbrytbara eller stabila PFAS-substanser och dels av mindre stabila prekursorföreningar som genom abiotisk eller biotisk omvandling kan bilda PFAS. Precursorer till PFAS som kan omvandlas till PFOS eller PFOA inkluderar N-EtFOSE, N-EtFOSAA, POSF och FTOH (Kannan, 2011; Kunacheva et al., 2011; Mejia Avendaño & Liu, 2015). PFOA kommer huvudsakligen från fluortelomerbaserade föreningar, som FTOH och PFOS från N-EtFOSAA, medan N-EtFOSE är en viktig prekursor till både PFOS och PFOA (Kannan, 2011; Kunacheva et al., 2011; Mejia Avendaño & Liu, 2015). Flera studier har dokumenterat ökade halter av PFOS och PFOA i avloppsvattenreningsverk, på grund av nedbrytning av prekursorer (Bossi et al., 2008; Kannan, 2011; Kunacheva et al., 2011; Yang et al., 2014). Prekursorn N-EtFOSE kan spridas i atmosfären vid luftningen i avloppsreningsverket, eftersom den är mycket flyktig. Den kan också bildas genom hydrolys av monomerer i luftningsbassängen i aktivslamprocessen (Lange, 2000).

Långkedjiga PFSA-prekursorer (t.ex. perfluorhexansulfonat PFHxS och PFOS) och PFCA (t.ex. perfluoroktanoat (PFOA) och perfluorononanoat PFNA) är ämnesgrupper som inger mycket oro, eftersom de detekterats i både i mänskligt blod och i urbana vatten (Nguyen et al., 2016; Toms et al., 2009).

N-EtFOSE har visats omvandlas under aeroba förhållanden (Boulanger et al., 2005), där huvuddelen avgår till luften när bassängen är öppen. Reningsverk kan därför ses som en källa till atmosfärisk N-EtFOSE (Rhoads et al., 2008).

Prekursorerna N-EtFOSAA och N-EtFOSE, Me-PFOSA-AcOH har detekterats i grundvatten och i humant blod och human plasma (Backe et al., 2013), (Martin et al., 2006) och (Toms et al., 2009). Det har visats att källan till PFCA, såsom PFOA, PFDA och PFUnDA, i Arktis är atmosfärisk oxidation av prekursorer. Dessa prekursorer består huvudsakligen av FTOH (Young et al., 2007). Förekomsten av långkedjiga PFCA (t.ex. PFDA, PFUnDA, PFTrIDA och PFTeDA), som inte används mycket, i Arktis, indikerar att flyktiga prekursorer har oxiderats i atmosfären och senare deponeras (Stock et al., 2007; Young et al. 2007).

Det bör påpekas att den allmänt använda analysen av PFAS vanligtvis inte inkluderar prekursorerna, vilka kan finnas i betydande koncentrationer. I ett forskningsprojekt som syftade till att identifiera närvaron av prekursorer i den urbana avrinningen till San Francisco Bay, visades att PFSA och PFCA representerade mindre än 25 till 63 % av den totala nuvarande mängden PFAS, inklusive prekursorerna (Houtz & Sedlak, 2012 ; Houtz et al., 2016). Således är analys av prekursorerna nödvändig för korrekt bedömning av total mängd PFAS.

Tabell 8. Vanliga PFAS och deras egenskaper (Dalahmeh et al., 2018)

Akronym	Förening	Kemisk formel	Mol- massa g mol ⁻¹	pK _a	Log K _{oc}
PFBA	Perfluorbutanoate	C ₃ F ₇ CO ₂ ⁻	213,04	0,05	d.s.
PFPeA	Perfluorpentanoate	C ₄ F ₉ CO ₂ ⁻	263,05	-0,10	1,95
PFHxA	Perfluorhexanoate	C ₅ F ₁₁ CO ₂ ⁻	313,06	-0,17	1,91
PFHpA	Perfluorheptanoate	C ₆ F ₁₃ CO ₂ ⁻	363,07	-0,20	2,19
PFOA	Perfluoroktanoate	C ₇ F ₁₅ CO ₂ ⁻	413,08	-0,21	2,31
PFNA	Perfluornonanoate	C ₈ F ₁₇ CO ₂ ⁻	463,09	-0,21	2,33
PFDA	Perfluordekanoate	C ₉ F ₁₉ CO ₂ ⁻	513,10	-0,22	3,17
PFUnDA	Perfluorundekanoat	C ₁₀ F ₂₁ CO ₂ ⁻	563,11	-0,22	3,30
PFDoDA	Perfluordodekanoat	C ₁₁ F ₂₃ CO ₂ ⁻	613,12	-0,22	d.s.
PFTriDA	Perfluortridekanoat	C ₁₂ F ₂₅ CO ₂ ⁻	663,13	-0,22	d.s.
PFTeDA	Perfluortetradekanoat	C ₁₃ F ₂₇ CO ₂ ⁻	713,14	-0,22	d.s.
PFHxDA	Perfluorhexadekanoate	C ₁₅ F ₃₁ CO ₂ ⁻	813,16	-0,22	d.s.
PFOcDA	Perfluoroktadekanoate	C ₁₇ F ₃₅ CO ₂ ⁻	913,18	-0,22	d.s.
PFBS	Perfluorbutansulfonat	C ₄ F ₉ SO ₃ ⁻	299,05	0,14	2,5
PFHxS	Perfluorhexansulfonat	C ₆ F ₁₃ SO ₃ ⁻	399,07	0,14	2,7
PFOS	Perfluoroktansulfonat	C ₈ F ₁₇ SO ₃ ⁻	499,09	0,14	3,34
PFDS	Perfluordecanesulfonate	C ₁₀ F ₂₁ SO ₃ ⁻	599,11	0,14	3,53
FOSA	Perfluoroktansulfonamid	C ₈ F ₁₇ SO ₂ NH ₂	499,12	5,56	d.s.
MeFOSA	Metylperfluoroktansulfonamid	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)H	513,14	7,69	d.s.
EtFOSA	Etylperfluoroktansulfonamid	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₂ CH ₃)H	527,17	7,91	d.s.
MeFOSE	Metylperfluoroktansulfonamidetan- midetanol	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)CH ₂ - CH ₂ OH	557,19	14,40	d.s.
EtFOSE	Etylperfluoroktansulfonamid-eta- nol	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(C ₂ H ₅)CH ₂ - CH ₂ OH	571,22	14,40	d.s.
FOSAA	Perfluoroktansulfonamid- ättiks- syra	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)CH ₂ - CO ₂ H	557,15	d.s.	d.s.
MeFOSAA	Metylperfluoroktansulfonamidät- tikssyra	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₂ CO ₂ H) H	571,18	d.s.	3,11
EtFOSAA	Etylperfluoroktansulfonamidät- tikssyra	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(C ₂ H ₅)CH ₂ - CO ₂ H	585,20	d.s.	3,23
6:2 FTSA	6:2 fluortelomersulfonate	C ₈ H ₄ F ₁₃ SO ₃ H	428,13	d.s.	d.s.

d.s. = data saknas.

Halter av PFAS i hushålls- och konsumentprodukter

PFAS-ämnen är vatten- och fettavvisande, kan bilda tunna filmer runt vätskor, klarar höga temperaturer och är motståndskraftiga mot biologisk nedbrytning. Dessa egenskaper gör PFAS användbara för beläggningar, färger, lacker, vattentätning, värmesäkerhet, brandbekämpning och rengöring bland andra användningsområden (Kemikalieinspektionen, 2015). Den vitt spridda användningen av PFAS i industri- och konsumentprodukter är därför inte överraskande. Olika PFAS-ämnen, och deras prekursorer, finns i färger, textil- och läderimpregneringssprayer, textilier, stekpannor med PTFE, bakpapper, rengöringsmedel, golvpolish, kosmetika och personvårdsprodukter (Tabell 9). Enligt Svenskt Vatten (2015) har PFAS-ämnen detekterats i alla hushålls- och konsumentprodukter listade i tabell 9 Syftet med att använda PFAS i rengöringsmedel är att förbättra produkternas våtning och yttäckning. I kosmetika som solskyddsmedel, kroppslotion och andra kosmetiska produkter bidrar PFAS-ämnena med olje- och vattenavvisande egenskaper (Fujii et al., 2013).

Tabell 9. Produkter som visats innehålla PFAS (Livsmedelsverket, 2019; Svenskt Vatten, 2015)

Bakformar	Färg till skrivare	Pizzakartonger	Tält
Bakpapper	Golvpolish	Popcorn-papper	Väskor
Bilvax	Impregnering av glas, plast	Skidvalla	Ytbehandlings/beläggnings-
Bilklädsel	Insektsmedel	Smarttelefoner (smutsavvi-	material
Bordsdukar	Kartong	sande ytbehandling)	Tandtråd
Brandsläckningsskum	Kosmetika	Smörjmedel	Fotomaterial
Muffinsformar	Mattor	Spolglans för diskmaskiner	Fritidskläder
	Paraplyer		

PFCA, FTOH, PFOS, PFOA är exempel på PFAS och deras prekursorer som hittats i olika hushålls- och konsumentprodukter. Tabell 10 visar uppmätta koncentrationer av dessa ämnen i vissa hushåll-, kosmetika- och konsumentprodukter.

Tabell 10. Uppmätta koncentrationer av PFAS, PFOA med flera i några konsumentprodukter

Typ av produkt	Material	Typ av PFAS	Halt µg/g*	Kommentar	Land	Referens
Kosmetika	Underlagskräm (foundation) i puderform	perfluorerade karboxylsyror (PFCA)	19	87 % av kosmetika proverna innehöll PFCA.	Japan	Fujii et al. 2013
Kosmetika	Solkräm	PFCA	5,9	89 % av solkrämerna (8 av 9) innehöll PFCA.	Japan	Fujii et al. 2013
Hushåll	Impregneringsmedel för textil	Fluortelomeralkohol FTOH (C4-C10)	1000-9000 mg/L		Sverige	Schulze och Norin 2007 innehöll
Hushåll	Impregneringsmedel	10:2 FTOH	71		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Impregneringsmedel	8:2 FTOH	146		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Impregneringsmedel	6:2 FTOH	19		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Rengöringsmedel & polish	PFAS	100-200			Posner et al. 2013
Hushåll	Rengöringsmedel	10:2 FTOH	23		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Rengöringsmedel	8:2 FTOH	63		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Rengöringsmedel	6:2 FTOH	38		Tyskland	Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Medel för golv och sten	6:2 FTOH	331(högst halt)		USA	Liu et al. 2014
Hushåll	Medel för golv	8:2 FTOH	92(högsta halten)		USA	Liu et al. 2014
Hushåll	Non-stick-stekpannor	PFOA, PFAS	0,436 0,739	I ett prov av non-stick-stekpannor	Norge	Herzke et al. 2012
Hushåll	Non-stick-stekpannor	PFOS	<1000	Tre prover av non-stick-stekpannor	Norge	Herzke et al. 2012
Hushåll	Skidvalla	PFOA	0,658 (max) 0,0032 (median)			Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Skidvalla	PFHxA	0,183 (max), 0,0014 (median)			Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Skidvalla	PFCA, PFBA, PFHxA, PFOA, PFNA och PFDA).	Detekterat			Kotthoff et al. 2015
Hushåll	Impregneringsmedel för skor, läder etc.	PFOA	1,8-176 ng/L	Produkter i svenska sko- och sportaffärer	Sverige	(Svenskt Vatten, 2015)
Hushåll	Heltäckningsmatta	FTOH	Detekterat	Precursors till PFAS	Tyskland	(Schlummer et al., 2013)
Hushåll	Impregnerings-spray för skor och läder	FTOH	< LOD - 0.725		Tyskland	(Schlummer et al., 2013)

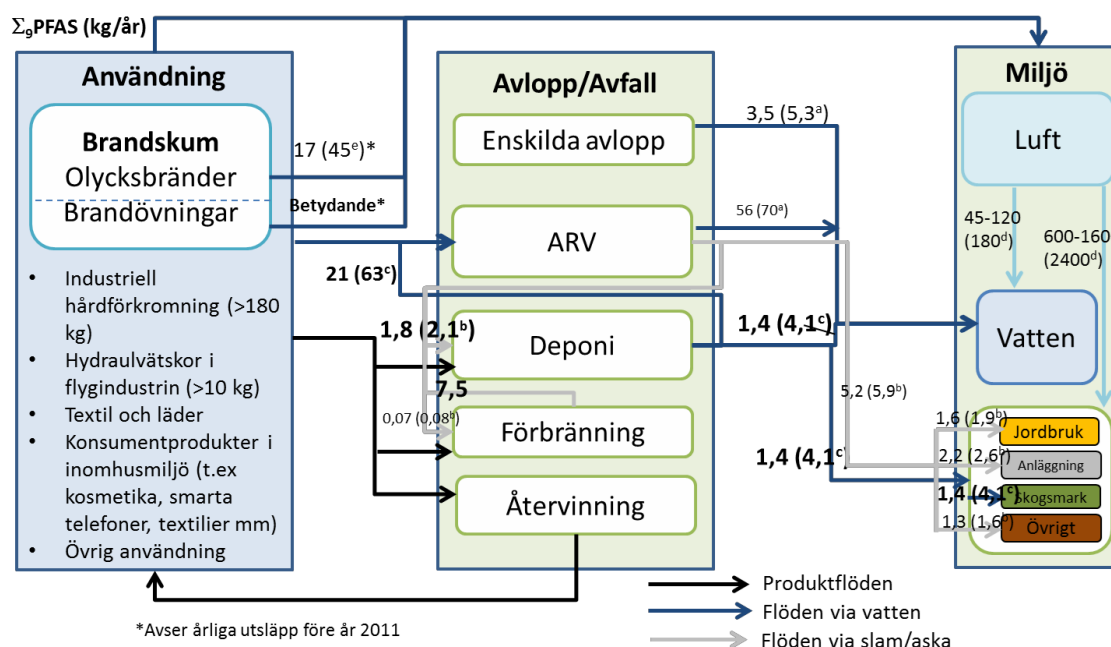
* Om inte annat anges.

Flöden av PFAS från olika källor

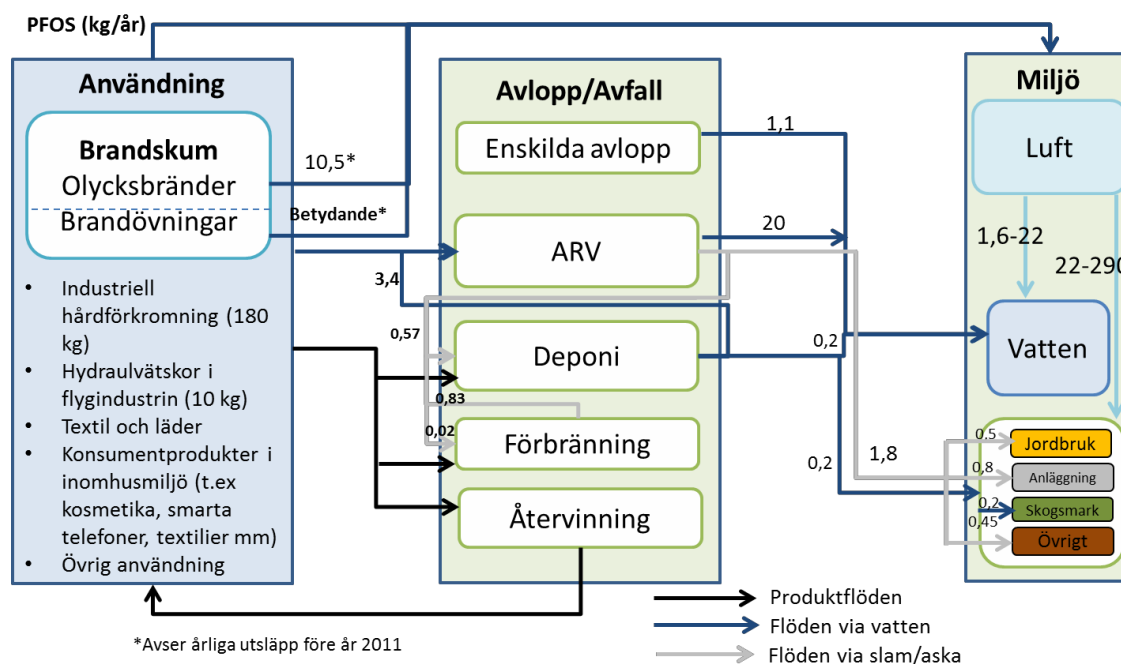
PFAS kan dels spridas till miljön direkt från tillverkningsprocesser, försörjningskedjor, produktanvändning och bortskaffande, och dels indirekt från avloppsreningsverk, depo-

nier och via avrinning från förorenade platser. Vissa PFAS-ämnen, som fluortelomeralkoholer (FTOH), perfluoroktansulfonamidetanoler (FOSE) och perfluoroktansulfonamider (FOSA) är flyktiga och kan därmed transporteras i atmosfären (Rauert et al., 2018), medan andra PFAS-ämnen, särskilt joniska substanser, binder till vatten, partiklar, sediment och jord på grund av deras låga ångtryck och deras låga pKa. Därmed kan de lättare transporteras till, och i, miljön med vattnet (d.v.s. dagvatten, avlopp, avloppsvatten och så vidare) och jord (Dalahmeh et al., 2018).

Hansson et al. (2016) skattade flödena av 9 PFAS-ämnen till den svenska miljön. Stora flöden av PFAS och PFOS (600-1600 respektive 22-290 kg per år) hamnar på det svenska landområdet via nederbörd (figur 5 och 6). Flödena från olika källor i Sverige, inklusive industri-, hushålls- och konsumentprodukter skattades till totalt 21 kg per år (figur 5). I samma studie skattades 3,4 kg PFOS per år flöda till de svenska reningsverken (figur 6). Brandskum bedömdes vara den största nationella källan till PFAS och PFOS direkt till miljön (17 resp. 10,5 kg/år beräknat för år fram till 2011, figurer 5 och 6). Deponier mottog 1,8 kg PFAS/år från olika källor, inklusive konsumentprodukter som används i hushåll. Lakvatten från deponier beräknades innehålla 1,4 kg PFAS/år, varav en del fördes till avloppsreningsverk.



Figur 5. Beräknade genomsnittliga utsläpp av PFAS (totalt 9 ämnen) till den svenska miljön från olika källor. Bokstaven inom parentes anger utsläpp av ett större antal PFAS-ämnen, där a = 15, b = 18, c = 26, d = 17 och e = 16 olika PFAS-ämnen. Figuren hämtad från Hansson et al. (2016).



Figur 6. Beräknade genomsnittliga utsläpp av PFOS (kg/år) till den svenska miljön från olika källor. Siffrorna representerar flöden runt år 2012, med undantag för brandskum, som anger ett genomsnittligt utsläpp per år fram till 2011. Figuren hämtad från Hansson et al. (2016).

PFAS-ämnen i mänskliga prov och vägar för kontaminering

PFAS är proteinofila och har sålunda en hög affinitet för proteinrika vävnaderna, som blod, lever och njure och de har i toxikokinetiska studier visat höga absorptionseffekter från intag (tabell 8).

Flera PFAS-ämnen förefaller alltså närvarande i biologiska prover från människor, till exempel i blod, plasma, lever, urin, bröstmjölk, moderkaka och fosterorgan (Bjerregaard-Olesen et al., 2016; Ericson et al., 2007; Gorrochategui et al., 2014; Guo et al., 2011; Hartmann et al., 2017; Ledda et al., 2018; Mamsen et al., 2017; Yang et al., 2015). Ovan nämnda studier rapporterade detektion av PFAS-ämnen hos vuxna män, kvinnor och barn inklusive spädbarn. I en dansk studie av 1438 gravida kvinnor påvisades PFHxS, PFOS, PFOA, PFNA och PFDA i mer än 99 % av blodserumproven (Bjerregaard-Olesen et al., 2016). PFHpS och PFUnDA var under gränsen för kvantifiering i serumet från 346 kvinnor (24 %) respektive 191 kvinnor (13 %). I samma studie visade PFOS den högsta serumkoncentrationen (5,9-10,6 ng/mL) följt av PFOA (1,5-2,6 ng/mL). Andra PFAS var i intervallet från <LOQ till 0,75 ng/mL. Ericson et al. (2007) rapporterade att sju PFAS-ämnen detekterades i blodet hos 48 invånare i Katalonien, Spanien, i åldern 25-55 år. Den högsta genomsnittliga koncentrationen uppmättes för PFOS (7,64 ng/mL) följt av perfluorhexansulfonat, PFHxS (3,56 ng/mL) och perfluoroktansyra, PFOA (1,80 ng/mL).

Människor kan utsättas för PFAS via olika vägar: (I) intag och inandning av damm och partiklar från konsumentprodukter (t.ex. impregnerade mattor, möbler, kläder och livsmedelsförpackningar, tabellerna 9 och 10) (Haug et al., 2011; Vento et al., 2012). Användningen av PFAS i skidvalla har visat sig vara en viktig källa för exponering för professionella användare av skidvalla, främst via luften (Freberg et al., 2013) och studier i Sverige och Norge har visat förhöjda nivåer av PFOA och PFNA i blodprov (Nilsson et al., 2010; Freberg et al., 2010). Analyser har också gjorts av fluorotomerer i luftprover i

samband med användningen av skidvalla, vilka visade höga nivåer av fluorotomeralkoholer, FTOH (Nilsson et al., 2013). (II) Förtäring av förorenad mat och dricksvatten, liksom oavsiktligt av damm (Dalahmeh et al. 2018; Haug m.fl., 2011; Livsmedelsverket, 2019; Sharma et al., 2016). Förtäring av livsmedelsprodukter, som fisk, kött och mjölk, är viktiga källor till exponering för PFAA för personer som inte exponeras i yrket (Anders et al., 2013).

Förekomst av PFOA och PFOS i blodet har visat sig vara associerad med en ökning av kolestrol- och hjärt-kärlsjukdomar (Donat-Vargas et al., 2019; Eriksen et al., 2013) och med ökad dödligheten i diabetes, sköldkörtelsjukdom och förändringar av genuttrycken i levern (Essumang et al., 2017; Scott et al., 2006). PFOA och PFOS har i djurstudier också visats starkt kopplade till tumörer och fosterdöd, med mera (USEPA, 2005). Epidemiologiska studier i USA rapporterade en koppling mellan PFOA-exponering och njur- och testikelcancer hos individer som bodde nära, och arbetade, vid industrier som producerade kemikalien (Olsen et al., 2007).

Slutsatser, rekommendationer och fortsatt forskning

Användningen av läkemedel i samhället leder till läkemedel och deras metaboliter i blandat avloppsvatten. Antiinflammatoriska läkemedel är de läkemedel som används mest i Sverige, både ute i samhället, på sjukhus och i äldreboenden. Paracetamol (acetaminofen) är ett av de mest använda läkemedlen i landet. För att minska användningen och den resulterande kvittblivningen av paracetamol kan uppströmsåtgärder inkludera främjande och medvetenhet om medicinfria behandlingar som t.ex. motion, massage, mindfulness, övningar för djup andning, yoga, osv. För att sådana alternativa sprida sig i samhället bör deras eventuella effekt för att minska smärtbesvär valideras av hälso- och sjukvårdsmyndigheterna, information om effektiva behandlingar spridas och de bör helst också kunna ges på recept.

Konsumtionen av läkemedel, speciellt antibiotika och antiinflammatoriska substanser, är högre för personer intagna på sjukhus och för boende i äldreboenden än för boenden i vanliga bostäder. Volymen på det förväntade avloppsvattenflödet från sjukhus och äldreboenden är inte stor. Det finns dock risk för utveckling och spridning av antibiotikaresistens via avloppsvattnet från dessa anläggningar. Således finns det behov för (i) undersökningar för att identifiera typer, koncentrationer och flöden av läkemedel från äldreboenden och (ii) undersökningar av förekomsten av antibiotikaresistenta bakterier och resistensgener i avloppsledningar och avloppsvattnet från dessa anläggningar. Resultaten från sådana undersökningar behövs för en evidensbaserad bedömning av hur viktiga dessa anläggningar är som punktkällor för läkemedel, samt för att identifiera om dessa anläggningar ger en stor risk för utveckling och spridning av antibiotikaresistens. Kunskap om detta innebär i sin tur att nyttan av att genomföra uppströmsåtgärder vid dessa anläggningar för att minimera flödet av läkemedel i avloppsvatten bättre kan bedömas. Två sådana uppströmsåtgärder som även kan gynna patientens hälsa är dels läkemedelsgenomgång för patienter med många förskrivna läkemedel med syfte att ta bort onödig och skadlig överförskrivning och dels att ersätta läkemedel med andra terapier/livsstilsförändringar som motion, kostförändring, akupunktur, etc. när så möjligt. På samhällsnivå är det också värdefullt med styrmedel som Stockholms läns landstings Kloka lista med läkemedel som valts ut baserat på sin effekt, säkerhet, kostnadseffektivitet och miljöaspekter.

Läkemedel finns inte bara som modersubstanser utan också som metaboliter i avloppsvatten och de sprids härigenom i miljön. Njurarna utsöndrar de flesta läkemedlen och deras metaboliter, vilket innebär att urinfractionen bidrar med mest läkemedel till avloppsvattnet. Källsortering av urin och separat avledning och behandling av denna

fraktion (t.ex. genom användning av biokolfiltrering eller koncentration av urinen t.ex. med användning av omvänd osmos eller torkning) kan vara en effektiv uppströmsåtgärd på sjukhus och äldreboenden, då urinsorteringen avsevärt skulle minska flödet av läkemedel till det blandade avloppet från dessa anläggningar. Dock behövs mer forskning för att undersöka effekten av denna åtgärd. Uppgifter om metaboliter hittades för svenskt avloppsvatten. Det behövs dock fler studier för att identifiera och kvantifiera metaboliter av läkemedel.

Vad gäller PFAS är förorening av råvattnet till dricksvattenproduktionen och utsläpp av PFAS från konsumentprodukter till hushållsavloppet de stora källorna till PFAS i kommunalt avloppsvatten. Flödena av PFAS i svenskt avloppsvatten är betydligt lägre än de totala flödena i hela Sverige. Det totala flödet av PFAS domineras stort av nedfallet med nederbörden. Trots utfasningen av PFOS år 2007 rapporteras dess flöde vara ett av de största flödena av PFAS i konsumentprodukter och i biologiska och miljöprov.

Konsumenterna behöver informeras om innehållet i olika konsumentprodukterna för att de ska kunna fatta välgrundade beslut om att användningen av olika PFAS-innehållande produkter. Information om innehållet i konsumentprodukter, inklusive typ(er) av ämnen och deras koncentrationer, bör finnas på produkternas förpackningar. Dessutom kan konsumentvänliga medvetandeskapande verktyg (t.ex. gratis appar) utvecklas. Dessa skulle upplysa konsumenterna om olika riskämnen i olika produkter, vilket skulle kunna vara en effektiv uppströmsåtgärd för att minska användningen av sådana ämnen i samhället.

De data som hittades avseende hälsoeffekter av PFAS var begränsade och de byggde på korrelationer utan att ytterligare evidens i form av orsak-verkanssamband eller dos-responsstudier. Kliniska studier och hälsoövervakningar för att undersöka hälsoeffekter av PFAS-förorening kan vara en nödvändig uppströmsåtgärd för att öka kunskapen och medvetenheten och för att därigenom motivera samhälleliga åtgärder för att begränsa användningen av skadliga PFAS.

Att införa miljöskatter på läkemedels- och PFAS-industrin, som tillverkar och sprider ämnen med hög persistens och/eller som ger skadliga effekter på miljön, kan vara en drivkraft som motiverar dessa industrier att utveckla mera miljövänliga ämnen. Sådana skatter bör dock införas på global, eller åtminstone EU-nivå, för att minimera risken för skadlig påverkan på konkurrens och handel.

Referenser

- Al-Omar, M.A. 2005. Ciprofloxacin: Drug Metabolism and Pharmacokinetic Profile. in: *Profiles of Drug Substances, Excipients and Related Methodology*, (Ed.) G.B. Harry, Vol. Volume 31, Academic Press, pp. 209-214.
- Anders, G., Tatiana, C., Helena, B. 2013. Riskvärdering av perfluorerande alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Livsmedelsverket.
- Backe, W.J., Day, T.C., Field, J.A. 2013. Zwitterionic, Cationic, and Anionic Fluorinated Chemicals in Aqueous Film Forming Foam Formulations and Groundwater from U.S. Military Bases by Nonaqueous Large-Volume Injection HPLC-MS/MS. *Environmental Science & Technology*, **47**(10), 5226-5234.
- Barcelo, D., Bergmann, A., Brauch, H.-J., Buck, R.C., Eschauzier, C., Farre', M., Frömel, T., Gellrich, V., Hölzer, J., Knepper, T.P., Lange, F.T., Llorca, M., Lutze, H., Murphy, P.M., Pabon, M., Panglisch, S., Perez, S., Posner, S., Schmidt, T.C., Voogt, P.d., Wilhelm, M. 2011. *Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products*. Springer, Idstein, Germany.

- Barclay, V.K.H., Tyrefors, N.L., Johansson, I.M., Pettersson, C.E. 2012. Chiral analysis of metoprolol and two of its metabolites, α -hydroxymetoprolol and deaminated metoprolol, in wastewater using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, **1269**, 208-217.
- Bischel, H.N., Özel Duygan, B.D., Strande, L., McArdell, C.S., Udert, K.M., Kohn, T. 2015. Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa. *Water Research*, **85**, 57-65.
- Bjerregaard-Olesen, C., Bach, C.C., Long, M., Ghisari, M., Bech, B.H., Nohr, E.A., Henriksen, T.B., Olsen, J., Bonefeld-Jørgensen, E.C. 2016. Determinants of serum levels of perfluorinated alkyl acids in Danish pregnant women. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **219**(8), 867-875.
- Bonnet, U., Bingmann, D., Wiltfang, J., Scherbaum, N., Wiemann, M. 2010. Modulatory effects of neuropsychopharmaca on intracellular pH of hippocampal neurones in vitro. *British journal of pharmacology*, **159**(2), 474-483.
- Bossi, R., Strand, J., Sortkjær, O., Larsen, M.M. 2008. Perfluoroalkyl compounds in Danish wastewater treatment plants and aquatic environments. *Environment International*, **34**(4), 443-450.
- Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J.M., Cousins, I.T., de Voogt, P., Jensen, A.A., Kannan, K., Mabury, S.A., van Leeuwen, S.P. 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, **7**(4), 513-41.
- Chen, Z.F., Ying, G.G. 2015. Occurrence, fate and ecological risk of five typical azole fungicides as therapeutic and personal care products in the environment: A review. *Environment International*, **84**, 142-53.
- Corcoran, J., Lange, A., Cumming, R.I., Owen, S.F., Ball, J.S., Tyler, C.R., Winter, M.J. 2014. Bioavailability of the imidazole antifungal agent clotrimazole and its effects on key biotransformation genes in the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Toxicology*, **152**, 57-65.
- Cortés, J.M., Larsson, E., Jönsson, J.Å. 2013. Study of the uptake of non-steroid anti-inflammatory drugs in wheat and soybean after application of sewage sludge as a fertilizer. *Science of The Total Environment*, **449**, 385-389.
- Costanzo, S.D., Murby, J., Bates, J. 2005. Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment. *Marine Pollution Bulletin*, **51**(1–4), 218-223.
- Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A.J., Niwagaba, C.B., Ahrens, L. 2018. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of The Total Environment*, **631**, 660-667.
- de Jongh, C.M., Kooij, P.J.F., de Voogt, P., ter Laak, T.L. 2012. Screening and human health risk assessment of pharmaceuticals and their transformation products in Dutch surface waters and drinking water. *Science of The Total Environment*, **427**, 70-77.
- Djernes, J.K. 2006. Prevalence and predictors of depression in populations of elderly: a review. *Acta Psychiatrica Scandinavica*, **113**(5), 372-387.
- Docking, R.E., Fleming, J., Brayne, C., Zhao, J., Macfarlane, G.J., Jones, G.T. 2011. Epidemiology of back pain in older adults: prevalence and risk factors for back pain onset. *Rheumatology (Oxford)*, **50**(9), 1645-53.
- Eggen, T., Asp, T.N., Grave, K., Hormazabal, V. 2011. Uptake and translocation of metformin, ciprofloxacin and narasin in forage- and crop plants. *Chemosphere*, **85**(1), 26-33.
- Ericson, I., Gómez, M., Nadal, M., van Bavel, B., Lindström, G., Domingo, J.L. 2007. Perfluorinated chemicals in blood of residents in Catalonia (Spain) in relation to age and gender: A pilot study. *Environment International*, **33**(5), 616-623.

- Essumang, D.K., Eshun, A., Hogarh, J.N., Bentum, J.K., Adjei, J.K., Negishi, J., Nakamichi, S., Habibullah-Al-Mamun, M., Masunaga, S. 2017. Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the Pra and Kakum River basins and associated tap water in Ghana. *Science of The Total Environment*, **579**, 729-735.
- Fick, J., Lindbert, R.H., Kaj, L., Brorström-Lunden, E. 2011. Results from the Swedish National Screening Programme 2010- Subreport 3 Pharmaceuticals. Swedish Environmental Research Institute (IVL).
- Freberg, B.I., Olsen, R., Thorud, S., Ellingsen, D.G., Daae, H.L., Hersson, M., Molander, P. 2013. Chemical exposure among professional ski waxers--characterization of individual work operations. *The Annals of occupational hygiene*, **57**(3), 286-95.
- Gorrochategui, E., Pérez-Albaladejo, E., Casas, J., Lacorte, S., Porte, C. 2014. Perfluorinated chemicals: Differential toxicity, inhibition of aromatase activity and alteration of cellular lipids in human placental cells. *Toxicology and Applied Pharmacology*, **277**(2), 124-130.
- Guo, F., Zhong, Y., Wang, Y., Li, J., Zhang, J., Liu, J., Zhao, Y., Wu, Y. 2011. Perfluorinated compounds in human blood around Bohai Sea, China. *Chemosphere*, **85**(2), 156-162.
- Hansson, K., Cousins, A.P., Norström, K., Graae, L., Stenmarck, Å. 2016. Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö. IVL.
- Hartmann, C., Raffesberg, W., Scharf, S., Uhl, M. 2017. Research Article. Perfluoroalkylated substances in human urine: results of a biomonitoring pilot study. In: *Bio-monitoring*, **4**, 1.
- Haug, L.S., Huber, S., Becher, G., Thomsen, C. 2011. Characterisation of human exposure pathways to perfluorinated compounds - Comparing exposure estimates with biomarkers of exposure. *Environment International*, **37**(4), 687-693.
- Houtz, E.F., Sedlak, D.L. 2012. Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. *Environmental science & technology*, **46**(17), 9342-9.
- Houtz, E.F., Sutton, R., Park, J.S., Sedlak, M. 2016. Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: Significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts. *Water Research*, **95**, 142-9.
- Huerta, B., Marti, E., Gros, M., López, P., Pompêo, M., Armengol, J., Barceló, D., Balcázar, J.L., Rodríguez-Mozaz, S., Marcé, R. 2013. Exploring the links between antibiotic occurrence, antibiotic resistance, and bacterial communities in water supply reservoirs. *Science of The Total Environment*, **456-457**, 161-170.
- Jakobsson, U. 2010. The epidemiology of chronic pain in a general population: results of a survey in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Rheumatology*, **39**(5), 421-9.
- Jarvstrat, L., Spetz Holm, A.C., Lindh-Astrand, L., Hoffmann, M.J., Fredrikson, M.G., Hammar, M.L. 2015. Use of hormone therapy in Swedish women aged 80 years or older. *Menopause*, **22**(3), 275-8.
- Kaiser, E., Prasse, C., Wagner, M., Bröder, K., Ternes, T.A. 2014. Transformation of Oxcarbazepine and Human Metabolites of Carbamazepine and Oxcarbazepine in Wastewater Treatment and Sand Filters. *Environmental Science & Technology*, **48**(17), 10208-10216.
- Kaneko, T., Dougherty, T.J., Magee, T.V. 2007. 7.18 - Macrolide Antibiotics. In: *Comprehensive Medicinal Chemistry II*, (Eds.) J.B. Taylor, D.J. Trigg, Elsevier. Oxford, pp. 519-566.
- Kannan, K. 2011. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances: Current and future perspectives. *Environmental Chemistry*, **8**(4), 333-338.

- Kemikalieinspektionen. 2015. Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ- Rapport från ett regeringsuppdrag. Kemikalieinspektionen.
- Kunacheva, C., Tanaka, S., Fujii, S., Boontanon, S.K., Musirat, C., Wongwattana, T., Shivakoti, B.R. 2011. Mass flows of perfluorinated compounds (PFCs) in central wastewater treatment plants of industrial zones in Thailand. *Chemosphere*, **83**(6), 737-744.
- Landstiget i Uppsala län. 2005. Kartläggning av läkemedelsrester i avlopps- och dricksvatten. Provtagning vid Akademiska sjukhuset, Uppsala och Lasarettet i Enköping hösten 2005., (Ed.) L.i.U. län, Landstiget i Uppsala län. Uppsala.
- Larsson, C., Hansson, E.E., Sundquist, K., Jakobsson, U. 2017. Chronic pain in older adults: prevalence, incidence, and risk factors. *Scandinavian Journal of Rheumatology*, **46**(4), 317-325.
- Ledda, C., La Torre, G., Cinà, D., Paravizzini, G., Vitale, E., Pavone, P., Iavicoli, I., Rapisarda, V. 2018. Serum concentrations of perfluorinated compounds among children living in Sicily (Italy). *Toxicology Letters*, **298**, 186-193.
- Leven, L., Eveborn, D., Ljung, E., Gros Calvo, M., Dalahmeh, S., Jönsson, H., Ahrens, L., Wiberg, K., Lundin, G. 2016. Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin. JTI-rapport: Kretslopp & Avfall nr 54, ISSN 14014955.
- Livsmedelsverket. 2019. PFAS in drinking water and fish - risk management.
- Lo, M.W., Goldberg, M.R., McCrea, J.B., Lu, H., Furtek, C.I., Bjornsson, T.D. 1995. Pharmacokinetics of losartan, an angiotensin II receptor antagonist, and its active metabolite EXP3174 in humans. *Clinical Pharmacology & Therapeutics*, **58**(6), 641-9.
- Löscher, W. 1982. Rapid Gas Chromatographic Measurement of Diazepam and Its Metabolites Desmethyldiazepam, Oxazepam, and 3-Hydroxydiazepam (Temazepam) in Small Samples of Plasma. *Therapeutic Drug Monitoring*, **4**(3), 315-318.
- Mamsen, L.S., Jönsson, B.A.G., Lindh, C.H., Olesen, R.H., Larsen, A., Ernst, E., Kelsey, T.W., Andersen, C.Y. 2017. Concentration of perfluorinated compounds and cotinine in human foetal organs, placenta, and maternal plasma. *Science of The Total Environment*, **596-597**, 97-105.
- Martin, J.W., Ellis, D.A., Mabury, S.A., Hurley, M.D., Wallington, T.J. 2006. Atmospheric chemistry of perfluoroalkanesulfonamides: kinetic and product studies of the OH radical and Cl atom initiated oxidation of N-ethyl perfluorobutanesulfonamide. *Environmental science & technology*, **40**(3), 864-72.
- Mejia Avendaño, S., Liu, J. 2015. Production of PFOS from aerobic soil biotransformation of two perfluoroalkyl sulfonamide derivatives. *Chemosphere*, **119**, 1084-1090.
- Miao, X.-S., Yang, J.-J., Metcalfe, C.D. 2005. Carbamazepine and Its Metabolites in Wastewater and in Biosolids in a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Environmental Science & Technology*, **39**(19), 7469-7475.
- Mitchell, S.M., Subbiah, M., Ullman, J.L., Frear, C., Call, D.R. 2015. Evaluation of 27 different biochars for potential sequestration of antibiotic residues in food animal production environments. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **3**(1), 162-169.
- Nguyen, T.V., Reinhard, M., Chen, H., Gin, K.Y. 2016. Fate and transport of perfluoro- and polyfluoroalkyl substances including perfluorooctane sulfonamides in a managed urban water body. *Environmental Science and Pollution Research*, **23**(11), 10382-92.
- Oddens, B.J., Boulet, M.J. 1997. Hormone replacement therapy among Danish women aged 45–65 years: Prevalence, determinants, and compliance. *Obstetrics & Gynecology*, **90**(2), 269-277.
- Ouslander, J.G. 1981. Drug prescribing for the elderly. *The Western Journal of Medicine*, **135**(6), 455-462.

- Quintana, J.B., Weiss, S., Reemtsma, T. 2005. Pathways and metabolites of microbial degradation of selected acidic pharmaceutical and their occurrence in municipal wastewater treated by a membrane bioreactor. *Water Research*, **39**(12), 2654-2664.
- Radjenovic, J., Petrovic, M., Barceló, D. 2007. Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **387**(4), 1365-1377.
- Rauert, C., Shoieb, M., Schuster, J.K., Eng, A., Harner, T. 2018. Atmospheric concentrations and trends of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) and volatile methyl siloxanes (VMS) over 7 years of sampling in the Global Atmospheric Passive Sampling (GAPS) network. *Environmental Pollution*, **238**, 94-102.
- Richter, E., Roller, E., Kunkel, U., Ternes, T.A., Coors, A. 2016. Phytotoxicity of wastewater-born micropollutants – Characterisation of three antimycotics and a cationic surfactant. *Environmental Pollution*, **208, Part B**, 512-522.
- Rodrigues, A.D., Roberts, E.M., Mulford, D.J., Yao, Y., Ouellet, D. 1997. Oxidative Metabolism of Clarithromycin in the Presence of Human Liver Microsomes. *Major Role for the Cytochrome P4503A (CYP3A) Subfamily*, **25**(5), 623-630.
- Sabourin, L., Duenk, P., Bonte-Gelok, S., Payne, M., Lapen, D.R., Topp, E. 2012. Uptake of pharmaceuticals, hormones and parabens into vegetables grown in soil fertilized with municipal biosolids. *Science of The Total Environment*, **431**, 233-236.
- Schlummer, M., Gruber, L., Fiedler, D., Kizlauskas, M., Müller, J. 2013. Detection of fluorotelomer alcohols in indoor environments and their relevance for human exposure. *Environment International*, **57**, 42-49.
- Scott, B.F., Spencer, C., Mabury, S.A., Muir, D.C.G. 2006. Poly and perfluorinated carboxylates in north American precipitation. *Environmental Science and Technology*, **40**(23), 7167-7174.
- Sharma, B.M., Bharat, G.K., Tayal, S., Larssen, T., Bečanová, J., Karásková, P., Whitehead, P.G., Futter, M.N., Butterfield, D., Nizzetto, L. 2016. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in river and ground/drinking water of the Ganges River basin: Emissions and implications for human exposure. *Environmental Pollution*, **208**, 704-713.
- Shenker, M., Harush, D., Ben-Ari, J., Chefetz, B. 2011. Uptake of carbamazepine by cucumber plants – A case study related to irrigation with reclaimed wastewater. *Chemosphere*, **82**(6), 905-910.
- Smith, J.W.N., Beuthe, B., Dunk, M., Demeure, S., Carmona, J.M.M., Medve, A., Executive), M.J.S.S., Pancras, T., Schrauwen, G., Held, T., Baker, K., Ross, I., Slenders, H. 2016. Environmental fate and effects of polyand perfluoroalkyl substances (PFAS). Concawe & ARCADIS.
- Socialstyrelsen. 2017. Statistik om hjärtinfarkter 2016.
- Socialstyrelsen, S. 2015. Läkemedel – statistik för år 2014. Socialstyrelsen.
- Stülten, D., Zühlke, S., Lamshöft, M., Spiteller, M. 2008. Occurrence of diclofenac and selected metabolites in sewage effluents. *Science of The Total Environment*, **405**(1–3), 310-316.
- Svenskt Vatten. 2015. Pfasa ut Pfas! En rapport om högfluorerade ämnen i konsumentprodukter.
- Toms, L.M., Calafat, A.M., Kato, K., Thompson, J., Harden, F., Hobson, P., Sjodin, A., Mueller, J.F. 2009. Polyfluoroalkyl chemicals in pooled blood serum from infants, children, and adults in Australia. *Environmental science & technology*, **43**(11), 4194-9.
- USEPA. 2005. Supplemental guidance for assessing susceptibility from early-life exposure to carcinogens.

- Vasskog, T., Berger, U., Samuelsen, P.J., Kallenborn, R., Jensen, E. 2006. Selective serotonin reuptake inhibitors in sewage influents and effluents from Tromsø, Norway. *Journal of Chromatography* **1115**(1), 187-195.
- Weigel, S., Berger, U., Jensen, E., Kallenborn, R., Thoresen, H., Hühnerfuss, H. 2004. Determination of selected pharmaceuticals and caffeine in sewage and seawater from Tromsø/Norway with emphasis on ibuprofen and its metabolites. *Chemosphere*, **56**(6), 583-592.
- Velázquez, Y.F., Nacheva, P.M. 2017. Biodegradability of fluoxetine, mefenamic acid, and metoprolol using different microbial consortiums. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(7), 6779-6793.
- Vento, S.D., Halsall, C., Gioia, R., Jones, K., Dachs, J. 2012. Volatile per- and polyfluoroalkyl compounds in the remote atmosphere of the western Antarctic Peninsula: an indirect source of perfluoroalkyl acids to Antarctic waters? *Atmospheric Pollution Research*, **3**(4), 450-455.
- Vierke, L., Staude, C., Biegel-Engler, A., Drost, W., Schulte, C. 2012. Perfluorooctanoic acid (PFOA) — main concerns and regulatory developments in Europe from an environmental point of view. *Environmental Sciences Europe*, **24**(1), 16.
- Williams, M.C., Helton, E.D., Goldzieher, J.W. 1975. The urinary metabolites of 17 α -ethynylestradiol-9 α ,11 β -3H in women. Chromatographic profiling and identification of ethynyl and non-ethynyl compounds. *Steroids*, **25**(2), 229-46.
- Winker, M., Clemens, J., Reich, M., Gulyas, H., Otterpohl, R. 2010. Ryegrass uptake of carbamazepine and ibuprofen applied by urine fertilization. *Science of The Total Environment*, **408**(8), 1902-1908.
- Winker, M., Vinnerås, B., Muskulus, A., Arnold, U., Clemens, J. 2009. Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresource Technology*, **100**(18), 4090-4096.
- Yang, L., Yu, X., Wang, M., Li, J., Wang, Y., Zhao, Y., Wu, Y. 2015. [Analysis of perfluoroalkyl substances precursors in human milk from 12 provinces of China]. *Zhonghua Yu Fang Yi Xue Za Zhi*, **49**(6), 529-33.
- Yang, X., Huang, J., Zhang, K., Yu, G., Deng, S., Wang, B. 2014. Stability of 6:2 fluorotelomer sulfonate in advanced oxidation processes: degradation kinetics and pathway. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**(6), 4634-4642.
- Yasar, Ü., Forslund-Bergengren, C., Tybring, G., Dorado, P., Llerena, A., Sjöqvist, F., Eliasson, E., Dahl, M.-L. 2002. Pharmacokinetics of losartan and its metabolite E-3174 in relation to the CYP2C9 genotype. *Clinical Pharmacology & Therapeutics*, **71**(1), 89-98.
- Zorita, S., Mårtensson, L., Mathiasson, L. 2009. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. *Science of The Total Environment*, **407**(8), 2760-2770.

Screening av befintliga data avseende halter av oönskade substanser i spillvatten

Katarina Hansson, Ann-Sofie Allard och Jenny Lexén, IVL

IVL Svenska Miljöinstitutet har på uppdrag av VA-organisationer inom VA-klustret Mälardalen sammanställt, analyserat och tillgängliggjort data över oönskade substanser i spillvatten och inkommande vatten till reningsverk. De sammanställda data har också kopplats till ämnen från åtta olika reglerings- och bevakningslistor relevanta för matrisen Vatten. Syftet med projektet var att ge ett underlag för identifiering av vilka ämnen som bör vara relevanta för VA-organisationerna att arbeta vidare med i deras uppströmsarbete och att utifrån listan med reglerade ämnen identifiera kunskapsluckor gällande ämnen för vilka mätningar i dagsläget saknas.

Totalt samlades det in ca 4900 värden, både via dataleveranser från VA-organisationer och via uttag från Naturvårdsverkets screeningdatabas. Närmare 600 ämnen eller ämnesgrupper finns representerade i sammanställningen som är tillgänglig att ladda ner från VA-kluster Mälardalens webbsida (www.va-malardalen.se). Data kommer från olika mätprogram och kampanjer samt nationella screeningsprogram av nya kemikalier i miljön.

Sammanställningen visar att läkemedelssubstanser, flamskyddsmedel och PFAS är ämnesgrupper som det finns flest mätningar av i matriserna spillvatten och inkommande vatten till reningsverk. Resultaten visar också att av de ämnen som ingår i studerade regleringar och bevakningslistor (211 st. totalt) har 137 blivit provtagna av en eller flera av medlemmarna inom VA-kluster Mälardalen. Information om ca 20 ämnen på bevaknings- och regleringslistorna ingick inte i datasammanställningen (metaller, näringsämnen, etc). Dataluckorna utifrån reglerade ämnen är inte stora, dock är vissa ämnen uppmätta endast vid enstaka tillfällen. Andra organiska ämnen finns med bland uppmätta ämnen men som en specifik isomer eller blandning som inte överensstämmer med de reglerade motsvarigheterna (t.ex. BDE47 men inte PBDE). Bland de ämnen som finns med på reglerings- och bevakningslistorna men som saknas i databasen finns bl.a. ett mindre antal läkemedelssubstanser.

Utifrån datafrekvensanalysen kan konstateras att flera ämnen som ingår i olika undersökningar detekteras alltid eller väldigt ofta både i inkommande vatten till reningsverk och i spillvatten längre upp i avloppsnätet. Exempel på sådana ämnen är PFOA, PFOS och DEHP. Det finns också exempel på ämnen som ingått i mätningar men som endast kunnat identifieras vid enstaka tillfällen eller inte alls, till dessa hör vissa andra PFAS och läkemedelssubstanser. Flertalet av dessa ämnen kan vara sådana som ingår i större analyspaket som olika laboratorier erbjuder.

Det insamlade dataunderlaget bör ses som ett steg i ett mer samordnat uppströmsarbete inom VA-klustret Mälardalen och ska kunna utgöra ett verktyg för prioritering av ämnen i befintliga och nya mätprogram. För att databasen inte ska vara statisk bör den med jämna mellanrum uppdateras med nya data som samlas in av klustrets medlemmar.

Ovanstående är sammanfattningen av en screening som i sin helhet finns publicerad i rapporten:

Hansson, K., Allard, A.-S. & Lexén, J. 2017. Screening av befintliga data avseende halter av oönskade substanser i spillvatten. Rapport B2295, IVL – Svenska Miljöinstitutet.

Databasen med mätvärdena är fritt tillgänglig i excelformat för användning och komplettering på adress:

http://www.va-malardalen.se/download/18.1369484715f59ce4bab1db7/1512391813992/Spillvatten_VA%20klus-ter_20171031.xlsx

Fördelningen av läkemedel i reningsverk

Jesper Olsson, Uppsala vatten/MDH

Inledning och bakgrund

Till ett reningsverk kommer det ständigt aktiva läkemedelssubstanser via avloppsvatten. Huvudsakligen kommer dessa läkemedel från urinen och fekalerna från människor som använder medicin samt från felaktig hantering av överblivna läkemedel (Helmfrid & Eriksson, 2010).

I reningsverken varierar reduktionen för läkemedlen beroende på deras benägenhet till fastläggning till slam, biologisk nedbrytning, fullständig eller till olika metaboliter.

Flera studier har genomförts på förekomst och nedbrytning av läkemedel i kommunalt avloppsvatten och slam (Wahlberg et al. 2010, Falås et al. 2012a, Falås et al. 2012b, Kümmerer 2009). I denna litteraturgenomgång presenteras några av dessa nationella och internationella studier. En mer detaljerade genomgång presenteras av den studie som genomförts på olika vatten och slamströmmar vid Västerås reningsverk (Kungsängsverket) 2015 (Olsson et al., 2016).

Förekomst av läkemedel i inkommande avloppsvatten samt deras reduktion i reningsverket

Förekomsten av läkemedelsrester i inkommande avloppsvatten beror på användningen av olika läkemedelssubstanser i samhället. I Stockholm genomfördes en större undersökning 2009 av läkemedel i samhället kopplat till reningsverken i Stockholmsområdet. Av 96 analyserade substanser kunde man i inkommande avloppsvatten till Henriksdal och Bromma reningsverk återfinna 75 ämnen i varierande halter. I utgående avloppsvatten fanns samma antal ämnen men i betydligt lägre koncentrationer. Förutom koffein ($> 100\,000$ ng/l) som huvudsakligen kommer från kaffedrickande fann man höga halter av några smärtstillande och antiinflammatoriska substanser (paracetamol, ibuprofen, naproxen och ketoprofen) i inkommande spillvatten. I inkommande avloppsvatten till Henriksdals reningsverk uppmättes 85 200 ng/l av paracetamol, 8 550 ng/l av ibuprofen, 3 160 ng/l av naproxen och 1 340 ng/l av ketoprofen. Dessa substanser är lättnedbrytbara i vattenfasen och reduktionsgraden i reningsverket var 99,9 % för paracetamol, 99,7 % för ibuprofen, 86 % för naproxen och 81 % för ketoprofen (Wahlberg et al. 2010).

Även några blodtryckssänkande och vätskedrivande substanser (atenolol, metoprolol och furosemid) förekom i koncentrationer över 1 000 ng/l i inkommande spillvatten till Henriksdals reningsverk.

I utgående renat spillvatten förekom furosemid, metoprolol, hydroklortiazid, atenolol, tramadol och naproxen i högst halter, från 500 - 1 000 ng/l.

Reduktionsgraden i Henriksdals reningsverk överskred 80 % för 15 av de 96 analyserade läkemedelssubstanserna. Förutom de smärtstillande substanserna avskiljdes också så kallade bredspektrumantibiotika (ciprofloxacin, norfloxacin, tetracyklin) väl från inkommande vatten liksom svampmedlet ketokonazol. Dock hamnar den senare substansen till stor del i slammet i stället för att brytas ner. Flera läkemedel verkade ha en negativ reduktion i reningsverken exempelvis metoprolol, tramadol och hydroklortiazid. En möjlig förklaring som angavs var att ämnet kanske förelåg delvis som konjugat

i inkommande vatten och dekonjugerades till modersubstans i reningsprocessen. Eftersom det var modersubstansen som analyserades i in- och utgående vatten syntes inte de konjugerade substanserna vid analysen (Wahlberg et al. 2010).

De naturliga hormonerna östriol och östron reducerades med 98 % i Henriksdals RV. För det syntetiska p-pilleröstroget etinylestradiol kunde reduktionen inte beräknas på grund av för låga halter i inkommande och utgående spillvatten (Wahlberg et al. 2010).

I studien utförd av Olsson et al. (2016) analyserades 24 läkemedelssubstanser i både spillvattenströmmar och slamströmmar på reningsverket i Västerås (Kungsängsverket). De vattenprov som lämnades in för analys var flödesproportionella veckomedel för att få så representativa resultat som möjligt. Inkommande vatten visade, liksom i studien utförd av Wahlberg et al. (2010), på höga halter koffein ($> 100\,000$ ng/l) samt höga halter av de smärtstillande och antiinflammatoriska substanserna ibuprofen ($13\,600$ ng/l), och naproxen ($7\,900$ ng/l). Det fanns dock endast låga halter av paracetamol och ketoprofen i det inkommande vattnet. Reduktionsgraden för ibuprofen och naproxen i reningsverket var 95 % respektive 76 %. Orsaken till den lägre reduktionsgraden i Västerås reningsverk jämfört med Henriksdals reningsverk (Wahlberg et al. 2010) skulle kunna vara den kortare uppehållstiden för vattnet och den lägre slamåldern i den biologiska reningen vid Kungsängsverket i Västerås. Det smärtstillande läkemedlet diklofenak återfanns i relativt höga halter (1500 ng/l) i inkommande vatten till Kungsängsverket. Reduktionsgraden i reningsverket var obefintlig vilket stämmer väl med vad som tidigare har rapporterats i andra studier (Falås et al. 2012a; Falås et al. 2012b).

De blodtryckssänkande substanserna atenolol, metoprolol, furosemid och hydroklortiazid förekom i höga halter ($2\,100 - 4\,500$ ng/l). Alla dessa substanser hade ingen eller t o m negativ reduktion i reningsverket (Olsson et al. 2016).

Läkemedelssubstansen karbamazepin som används mot epilepsi och alkoholabstinens visade sig ha en kraftigt negativ reduktion i reningsprocessen i Västerås med en ökning från 580 ng/l i inkommande vatten till 700 ng/l i utgående vatten. Karbamazepin utsöndras delvis som glukuronidkonjugat med urinen. Enligt Vieno et al. (2007) sker en enzymatisk nedbrytning av detta konjugat och frigörelse till modersubstansen i reningsprocess vilket ger en ökad halt av modersubstansen karbamazepin i utgående renat spillvatten.

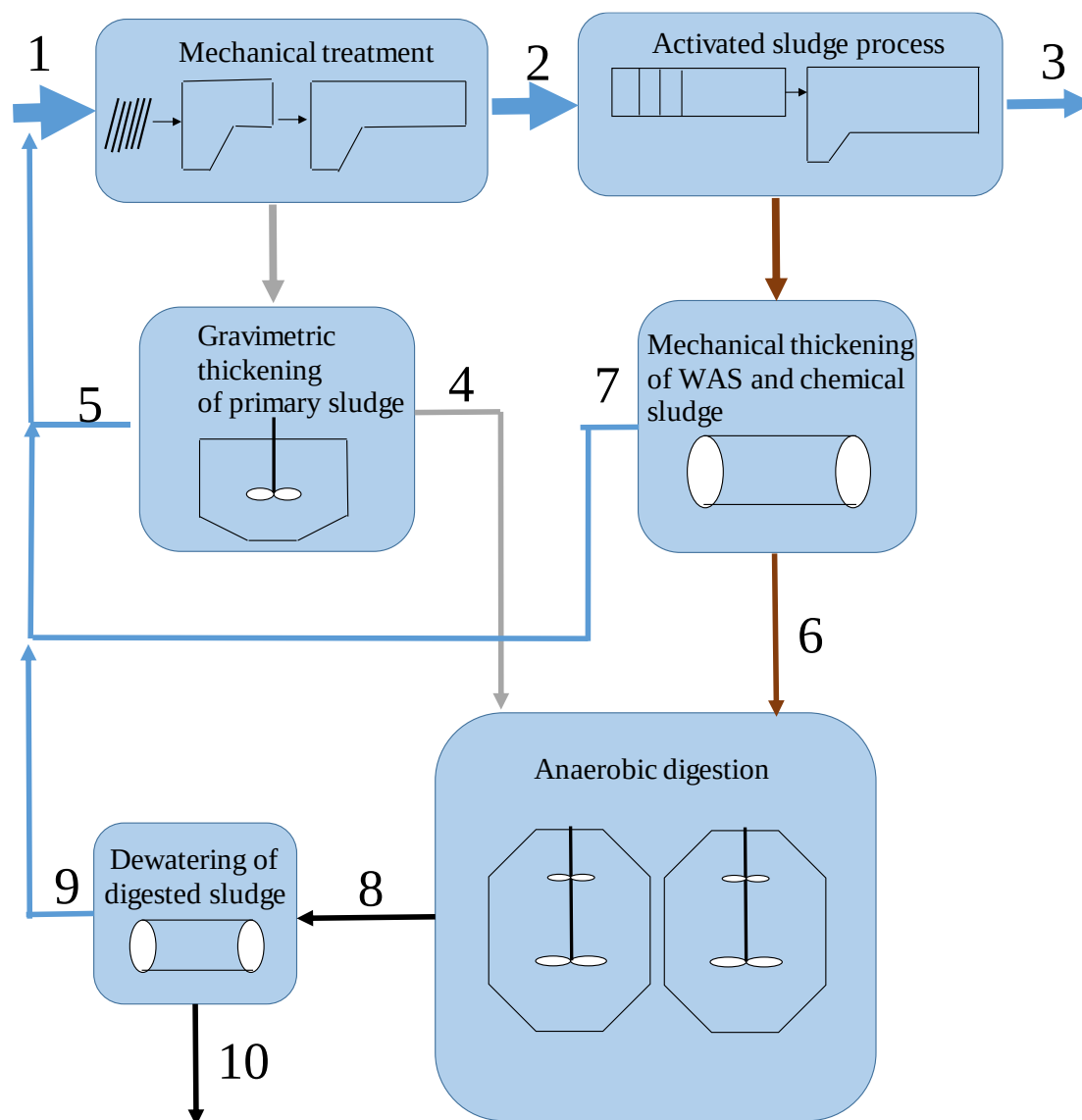
För att öka reduktionsgraden av olika läkemedelssubstanser i ett reningsverk kan olika åtgärder genomföras. Enligt Falås et al. (2012a) kan slamåldern i en aktivslamanläggning ha påverkan på de smärtstillande läkemedelssubstanserna naproxen och ketoprofen. I denna studie fann man att reduktionen var högre vid en slamålder på 7 dygn jämfört med 1-3 dygn. Reduktionsgraden för diklofenak var oavsett slamålder låg eller obefintlig. Dock visade Falås et al. (2012b) att en nitrifierande MBBR-process kan förbättra reduktionshastigheten av diklofenak jämfört med nitrifierande aktivslamanläggningar.

Mängden läkemedelssubstanser i primärslam och bioslam i Olsson et al. (2016) visade sig vara betydligt lägre än i vattenfasen. Halterna för vissa läkemedelssubstanser i slammet var dock i flera fall högre än vattenfasen. Exempelvis var halten diklofenak ca $19\,000$ ng/l i bioslammet medan citalopram (antidepressivt läkemedel) var $32\,000$ ng/l. Detta ska jämföras med $1\,650$ ng/l diklofenak respektive 547 ng/l citalopram i utgående renat vatten.

Fördelning av läkemedel i reningsverkets olika flöden

Olsson et al. (2016) mätte läkemedelshalter i 10 provpunkter från olika delar av reningsprocessen på Kungsängsverket i Västerås (figur 1). Proverna av inkommande

vatten, försedimenterat vatten och utgående vatten från den biologiska reningen (punkterna 1-3) togs som flödesproportionella veckomedelvärden. Primärslam, biologiskt slam, avvattnat rötat slam samt olika dekantat och rejektivatten (punkterna 4-7, 9 och 10) togs som stickprov en gång per dag under en vecka och blandades sedan samman till ett samlingsprov. Utgående slam från rötkamrarna (punkt 8) togs som ett stickprov eftersom en lång hydraulisk uppehållstid i rötkamrarna jämnar ut skillnaden mellan de olika dagarna under provveckan.



Figur 1. Siffrorna 1-10 markerar de olika punkter där prover togs i reningsverket i Västerås (Kungsängsverket).

Resultaten av analyserna av proven från de olika punkterna presenteras i tabell 1. Koffein finns inte med bland resultaten eftersom det huvudsakligen inte kommer från läkemedel utan från kaffekonsumtion (mängden koffein i inkommande vatten uppgick till 190 µg/l). Analyserna visar att de flesta av de studerade läkemedelssubstanserna huvudsakligen stannar i vattenfasen. Detta överensstämmer med informationen i Ternes & Joss (2006). I tabell 2 presenteras de flöden från de 10 olika punkterna som använts vid beräkningarna.

Tabell 1. Uppmätta mängder i gram under 7 dygn av 21 läkemedel som detekterades i åtminstone någon av de olika provpunkterna (figur 1) i Kungsängsverket i Västerås (Olsson et al. 2016)

Läkemedel	Punkt									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g
Diklofenak	688	587	765	3	4	15	53	16	15	7
Furosemid	1477	960	1112	7	10	7	53	8	14	2
Hydroklorotiazid	1412	1114	1561	4	10	2	4	1	1	0
Ibuprofen	6304	5846	301	12	59	5	179	15	49	6
Naproxen	3649	3360	861	13	26	9	4	0	1	0
Warfarin	5	4	4	0	0	0	0	0	0	0
Atenolol	1928	1429	2087	3	15	0	9	0	3	0
Amlodipin	0	0	0	3	0	6	0	10	0	8
Bisoprolol	242	191	296	1	2	1	5	1	1	15
Karbamazepin	267	205	325	7	5	1	32	9	9	4
Citalopram	187	150	254	52	1	13	2	36	1	35
Fluoxetin	7	7	9	2	0	2	0	4	0	4
Ketoprofen	266	300	252	0	2	0	3	0	1	0
Metoprolol	982	577	1043	14	7	3	42	10	11	8
Oxazepam	333	258	398	2	2	3	5	2	1	2
Paracetamol	0	0	0	2	0	0	0	1	0	2
Propranolol	48	45	82	4	0	3	3	6	1	5
Ranitidin	496	375	496	0	2	0	2	0	1	0
Sertralin	35	41	31	15	0	26	3	40	1	38
Simvastatin	21	49	0	0	0	0	0	0	0	0
Terbutalin	48	35	42	0	0	0	3	0	1	0
Totalt	18395	15533	9919	144	147	97	402	162	110	136
Av inkommande, %	100,0	84,4	53,9	0,8	0,8	0,5	2,2	0,9	0,6	0,7

Tabell 2. Uppmätta flöden i de olika provpunkterna

Punkt	Flöde m ³ /d
1	464352
2	464352
3	464352
4	1512
5	3310
6	790
7	8200
8	2300
9	2242
10	255

Diskussion om fördelningen till utgående vatten och avvattnat slam%%

Det totala inflödet av de studerade läkemedelssubstanserna under den aktuella provtagningsveckan i Kungsängsverket i Västerås var 139 mg/1000 invånare (Olsson et al. 2016). Av den under veckan inkommande mängden läkemedel till reningsverket, 18395 g totalt för de 21 detekterade läkemedlen återfanns 54 %, 9 919 g, i utgående vatten (tabell 1). Motsvarande andel för Henriksdals reningsverk var 46 % (Wahlberg et al., 2010).

Av den totala inkommande mängden läkemedel till Kungsängsverket under provtagningsveckan, var det endast 0,7 % eller 136 g, som återfanns i slammet (tabell 1; Olsson et al., 2016). Detta överensstämmer väl med de 0,9 % av den totala inkommande mängden läkemedel till Henriksdalsverket som återfanns i slammet, 189 kg/år av totalt inkommande 20482 kg/år (Wahlberg et al., 2010). Variationen mellan olika läkemedel vad gäller andel som återfanns i slammet var emellertid stor. I Henriksdalsverket varierade andelen för de 44 läkemedel mellan 0,1 % och 150 % i slammet med ett massvägt genomsnitt för dessa 44 ämnen på 11 % och ett ämnesvägt genomsnitt på 26 % (Wahlberg et al., 2010). I Kungsängsverket kunde andelen läkemedelsrester i slammet beräknas för 18 läkemedel. I detta fall varierade dessa ämnen mellan 0 och 108 %,

med ett massvägt genomsnitt för dessa ämnen på 0,7 % och ett ämnesvägt genomsnitt på 12 % (tabell 3). Data från dessa båda mätningarna visar att de läkemedel som återfinns med stora andelar i slammet i huvudsak var läkemedel vars flöden var små, medan det från läkemedlen med stora flöden i huvudsak endast återfanns små andelar i slammet.

På motsvarande sätt förhöll det sig med andelen läkemedelsrester i utgående vatten och andelen som bröts ned. Av tabell 1 framgår att av de inkommande läkemedeln till Kungsängsverket återfanns 53,9 % i utgående vatten och 0,7 % i avvattnat slam, vilket innebär att 45,4 % av de inkommande läkemedeln reducerades i reningsverket. Detta är massvägda genomsnitt. I genomsnitt för enskilda läkemedel, alltså ämnesvägda genomsnitt, återfanns i genomsnitt 99 % i utgående vatten och 12 % i slammet, vilket innebär att i genomsnitt för läkemedlen ökade mängden läkemedel med 11 % i reningsverket (tabell 3).

Data från de båda reningsverken Kungsängsverket i Västerås (Olsson et al., 2016) och Henriksdalsverket i Stockholm (Wahlberg et al., 2010) visar hur olika andelen av läkemedlen som hamnar i slammet kan framställas. Totalflödet av de detekterade läkemedlen som hamnade i slammet var i båda fallen under en procent av det inkommande läkemedelsflödet. Om man däremot bara räknar för de läkemedel vars fördelning från inkommande vatten till slam kunde beräknas var andelen som gick till slam 26 % räknat som ämnesvägt genomsnitt och 11 % räknat som massvägt genomsnitt för Henriksdal, medan motsvarande siffror för Kungsängsverket var 12 % respektive 0,7 %. Dessa genomsnittssiffror, från 0,7 % till 26 % beskriver en och samma verklighet! Detta visar att denna verklighet är komplex och för att beskriva den väl och nyanserat bör man beräkna den genomsnittliga andelen som hamnar i slammet på flera olika sätt.

Tabell 3. Andelen av inkommande läkemedel (1 In) som återfanns i utgående renat vatten (3 Ut), i avvattnat rötslam (10 Slam) och som bröts ned i reningsverket i procent av inkommande mängd läkemedel för de 18 substanser som detta kunde beräknas för (Olsson et al., 2016)

Läkemedel	Punkt			Nedbrutet
	1 In %	3 Ut %	10 Slam %	
Diclofenak	100	111	1	-12
Furosemid	100	75	0	25
Hydroklorotiazid	100	111	0	-11
Ibuprofen	100	5	0	95
Naproxen	100	24	0	76
Warfarin	100	72	0	28
Atenolol	100	108	0	-8
Bisoprolol	100	123	6	-29
Karbamazepin	100	122	2	-23
Citalopram	100	136	18	-54
Fluoxetin	100	136	60	-96
Ketoprofen	100	95	0	5
Metoprolol	100	106	1	-7
Oxazepam	100	119	0	-20
Propranolol	100	172	11	-83
Ranitidin	100	100	0	0
Sertralin	100	87	108	-95
Terbutalin	100	88	0	12
Genomsnitt	100	99	12	-11

Överensstämmelsen mellan de båda studierna (Olsson et al., 2016; Wahlberg et al., 2010) var god, inte bara vad gäller den genomsnittliga, maximala och minimala, andelen som återfanns i slammet av inkommande mängd för alla detekterade läkemedel utan även god för vilka ämnen som återfanns i stor, respektive liten andel i slammet. I båda studierna återfanns relativt stora andelar i slammet av läkemedlen citalopram

(18 % i Kungsängsverket och 47 % i Henriksdalsverket), fluoxitin (60 % respektive 54 % och setralin (108 %, respektive 86 %). Förutom dessa tre läkemedel kvantifierade Wahlberg et al. (2010) att mer än 15 % av inkommande mängd hamnade i slammet för följande läkemedel amiloridi (17 % hamnade i slammet), amiodaron (18 %), amlodipin (25 %), ciprofoxacin (17 %), desloratadin (100 %), etinylestradiol (24 %; Wahlberg, 2010), felodipin (39 %), ketokonazol (145 %), klozapin (24 %), mianserin (23 %), nelfinavir (39 %), norfloxacin (23 %), paroxetin (150 %), propranolol (21 %), tamoxifen (48 %), tetracyklin (86 %) och zolpidem (27 %). Sammanlagt var det i studien av Henriksdals reningsverk (Wahlberg et al., 2010; Wahlberg, 2010) 21 läkemedel av de 44 för vilka andelen i slammet kunde beräknas, som återfanns i mer än 15 % av inkommande mängd i slammet. För studien av Olsson et al. (2016) gällde samma sak för tre av 18 läkemedel. I båda fallen var det dock mindre än 1 % av den sammanlagda kvantifierade inkommande läkemedelsmängden som återfanns i slammet.

Överensstämmelsen mellan de båda studierna (Wahlberg et al., 2010; Olsson et al. 2016) var god också för andelen av inkommande som hittades i slammet av de båda svårnedbrytbara läkemedlen diklofenak (båda <2 % i slammet) och karbamazepin (båda ≤6 %).

Slutsatser

Överensstämmelsen mellan två studier, Wahlberg et al. (2010) och Olsson et al. (2016) av hur olika läkemedel fördelar sig i reningsverket till slam respektive till utgående vatten är god. I båda studierna hamnade runt hälften, 46 respektive 54 % i utgående vatten medan mindre än en procent av inkommande läkemedel i slammet. Trots detta återfanns för några läkemedel en betydande andel av den inkommande mängden i slammet. I studien av Olsson et al. (2016) återfanns mer än 15 % av inkommande substansflöde i slammet för tre av de 18 läkemedelssubstanser som denna andel kunde beräknas för och i studien av Wahlberg et al. (2010) var motsvarande siffror 21 av 44 läkemedelssubstanser.

Referenser

- Falås P., Andersen H. R., Ledin A., 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., Baillon-Dhumez A., Andersen H.R., Ledin A., la Cour Jansen J. 2012b. Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals. *Water Research*, **46**(4), 1167-1175.
- Helmfrid, I., Eriksson, C. 2010. Läkemedelsrester från sjukhus och avloppsreningsverk. Rapport 2010:1, Landstinget i Östergötland. Linköping
- Kümmerer, K. 2009. The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use – present knowledge and future challenges. *Journal of Environmental Management*, **90**(8), 2354-2366.
- Olsson J., Juszkievicz A., Schwede S., Nehrenheim E., Thorin E. 2016. Comparative study pharmaceutical residues in wastewater and sludge from microalgae plant and an activated sludge process. 5th international conference on industrial and hazardous waste management. Crete 2016.
- Ternes, T., Joss, A. (Red.). 2006. Human pharmaceuticals, hormones and fragrances. IWA Publishing.
- Vieno, N., Tuhkanen, T., Kronberg, L. 2007. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. *Water Research*, **41**(5): 1001-1012.

- Wahlberg, C. 2010. Rättelseblad till rapporten "Läkemedelsrester i Stockholms Vattenmiljö. Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten". Stockholm Vatten. Stockholm.
- Wahlberg, C., Björleinius, B., Paxéus N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö Förekomst, förebyggande åtgärder och rening av avloppsvatten. Stockholm Vatten. Stockholm.

Kunskap och rekommendationer om lokala åtgärder vid källan

Erik Levlin, KTH

Som alternativ till att rena avlopp från miljöfarliga ämnen centralt kan frågan ställas om det finns metoder/processer för att minska tillförsel lokalt av miljöfarliga organiska ämnen till avloppsnätet? De flesta reningsmetoder går ut på att ta bort miljöfarliga organiska ämnen från reningsverkets utflöde. Halterna av miljöfarliga organiska ämnen är så låga att andra föroreningar i avloppet som förekommer i större koncentrationer i regel först måste tas bort innan en effektiv rening kan åstadkommas.

Åtgärder för att minska utsläpp från hushåll och verksamheter anslutna till avloppsnätet är viktiga. När det gäller industrier och verksamheter beror åtgärderna på vilken process industrin eller verksamheten använder varför generella åtgärder för industrier inte kan identifieras. Dock gäller att om en industri eller verksamhet släpper ut miljöfarliga ämnen som är svåra att rena bort, så är inte den allmänna VA-organisationen skyldig att ta emot det utan krav kan ställas på att ämnet inte får släppas ut. För hushållen gäller att vidta åtgärder för att påverka användningen av olika produkter som kan bidra med farliga ämnen till avloppet.

En verksamhet som kommit i fokus vad gäller tillförsel av läkemedel till avloppet är sjukhus. Vad gäller tillförsel av miljöfarliga ämnen till avloppet kan även val av ledningsmaterial ha betydelse.

Exempel på åtgärder som handlar om sjukhusavlopp och ledningsmaterial är:

- Lokal rening eller avlastning av läkemedel från sjukhusavlopp genom:
 - o urinsortering med rening (Eskebaek, 2016).
 - o enzymtillsats i toastolen (Karlsson-Ottosson, 2016).
 - o superkritisk vattenoxidation (Aquarden Technologies ApS, 2016)
- Ledningsmaterial bör inte:
 - o släppa ifrån sig farliga ämnen (Cheng et al., 2016, Skjevrak et al., 2003).
 - o släppa igenom farliga ämnen (Holsen et al., 1991)

Rening av sjukhusavlopp

Sjukhusavloppsvatten bidrar till spridning av föroreningar i miljön på grund av hög belastning av läkemedel och hormonstörande ämnen (Cruz-Morató et al., 2014). Halterna av läkemedelsrester är högre i sjukhusavlopp än i annat avlopp på grund av stor läkemedelsanvändning på sjukhus (se bidraget "Läkemedel och högfluorerade ämnen i samhället..."). Detta gäller speciellt vissa läkemedel, som kontrastmedel och starka antibiotika som ges intravenöst. Vid reningsverket är inkommande avloppsvatten utspädd med avlopp från övriga delar av samhället, tillskottsvatten från t.ex. inläckage samt även med dagvatten, vilket ger lägre halter. Koncentrationen av olika läkemedel i sjukhusens avloppsvatten är cirka 2-150 gånger högre än i inkommande avlopp till reningsverken, beroende på den terapeutiska klassen av läkemedel (Verlicchi et al., 2010).

Ett separat reningsverk för sjukhusavlopp med efterföljande avancerad rening av läkemedelsrester är ett alternativ. Separat behandling av sjukhusavloppsvatten kan på grund av högre koncentrationer av läkemedelsrester gynna nedbrytning av dem (Kovalova et al., 2012). Först renas avloppsvattnet med en konventionell metod t.ex. en aktivslamprocess varefter vattnet renas från läkemedelsrester. Kovalova et al. (2012)

fann att 95 % av mikroföroreningarna i det biologiskt behandlade sjukhusavloppsvattnet som går till efterbehandlingarna består av joderade kontrastmedium (ICM). Olika metoder att rena avloppet vid sjukhuset från miljöfarliga organiska ämnen har studerats. Metoder som kan ta bort läkemedelsrester och andra miljöfarliga organiska ämnen är från avloppsvattnet:

- Enzymer
- Ozon
- Aktivt kol.

Verlicchi et al. (2010) gör en översikt över organiska miljöföroreningar och rekommenderar separat rening för sjukhusavlopp samt beskriver olika reningsmetoder som kan användas. Först används biologisk rening, därefter membran/ultrafiltrering varefter ozon och aktivt kol kan användas som slutsteg för att ta bort läkemedelsrester. Kovalova et al. (2012) studerade reningseffekten vid ett pilotreningsverk i Baden med membranbioreaktor, MBR, kombinerat med aktivt kol (PAC), ozon och UV-ljus. Elimineringen av analyserade läkemedel och metaboliter exklusive joderat kontrastmedel ICM var för var och en av ozon, PAC, och UV vid samma betingelser var 90 %, 86 %, respektive 33 %. Kombinerade behandlingar med ozon och väteperoxid (O_3/H_2O_2) eller UV-ljus och titandioxid (UV/ TiO_2) förbättrade inte elimineringen jämfört med enskilda behandlingar med ozon och UV-ljus.

En metod för att rena avloppsvatten och i samma process eliminera läkemedelsrester är superkritisk vattenoxidation som har testats för att rena avloppsvatten från Rigshospitalet i Köpenhamn (Aquadren Technologies ApS, 2016). 60 olika läkemedel analyserades vilka nästan alla reducerades till under detektionsgränsen (i de flesta fall 10 ng/L) förutom ciprofloxacin (antibiotika) som reducerades från 26 000 till 51 ng/L. Alla analyserade läkemedelshalter i det renade vattnet låg under PNEC. Vid superkritisk vattenoxidation oxideras organiskt avfall i superkritiskt vatten. Vattnet värms till över 374°C, trycket ökas till över 220 bar och syrgas tillsätts, varvid allt organiskt material oxideras till koldioxid, vatten och kvävgas (Gidner et al., 2000). Därmed får man ett vatten som är så rent att det inte behöver renas i det kommunala avloppsreningsverket.

Källsorterad urin kan ha höga koncentrationer av läkemedel. Eftersom urinen är huvudsaklig utsöndringsvägen för många läkemedel, skulle källsortering av urin kombinerat med rening av den källsorterade urinen kunna vara en intressant metod för att minska inflödet av läkemedel i avloppssystemet. Eskebaek (2016) studerade rening av antibiotikahaltig urin med tre metoder; oxidation (ozon), enzymer och biokol. Enzymer från Pharem Biotech testades dels i ett skakförsök där en enzymvätska blandades med antibiotikahaltig urin och dels i ett filtreringsförsök där antibiotikahaltig urin fick passera ett enzymfilter. Försöken med biokol gjordes dels som ett kolonnförsök, där antibiotikahaltig urin fick passera en kolonn packad med biokol och dels genom skaktester. Försöken visade att rening med biokol fungerade bäst. Ozon hade ingen effekt på koncentrerad urin och viss effekt på utspädd urin. Enzymerna gav i denna studie ingen effekt på antibiotikahaltig urin.

En metod att specifikt rena sjukhusavlopp från miljöfarliga ämnen kan vara att använda enzymer. Vid Akademiska sjukhuset i Uppsala har gjorts försök att rena avlopp från läkemedel vid källan med enzymer (Karlsson-Ottosson, 2016). Enzymerna frigörs från ett block som fästs på kanten av toalettens insida. Enzymerna är utvalda för att bryta ner fem läkemedel som valts ut i pilotprojektet dels tre antibiotika, trimetoprim, doxycyklin

och ciprofloxacin samt diklofenak och metoprolol. Vid varje spolning frigörs enzymer som ska börja bryta ner läkemedelsrester när enzymerna kommer i kontakt med läkemedlen i avloppsvattnet. Bakom metoden står företaget Pharem Biotech som testar och optimerar tekniken på Hammarby Sjöstadsverk (IVL, 2016). Om man får den att fungera kan antibiotika brytas ned tidigt i avloppssystemet, vilket väsentligt bör kunna minska storleken på de ekosystem som har så hög koncentration av antibiotika så att utvecklingen av antibiotikaresistenta bakterier gynnas. Om det fungerar väl skulle alla som får vissa läkemedel utskrivna kunna få med enzyblock att sätta i toaletten för att bryta ned det specifika läkemedlet.



Figur 1. Block för rening med enzymer i toalettstol (Karlsson-Ottosson, 2016).

Svebrant et al. (2018) gjorde dock en testning i sjukhusmiljö under 16 veckor med 261 anslutna toaletter varvid de med dagliga prover analyserade 102 olika läkemedelsrester. Försökstiden delades upp i fyra veckorsperioder som fördelades slumpmässigt, där 2 veckor var med block och 2 utan. De hittade 51 läkemedelsrester men i en statistisk analys med jämförelse av toaletter med och utan reningsblock fann de ingen signifikant skillnad. För vissa läkemedelsrester (atenolol, klindamycin och flukonazol) gav blocken en signifikant minskad halt, medan för andra (atorvastatin, mirtazapin, metronidazol och tetracyklin) blev halterna högre. Slutsatsen var att blocken inte var effektiva för att generellt minska halterna av läkemedelsrester.

Vid användning i avlopp med en stor mängd annat organiskt material i mycket högre koncentrationer än läkemedelsresterna är dock frågan i vilken utsträckning frigjorda enzymer kan reagera med eller absorberas av andra organiska föroreningar än läkemedelsresterna, vilket kan reducera effekten av enzymerna.

Val av ledningsmaterial

En källa för miljöfarliga organiska ämnen är plaströr, varför val av rörmaterial som inte släpper ifrån sig ämnen är en åtgärd som kan minska mängden miljöfarliga ämnen i avloppsvattnet. Av vattenledningsnätet i Sverige år 2008 bestod 12,5 % av PVC, polyvinylklorid, och 22,4 % av PE, polyetylen (Malm et al., 2011). Av avloppsnätet var 14,4 % PVC och 5,8 % PE. Plaströr började användas i Sverige i mitten på 1950-talet och numera används plaströr vid nästan all rörläggning. I en undersökning om miljö och hälsorisker från olika plastmaterial bedömdes polypropen och polyeten ge de lägsta riskerna (Lithner, 2011). Ransom Stern & Lagos (2008) har gjort en sammanställning av hälsorisker för olika ämnen som kan lösas ut från plaströr.

Vid vattenexponering av åldrande polymerrör migrerar polära, lågmolekylära föreningar i eller nära rörens yta till vattnet genom koncentrationsdriven diffusion (Whelton & Nguyen, 2013). De migrerade föroreningarna är mestadels små, polära molekyler, och migrationen är störst under den initiala exponeringsperioden varefter den minskar. Diffusion genom amorfa eller lågkristallina material är snabbare än i högre kristallina material av samma typ (t ex LDPE, lågdensitetspolyetylen, jämfört med HDPE, högdensitetspolyetylen) och tvärbunden polymer PEX begränsar diffusionen. Främst kortkedjiga och polära molekyler som har god vattenlöslighet löses ut eller associeras med vatten. Då den fria volymen i en polymer är större över glasövergångstemperaturen, T_g , är diffusion och utlösning vid vattentemperatur över T_g mycket snabbare än diffusion under den. Ökad vattentemperatur ökar i allmänhet graden av utsläpp av föroreningar, och förhöjd temperatur används ofta i laboratorieförsök för att påskynda utlösningen. Utlösning av bly från plaströr rapporterades under åren 1950-1970. På grund

av toxicitet förbjöds blystabilisatorer vid PVC-rörproduktion i Sverige, Japan, Danmark och Nederländerna och ersattes med dyrare kalcium/zinkstabilisatorer.

I en undersökning av Sadiki et al. (1996) konstaterades att rör av PVC kan släppa ifrån sig tennorganiska föreningar. Tennorganiska föreningar används som antioxidanter för att förhindra nedbrytning av polymeren (Adams et al., 2011). De innehåller tenn i oxidationstillstånd (IV) och följer formeln R_nSnX_{4-n} där R = alkyl- eller arylgrupp, Sn = tenn och X = anjonisk förening. Di- och monosubstituerade former, R_nSnX_{4-n} och R_2SnX_2 , används vanligtvis som stabilisatorer till PVC.

Studier av Skjevrak et al. (2003) av utlösning från plaströr av HDPE, högdensitetspolyetylen, PEX, tvärbunden polyetylen, och PVC visade att HDPE-rör gav utlösning av 2,4-di-tert-butylperoxid, 2,4-DTBP, som är en känd nedbrytningsprodukt från antioxidanter, samt ett antal estrar, aldehyder, ketoner, aromatiska kolväten och terpenoider. Halterna av butylhexanoat i testvattnet var maximalt 300 ng/l, 2,4-DTBP var maximalt 14000 ng/l och halterna av total VOC, flyktiga organiska ämnen, var maximalt 8350 ng/l. PEX-rör gav en större utlösning, varvid halterna av MTBE, metyl-tert-butyl eter, i testvatten var maximalt 47600 ng/l och total VOC hade halter mellan 47600 och 5000 ng/l. PVC-rör gav lägst utlösning med halter av total VOC i testvatten på maximalt 280 ng/l. Kelly et al. (2014) studerade utlösning av ETBE, etyl-tert-butyleter, MTBE, metyl-tert-butyleter och TBA, tert-butanol, nedbrytningsprodukter av di-tert-butylperoxid, en krossbindningskatalysator för PEX. Med ett PEX-rörmaterial upptäcktes utlöst ETBE med koncentrationer som varierade från 3 till 179 mg/l. Koncentrationen minskade med tiden, men efter 30 dagar detekterades fortfarande 74,5 mg ETBE/l.

Nya polyetenrör kan läcka mellan <0,1 och 5 mg organiskt kol per liter efter tre dagar med vattenexponering (Denberg, 2009). En liten andel av dessa är fenoler, ketoner och kinoner, och två av de vanligaste föreningarna finns i koncentrationer upp till 16 µg /l 2,6-di-tert-butyl-p-bensokinon och 44 µg /l 7,8-di-tert-butyl-l-oxaspiro(4,5)eca-6,9-dien-2,8-dion. Ämnen som diffunderar ut ur plasten är dels tillsatser som antioxidanter, nedbrytningsprodukter från antioxidanter samt brutna PE-kedjor som i allmänhet har en funktionell polär syregrupp, som alkohol, keton, aldehyd och karboxylsyror. Bildandet av nedbrytningsprodukter av antioxidanter sker dels vid tillverkningen då extruderings-temperaturen är högre än glasövergångstemperaturen och de mekaniska krafterna både vid blandning av granulaten och när polymeren pressas genom munstycket, orsakar en initiering av kedjenedbrytningsprocesser. Dels bildas nedbrytningsprodukter under rörets livstid på grund av syre som diffunderar in i materialet.

En annan källa till miljöfarliga ämnen i avloppsvatten är penetration av organiska föroreningar i marken genom plaströr. Ämnen absorberas på rörets utsida diffunderar genom rörväggen och avges från rörets insida (Bäckström et al., 2012). I de flesta fall är det bensin som penetrerar rören. I förhållande till huvuddistributionssystemet har serviceledningar större röryta relativt vattenvolymen, längre vattenstagnationstider och intermittenta flödes hastigheter och minskad potential för utspädning, vilka kan öka den potentiella svårighetsgraden av penetration. I en studie av rapporterade incidenter i USA av penetration genom plaströr var 89 % orsakade av petroleumprodukter, 5 % av flyktiga klorerade lösningsmedel (TCE + PCE) och 2 % av naturgas (Thompson & Jenkins, 1987). När plaströr av PE och PVC utsätts för höga koncentrationer petroleumförorening under lång tid kan porerna i plasten fyllas, varvid plasten sväller och blir mer genomsläpplig. Förändringen är inte reversibel varför en påverkad plastledning måste tas bort och ersättas med en ny ledning. Vid en incident där jorden blivit kraftigt förorenad av läckage på 40 liter bensin på en väg bana, trängde bensen genom en serviceledning av polyeten så att halten i dricksvattnet uppgick till 527 µg/l, över 100 gånger

gränsvärdet för dricksvatten. Holsen et al. (1991) tog jordprover, prover av rörmaterialet samt vattenprover vid sju incidenter med penetration av föroreningar genom plast-rör och fann att alla incidenterna involverade serviceanslutningar av PE och polybutylen, PB, som var förknippade med grov kontamination av jorden med bensin eller färgförtunning. Jordkoncentrationer varierade från <50 till 4 450 000 µg/kg våtvikt och vattenkoncentrationerna varierade från <1 till 4 300 µg/liter.

Referenser

- Adams, W.A., Xu, Y., Little, J.C., Fristachi, A.F., Rice, G.E. & Impellitteri, C.A. 2011. Predicting the Migration Rate of Dialkyl Organotin from PVC Pipe into Water, *Environmental Science & Technology*, **45**, 6902–6907.
- Aquarden Technologies ApS. 2016. Destruction of environmentally hazardous pharmaceuticals with SCWO, <http://aquarden.com/wp-content/uploads/2016/06/Case-Pharmaceuticals.pdf>.
- Bäckström, M., Eklund, M. & Wikström, A.-S. 2012. Genomträngning av kemiska markföroreningar till dricksvatten i distributionsnätet. Rapport 2012-14, Svenskt Vatten Utveckling, Svenskt Vatten.
- Cheng, Y.-C., Chen, H.-W., Chen, W.-L., Chen, C.-Y. & Wang G.-S. 2016. Occurrence of nonylphenol and bisphenol A in household water pipes made of different materials. *Environmental Monitoring Assessment* **188**: 562.
- Cruz-Morató, C., Lucas, D., Llorca, M., Rodriguez-Mozaz, S., Gorga, M., Petrovic, M., Barceló, D., Vicent, T., Sarrà, M. & Marco-Urrea, E. 2014. Hospital wastewater treatment by fungal bioreactor: Removal efficiency for pharmaceuticals and endocrine disruptor compounds, *Science of the Total Environment* **493**, 365–376.
- Denberg, M. 2009. Release of organic compounds from polymer pipes used in drinking water distribution. Doktorsavhandling, Danmarks Tekniske Universitet (DTU).
- Eskebaek, A. 2016. Utvärdering av småskalig rening från läkemedelsrester i källsorterad urin, Examensarbete i Miljö- och vattenteknik, Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Gidner, A., Almemark, M., Stenmark, L. & Ekengren, Ö. 2000. Treatment of sewage sludge by supercritical water oxidation. IBC's 6th Annual Conference on Sludge. Feb. 16th-17th 2000, London, England.
- Holsen, T.M., Park, J.K., Jenkins, D. & Seltek, R. 1991. Contamination of Potable Water by Permeation of Plastic Pipe. *Journal American Water Works Association* **83**(8), 53-56.
- IVL. 2016. Ny metod ska rena bort läkemedel redan i toaletten, Nyhet 2016-09-16 <http://www.ivl.se/toppmeny/pressrum/nyheter/nyheter---arkiv/2016-09-16-ny-metod-ska-rena-bort-lakemedel-redan-i-toaletten.html>
- Karlsson-Ottosson, U. 2016 Läkemedel renas bort redan i toaletten, Ny Teknik 2016-09-09.
- Kelley, K.M., Stenson, A.C., Dey, R. & Whelton, A.J. 2014. Release of drinking water contaminants and odor impacts caused by green building cross-linked polyethylene (PEX) plumbing systems. *Water Research* **67**, 19-32.
- Kovalova, L., Siegrist, H., von Guten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R. & McArdell, C.S. 2013. Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater treatment with powdered activated carbon, ozone and UV. *Environmental Science & Technology*, **47**(14), 7899-7908.
- Lithner, D. 2011. Environmental and Health Hazards of Chemicals in Plastic Polymers and Products, Doktorsavhandling, Göteborgs Universitet.

- Malm, A., Horstmark, A., Larsson, G., Uusijärvi, J., Meyer, A. & Jansson, E. (2011) Rörmaterial i svenska VA-ledningar – egenskaper och livslängd. Rapport 2011-14, Svenskt Vatten Utveckling, Svenskt Vatten.
- Ransom Stern, B. & Lagos G. 2008. Are there health risks from the migration of chemical substances from plastic pipes into drinking water? A Review, Human and Ecological. *Risk Assessment* **14**(4), 753-779, DOI: 10.1080/10807030802235219
- Sadiki, A.-I., Williams, D.T., Carrier, R. & Thomas, B. 1996 Pilot study on the contamination of drinking water by organotin compounds from PVC materials. *Chemosphere*, **32**(12), 2389-2398.
- Skjevrak, I., Due, A., Gjerstad, K.O. & H., Hallgeir (2003) Volatile organic components migrating from plastic pipes (HDPE, PEX and PVC) into drinking water. *Water Research* **37**, 1912–1920.
- Svebrant, S., Olsen, T., Larsson, J., Öhagen, P., Söderström, H. & Järhult, J.D. (2018) The enzyme toilet rim block 'pCure' does not efficiently remove drug residues in a hospital setting – exemplifying the importance of on-site implementation testing. *Infection ecology & epidemiology*, **8**(1), 1553463, DOI: 10.1080/20008686.2018.1553463.
- Thompson, C. & Jenkins, D. 1987. Review of Water Industry Plastic Pipe Practices, Rept. to AWWA Res. Fndn., Contract 104- 85. Dept. of Civil Eng., Univ. of California, Berkeley.
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M. & Barceló, D. 2010. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology* **389**, 416–428.
- Whelton, A.J. & Nguyen, T. 2013. Contaminant migration from polymeric pipes used in buried potable water distribution systems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **43**(7), 679-751, DOI: 10.1080/10643389.2011.627005.

Mikroplast i avloppsvatten ur ett uppströmsperspektiv

Amanda Folkö och Cecilia Bertholds, Käppalaförbundet

Sammanfattning

Marin nedskräpning är idag ett globalt problem vilket bland annat inkluderar utsläpp av mikroplast till hav och vattendrag. Mikroplaster har bland annat visats orsaka inflammation, reducerat födointag och leda till minskade energireserver hos marina organismer.

Inom ramen för Naturvårdsverkets regeringsuppdrag har IVL Svenska Miljöinstitutet kartlagt möjliga källor till utsläpp av mikroplast till havet. IVL:s rapport visar bland annat att det i nuläget saknas tillräcklig data för att kvantifiera mängden mikroplast från de flesta av källorna. Avloppsreningsverk har pekats ut som en spridningsväg för mikroplast till vatten. Det har dock visats att avloppsreningsverken avskiljer mellan 70 och 100 % av antalet inkommande mikroplaster under reningsprocessen vilket medför ett behov av att utreda slamspridningens betydelse som spridningsväg. En metod för att skapa ett hållbart kretslopp för växtnäringsämnen och vatten, samt bidra till miljömålet Giftfri miljö, är att arbeta uppströms med att förebygga och minimera utsläppen av mikroplast och andra oönskade ämnen till avloppsvatten. Denna sammanställning syftar till att identifiera kunskapsluckor och föreslå fortsatt arbete ur ett uppströmsperspektiv inom området mikroplast.

Mikroplastens flödeskedja från inkommande vatten till åkermark behöver studeras för att en bättre bedömning av problemets omfattning ska kunna genomföras. Till exempel bör förekomsten i avvattnat slam och påverkan från olika slambehandlingsprocesser utredas vidare. Utsläpp av mikroplast från hushållen står för en betydande del av den mängd som inkommer till avloppsreningsverken och tvätt av syntettextil är sannolikt den största enskilda källan till mikroplast i hushållspillvatten. Tekniker för att samla upp mikroplast från tvättmaskiner testas. Då valet av material och textilens ålder har visats påverka mängden mikroplastfibrer som avges vid tvätt bör man även utreda hur utsläppen från dessa specifika textilgrupper kan minskas. Eftersom en betydande mängd skräp felaktigt spolas ner i avloppen årligen krävs ett fortsatt informationsarbete mot hushållen för att stärka kunskapen om vad som får spolas ner i avloppet. Slitage av vägbanor, däck och konstgräsplaner har identifierats som de potentiellt största källorna till utsläpp av mikroplaster till miljön och det är glädjande att projekt om mikroplastinnehållet i dagvatten från dessa typer av avrinningsytor pågår. Ingen information gällande vilka mängder av mikroplast som tillförs avloppsreningsverken från industrier har hittills påträffats. Därmed föreslås även att en utredning av vilka industrier och verksamheter som i Sverige kan stå för betydande utsläpp av mikroplaster till avloppsreningsverken utförs.

Det saknas standardiserade metoder för analys av mikroplaster vilket gör det svårt att spåra källor samt att utvärdera åtgärder för att minska mängden inkommande mikroplaster till reningsverk. Därför är det av hög prioritet att utveckla provberednings- och analysmetoder som är pålitliga och kostnadseffektiva, vilket pågående projekt syftar till.

Inledning och bakgrund

Marin nedskräpning är idag ett globalt problem vilket bland annat inkluderar utsläppen av mikroplast till hav och vattendrag. Förekomsten av mikroplast i havsvatten har i hotspots rapporterats upp till nivåer av 100 000 partiklar per m³ (Norén et al., 2009) och

mikroplastmassan har visat sig kunna vara ca sex gånger större än uppmätt planktonmassa (Moore, 2001). Mikroplaster återfinns även i sediment och i sötvattenssystem. Sediment betraktas som den mest betydelsefulla sänkan för mikroplaster och upp till 2 000 partiklar per m² har rapporterats från djuphavssediment (Kärrman et al., 2016). På grund av långsam nedbrytning och ökande användning är det troligt att mikroplast fortsatt kommer ackumuleras i den marina miljön (Andrady, 2011; Li et al., 2016).

Naturvårdsverket fick i uppdrag av regeringen att identifiera viktigare källor, i Sverige, till utsläpp av mikroplast till havet samt verka för att reducera uppkomst och utsläpp från dessa källor (Naturvårdsverket, 2016). Inom ramen för regeringsuppdraget har IVL Svenska Miljöinstitutet kartlagt möjliga källor till och spridningsvägar för mikroplast till havet (Magnusson et al., 2016). Inom regeringsuppdraget har även nuvarande kunskap om exponering och effekter av mikroplaster på djurliv sammanställts (Kärrman et al., 2016). Resultat från dessa rapporter, liksom från andra källor sammanfattas i denna rapport.

Studier har visat att förekomsten av mikroplast i marina miljöer är mer koncentrerad kring kuster med industriområden, städer och avloppsreningsverk (Browne et al., 2011; Magnusson och Norén, 2014; Norén et al., 2014). Därmed har avloppsreningsverk misstänkts utgöra en betydande spridningsväg för mikroplast till miljön via utgående vatten. Utöver det renade vattnet som lämnar avloppsreningsverken kan mikroplaster även spridas när slam används som gödselmedel. Under 2017 återfördes, i Sverige, ca 1500 ton fosfor (drygt en tiondel av Sveriges mineralgödselimport av fosfor) och 2 500 ton kväve via slam från Revaq-certifierade avloppsreningsverk till åkermark (Finnson, 2018). En metod för att skapa ett hållbart kretslopp för växtnäringsämnen och vatten är att arbeta förebyggande och minimera förekomsten av mikroplast och andra oönskade ämnen i avloppsvatten. Detta så kallade uppströmsarbete bedrivs av samtliga Revaq-certifierade avloppsreningsverk och är viktigt eftersom det skulle krävas dyr och energikrävande teknik (som förbrukar 2-10 gånger så mycket energi som dagens teknik) för att rena avloppsvattnet från miljögifter, denna teknik förhindrar dessutom inte att slammet förorenas (Svenskt Vatten, 2016a). Genom bland annat utfasning av miljöfarliga ämnen bidrar uppströmsarbetet även till att uppnå miljömålet Giftfri miljö.

Syfte

Denna sammanställning syftar till att identifiera kunskapsluckor och lyfta fram de största utmaningarna ur ett uppströmsperspektiv inom området mikroplast. Sammanställningen ska användas som underlag vid prioritering av framtida uppströmsinsatser.

Definition

Mikroplaster är små fragment, fibrer eller granuler av plast som efter sitt ursprung delas in i två grupper; primära och sekundära mikroplastplaster (Cole et al., 2011). Primära mikroplaster är tillverkade för att vara av mikroskopisk storlek medan sekundära mikroplaster härstammar från nedbrytning av större plastföremål. Det finns inget bestämt storleksintervall för mikroplaster men en övre gräns på 5 mm är etablerad inom forskarvärlden (Magnusson et al., 2016; Moore, 2008; Thompson et al., 2004) och ofta betraktas 1-2 µm som en undre gräns även om de flesta studier inte inkluderar de minsta partiklarna. Begreppet mikroplast inkluderar även i vissa fall motsvarande icke-syntetiska polymerer som naturgummi och bitumen (Magnusson et al., 2016) samt andra svårnedbrytbara partiklar med antropogent ursprung.

Exponering och biologiska effekter

På grund av sin ringa storlek, kan mikroplaster intas av vattenlevande organismer som hoppkräftor, sandmaskar, märlkräftor, havstulpaner, havsgurkor och fiskar (Cole et al., 2015; Graham and Thompson, 2009; Lusher et al., 2013; Thompson et al., 2004). Plastfiber kunde påvisas i magen på 83 % av de individer som samlats in från norra Clyde-området i Skottland (Murray and Cowie, 2011) och ca 36 % av de fiskar som samlats in från Engelska kanalen innehöll mikroplaster (Lusher et al., 2013). Sammanfattningsvis har ett flertal tidigare studier visat att mikroplaster mellan 2 µm och 2 000 µm kan intas av en mängd olika vattenlevande organismer (Cole et al., 2011). Mikroplaster har också återfunnits i högre trofinivåer, till exempel har plastfragment identifierats i avföring från sjölejon kopplat till intag av fisk (McMahon et al., 1999). Det har även visats att mikroplaster kan intas av musslor och överföras till deras hemolymfa (Browne et al., 2008). Dock är litteraturen gällande bioackumulering av mikroplaster i marina organismer fortfarande begränsad (Wright et al., 2013b). Det finns alltså ingen tvekan om att vattenlevande organismer exponeras för, och intar, mikroplaster, dock saknas i princip motsvarande studier för organismer i terrestra miljöer (Kärrman et al. 2016).

Mikroplaster antas kunna orsaka liknande fysisk skada på mindre djur som större plastföremål orsakar på större djur, till exempel genom att blockera matsmältningssystemet (Cole et al., 2011). Det har visats att en koncentration av 75 mikroplastpartiklar (20 µm) av polystyren per ml kraftigt förändrar födointaget hos hoppkräftor. Den intagna mängden biomassa minskade och långvarig exponering resulterade i mindre äggproduktion med nedsatt kläckningsfrekvens (Cole et al., 2015). Dessutom har mikroplaster visats orsaka inflammation, reducerat födointag och minskade energireserver hos marina sandmaskar (Wright et al., 2013a). Mikroplaster kan också utgöra en toxisk risk eftersom de kan innehålla giftiga additiv från tillverkningen och adsorbera och koncentrera redan befintliga organiska föroreningar från den marina miljön (Cole et al., 2011; Teuten et al., 2009). I vilken utsträckning mikroplaster fungerar som vektorer som kan överföra organiska föroreningar till marina organismer är fortfarande oklart. Likväl har det visats att nonylfenol och fenantren desorberat från partiklar av polyvinylklorid och överförts till tarmvävnad hos sandmaskar. Dock bidrog sand till att överföra en större mängd föroreningar till vävnaderna än partiklarna av polyvinylklorid (Browne et al., 2013).

Det har visats att stor daggmask *Lumbricus terrestris* uppvisar minskad tillväxt samt högre dödlighet vid exponering för mikroplastinblandad jord från mikroplastkoncentrationer >28 % av torrvikten jämfört med 7 % och kontrollen, 0 % (Lwanga et al., 2016). Det visade sig även att mikroplastinnehållet i spillningen, från de individer som exponerats för 7 % mikroplastinblandning, koncentrerats med en faktor 2 (Kärrman et al. 2016).

Tillräcklig kunskap gällande vid vilka koncentrationer negativa effekter uppstår saknas fortfarande, därmed anses det ännu inte möjligt att bedöma riskerna med mikroplaster för djur och människor (Kärrman, et al., 2016).

Analysmetoder för mikroplaster

Mikroplast har uppmärksamats som miljöproblem först under de senaste åren och analysmetoder för mikroplaster är under utveckling. Val av analysmetod beror bland annat på vilket storleksintervall som ska analyseras. Även provberedningsmetodik varierar. Särskilt prov som innehåller mycket organiskt material kan vara en utmaning att

bereda inför analys av mikroplaster. Avsaknaden av standardiserade metoder gör det svårt att jämföra mikroplaststudier med varandra.

Ljuskopiering kan användas för att identifiera mikroplaster men denna metod är osäker då det är svårt att identifiera vad som är plast och inte med enbart ljuskopiering. Dessutom mäter inte metoden partikelns massa utan den måste beräknas genom en uppskattning av materialets volym och densitet vilket medför stora osäkerheter, framförallt för de minsta partiklarna.

För att med större precision kunna identifiera om en partikel är av plast eller inte kan spektroskopiska metoder eller metoder baserade på gaskromatografi användas.

De spektroskopiska metoderna har fått störst spridning, framför allt Fourier Transform Infra Red spectroscopy (FTIR). Spektroskopi kan kombineras med så kallad imaging analysis (μ FTIR-imaging) där provet skannas med infrarött ljus på ett bärmaterial som reflekterar ljuset till 100 %. Skanningen sker med hög bildupplösning och ger ett stort antal spektra som behöver tolkas och därefter jämföras med ett referensbibliotek med plasttyper. Metoden möjliggör då en bestämning av partikelns form, storlek och material samt en uppskattning av partikelns massa. Den anses höra till de mest precisa för att identifiera mikroplaster men kräver dyr utrustning och högkvalificerade specialister (Primpke et al., 2017).

Vid gaskromatografi förångas provet med hjälp av kraftig värmebehandling i en syrefri miljö (pyrolys) och ångorna leds in i en gaskromatograf där de separeras för att sedan kunna analyseras med hjälp av masspektrometer. Denna metod kan ge information om massa och plasttyp, däremot inte om varken antal eller storlek på partiklarna (Fries et al 2013).

Avloppsreningsverk som spridningsväg

Naturvårdsverket identifierar väg och däck, konstgräsplaner, industriell produktion och hantering av primärplast, tvätt av syntetfiber, båtbottnfärg och nedskräpning som de källor som sammantaget står för de största utsläppen av mikroplast i Sverige. Av dessa källor är det främst vid tvätt av syntetfiber samt i de fall dagvatten och vatten från industriell produktion är kopplad till spillvattennätet som mikroplasterna når avloppsreningsverk. Ytterligare mikroplastkällor till reningsverk kan vara, plastskräp som spolas ner i avloppet, damm och hygienprodukter.

Naturvårdsverkets kartläggning av källor till mikroplaster baseras på nationella data där det finns tillgängligt och internationella data som beräknats om till svenska förhållanden då svensk data saknas. Insamling av ny primärdata såsom mätningar av mikroplasmängder vid källan och i spridningsvägarna ingår inte i studien och för flera källor finns så få data att det inte har gått att kvantifiera mängderna.

Därmed har inte avloppsreningsverkens relativa betydelse som spridningsväg kunnat jämföras med andra spridningsvägar som till exempel dagvattensystem, luftdeposition och havsbaserade aktiviteter (Naturvårdsverket 2017).

I vilken utsträckning mikroplast avskiljs i avloppsreningsverken varierar men studier från svenska och norska avloppsreningsverk har visat på en relativt god avskiljning på mellan 70 och 100 % av inkommande antal mikroplastpartiklar ($>20 \mu\text{m}$) (Magnusson och Wahlberg, 2014; Magnusson, 2015). Trots detta passerar ett stort antal mikroplaster avloppsreningsverken med utgående vatten. En studie av sju avloppsreningsverk i Kalifornien visar att mikroplasterna avskiljs effektivt tidigt under reningsprocessen genom sedimentation (Carr et al. 2016). Därmed kan en del av inkommande mikroplast

till avloppsreningsverken antas hamna i det slam som avskiljs under reningsprocessen. Studier av slam från sju irländska avloppsreningsverk, med olika slambehandlingsprocesser, visade på en förekomst mellan 4 196 och 15 385 mikroplastpartiklar (>45 µm) per kg TS (torrsubstans) (Mahon et al. 2017).

Ljung et al (2018) analyserade förekomsten av mikroplaster i inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten och slam från Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö. Vidare analyserades mikroplastkoncentration i jord från ett långliggande fältförsök som har gödslats med olika givor av slam från Sjölanda avloppsreningsverk sedan 1981. Syftet med studien var att kartlägga förekomsten av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet. Mikroplastanalyserna utfördes med hjälp av µFTIR-imaging.

Resultaten från analys av inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten och slam på Sjölanda avloppsreningsverk visade att avskiljningsgraden för mikroplaster mellan inkommande avloppsvatten efter rensgaller och utgående behandlat avloppsvatten var över 99 %, både med avseende på massa och antalet plastpartiklar. En balans över mikroplastflödet beräknades genom att anta att de uppmätta mikroplastkoncentrationerna var representativa för hela året. Mikroplastbelastningen på anläggningen beräknades till 6,7 ton/år och utsläpp med renat avloppsvatten till ca 50 kg mikroplaster per år. Mängden mikroplaster i slammet beräknades till 2,5 ton/år alltså ca 40 % av det som finns i inkommande vatten efter rensgaller. Ungefär 4 ton från den inkommande strömmen återfinns därmed varken i utgående vatten eller i slammet. Dessa mikroplastpartiklar kan ha förts ut ur processen vid slamsugning av flytslam eller fastnat i primärslammets slamsil.

Resultaten från jordanalyserna visade att den försöksruta som endast hade gödslats med mineralgödsel hade en mikroplastkoncentration på 0,3 mg/kg TS, marken som gödslats med 1 ton TS slam/ha och år hade en koncentration på 0,32 mg/kg TS och den försöksruta som fått 3 ton TS slam/ha och år hade en koncentration på 3,4 mg/kg TS. Dessa uppmätta värden är lägre än de teoretiska värden som beräknas utifrån koncentrationen av mikroplast i slam från Sjölanda avloppsreningsverk och mängden slam som tillförts jorden under de 36 år som försöken har pågått. Skälen till att det uppmätta värdet är lägre än det teoretiskt beräknade kan vara att dräneringsvatten har fört med sig mikroplast eller att mask har fragmenterat eller transporterat bort plasten.

Ytterligare förklaringar som är aktuella både för balansberäkningen för Sjölanda avloppsreningsverk och för fältförsöken är att proverna inte är representativa för den genomsnittliga belastningen, plasten kan ha fragmenterats eller brutits ner så att den hamnat under detektionsgränsen, samt analysosäkerheten. Eftersom det tidigare inte gjorts några analyser på varken jord eller slam med µFTIR-imaging ingick metodutveckling i projektet och fler studier behövs för att säkerställa resultaten (Ljung et al. 2018).

Hushållens bidrag till mikroplast i avloppsvattnet

Tvätt av syntettextil

Provtagningar av avloppsvatten från tvättmaskiner har visat att ett enda plagg av polyester kan avge mer än 1 900 mikroplastfibrer per tvätt (Browne et al., 2011). Detta stämmer överens med resultat från en studie som visat att valet av material kan påverka mängden fibrer som avges under tvätt (Napper och Thompson, 2016) (tabell 1). En tvätt av 6 kg akryltextil visades avge ca 80 % fler fibrer än tvätt av 6 kg polyester-bomullstextil.

Dock kunde inga tydliga effekter påvisas kopplats till val av temperatur eller användning av tvättmedel och sköljmedel.

Tabell 1. Antal fibrer som avgetts till avloppsvatten under maskintvätt av 6 kg textil samt antal fibrer per mg och mg avgivna fibrer per tvätt (Napper och Thompson, 2016)

Material	Fibrer/tvätt (6 kg) Antal	Fibrer Antal/mg	Avgivna fibrer/tvätt mg
Polyester-bomull	138 000	335 000	0,41
Polyester	496 000	476 000	1,0
Akryl	729 000	763 000	0,95

Då tillförlitliga data från bland annat tvätt i genomsnittliga svenska hushåll saknas är det svårt att uppskatta mängden mikroplast som avges från tvätt i hushåll årligen. Trots detta har några försök till kvantifiering genomförts. I Sverige har den årliga mängden mikroplastfibrer som avges från tvätt grovt uppskattats till mellan ca 8 och 960 ton vilket motsvarar mellan ca 1 och 100 g per person och år (Magnusson et al. 2016). I Sverige används ca 20 l vatten per person och dygn till tvätt (Svenskt Vatten, 2017). Antaget att en standardtvätt använder ca 60 l vatten kan mängden mikroplastfibrer från tvätt (enligt tabell 1) uppskattas till mellan ca 50 och 120 mg per person och år. Dessa data grundas dock på textil som redan tvättats vid fyra tillfällen. Detta kan ha betydelse då det har visats att mängden mikroplastfibrer som avges vid tvätt av textil minskar betydligt efter de första tvättarna. Uppskattningar har visat att den nyinköpta mängden syntettextil per person och år i Sverige, under de första fyra tvättarna, kan avge mellan 7,5 och 34,5 g mikroplastfibrer, alltså ca 150-300 gånger så mycket som tvätten av äldre textilier (Folkö, 2015; Napper och Thompson, 2016).

Hygienprodukter

En studie av Svenska Naturskyddsföreningen visade att mikroplaster är vanligt förekommande som tillsats i hygienprodukter (Naturskyddsföreningen, 2013). Polyeten (PE) var den polymer som förekom i flest av de undersökta produkterna, även om vissa produkter innehöll fragment av polymetylmetakrylat (PMMA) och polytetrafluoretylen (PTFE). Tandkräm, duschtvål, ansiktsrengöringsmedel, och deodorant är några exempel på produkter som har visat sig innehålla mikroplaster (Fendall and Sewell, 2009; Naturskyddsföreningen, 2013). Dessa är alla produkter som sannolikt sköljs av och hamnar i avloppet.

Regeringen införde den 1 juli 2018 ett förbud rörande mikroplaster som har en skrubbande, rengörande eller polerande effekt i kosmetiska produkter som sköljs av. Exempel på sådana produkter är tandkräm, duschgel, kroppsskrubb och ansiktsrengöring.

I samband med utredningen av förbudet gav regeringen Kemikalieinspektionen i uppdrag att undersöka förekomsten av mikroplaster i vissa kosmetiska produkter som inte täcks av det svenska förbudet med syfte att utreda om det finns behov av ytterligare begränsningar. Kemikalieinspektionen använder sig av data som samlats på EU-nivå över mängd mikroplast i produkter som säljs årligen och gör utifrån dessa data en uppskattning för svenska marknaden. Beräkningen baseras på att Sveriges andel av befolkningen i EU är ca två procent och visar att försäljningen av mikroplast med skrubbande eller rengörande funktion i kosmetiska produkter som är avsedda att sköljas av är ca 14-16 ton per år och att försäljningen av mikroplast i kosmetiska produkter som är avsedda att lämnas kvar på kroppen ca 12-22 ton per år. Vidare uppskattas 3 ton mikroplast ingå i tvätt- disk- och rengöringsmedel som säljs i Sverige årligen.

På grund av att underlag saknas har dessa uppskattningar gjorts utan hänsyn till påverkan från det svenska förbudet och pågående frivilligt utfasningsarbete. Det saknas

också underlag för att bedöma hur stor del av den mängd mikroplast som finns i produkterna som faktiskt släpps ut i avloppet eftersom det beror på hur produkten används (Kemikalieinspektionen 2018).

I en tidigare studie uppskattades mängden mikroplaster enbart från tvål till 66 ton per år. Beräkningen baserades på data på försäljning av tvål i Sverige 2012 och ett uppskattat genomsnittligt innehåll av mikroplast i tvål i EU på 0,6 %. Detta skulle innebära ca 6,6 g mikroplaster per person och år från tvål (Magnusson 2016)

Generellt är det brist på information om halt och typ av mikroplaster i kosmetiska och andra kemiska produkter. Det finns krav på märkning av vilka polymerer som ingår i kosmetiska produkter men däremot inte procentuell halt. Dessutom finns det ibland inte tillräckligt med information om vilken form och vilka egenskaper tillsatta polymerer har för att kunna klassificera om det är en mikroplast eller inte (Kemikalieinspektionen 2018). Detta kan vara en förklaring till varför beräkningarna av mängden mikroplaster från hygienprodukter skiljer sig åt.

Damm

Mellan ca 1 och 19 ton mikroplast i hushållsdamm uppskattas årligen kunna tillföras spillvattnet via våttorkning. Denna uppskattning är dock mycket osäker och bör tolkas med försiktighet (Magnusson et al., 2016).

Nedspolat plastskräp

I avloppsreningsverkens mekaniska reningssteg finns ett galler där partiklar över cirka 2 mm avskiljs. Skräpet som avskiljs kallas rens och transporteras oftast bort för förbränning. Resultaten från en undersökning som utfördes av Käppalaförbundet där 592 personer intervjuades visade att det man oftast felaktigt spolar ner i toaletten är bomullstussar, tamponger, våtservetter och snus/cigarettfimpar. Annat som felaktigt hamnar i avloppet är färgrester, lösningsmedel/kemikalier, plåster och bomullspinnar/tops (Käppalaförbundet, 2017). Plastskräp som spolas ned i avloppet riskerar att fragmenteras till mindre partiklar på vägen till avloppsreningsverket och är därmed en potentiell källa till mikroplast i inkommande vatten. Tillräckligt med data för att kunna kvantifiera mängden mikroplast som spolas ner felaktigt i avloppet har inte påträffats.

Mikrogranuler från konstgräsplaner

I Norge har mängden mikroplastgranulat från konstgräsplaner som fastnar på fotbollsplaner uppskattats. I genomsnitt tog varje spelare med sig 2 ml gummigranulat från planen vilket omräknat till riksnivå i Norge blir ca 65 ton mikroplastgranulat per år. Mikroplastgranulat fastnar på spelares skor, hud och kläder och riskerar att sköljas ner i avloppet (Norges Forskningsråd m.fl., 2018).

Verksamheters bidrag till mikroplast i avloppsvattnet

Ingen information gällande vilka mängder av mikroplast som tillförs avloppsreningsverken från industrier har hittills påträffats (Magnusson et al., 2016). Det finns dock ett fåtal verksamheter som misstänks kunna bidra med utsläpp av mikroplaster till avloppsvatten och som omnämns i litteraturen. En potentiell källa är användningen av polymerer inom läkemedelsindustrin, där de bland annat används för läkemedelstillförsel vid behandling av hjärnsjukdomar (Magnusson et al., 2016; Patel et al., 2009). Verksamheter som utför blästring med plastkuler, en teknik för att rengöra bland annat motorer

och avlägsna färg från metalliska ytor, är en annan potentiell källa (Gregory, 1996; Magnusson et al., 2016). Dessa plastkolor misstänkt även kunna vara kontaminerade med tungmetaller. Ytterligare en potentiell källa är industrier som tillverkar plastpellets eller liknande produkter (Magnusson et al., 2016).

Dagvattnets bidrag till mikroplast i miljön

Den enskilt största identifierade källan till mikroplast i miljön är slitage av vägbanor och däck, ca 13 000 ton mikroplastpartiklar avges årligen från däck. Utsläppen av mikroplastpartiklar från konstgräsplaner har uppskattats till mellan ca 2 300 och 3 900 ton per år (Magnusson et al., 2016). Det finns i dagsläget inte tillräckligt med underlag för att uppskatta mängden mikropaster från dagvatten som riskerar att tillföras avloppsreningsverken via kombinerade avloppssystem.

Kunskapsluckor

Kunskapen om effekter av mikroplastexponering på organismer i terrestra miljöer är mycket begränsad. I dagsläget finns inte tillräckligt med kunskap om vid vilka koncentrationer negativa effekter uppstår och därmed anses det ännu inte möjligt att bedöma riskerna med mikropaster för djur och människor (Kärrman et al., 2016).

Avloppsreningsverkens relativa betydelse som spridningsväg för mikropaster till miljön via utgående vatten har inte kunnat jämföras med andra spridningsvägar som till exempel dagvattensystem, luftdeposition och havsbaserade aktiviteter. Detta eftersom kvantitativa data från dessa källor är otillräckliga (Magnusson et al., 2016).

Kunskap saknas ännu om i vilka reningssteg i avloppsreningsverken som mikropaster avskiljs och i vilka utgående strömmar de återfinns, men flera projekt om detta pågår. Resultat från en balansberäkning över Sjölanda avloppsreningsverk visade att 60 % av mikropasterna i det inkommande avloppsvattnet inte kunde återfinnas vare sig i slammet eller i det utgående avloppsvattnet (Ljung et al 2018).

Den årliga tillförseln av mikroplastpartiklar från hushåll till avloppsvatten uppskattades 2012 uppgå till mellan 67 och 927 ton (Magnusson et al., 2016). Denna mängd inkluderar mikroplastpartiklar från hygienartiklar, syntetiska fibrer från tvättmaskiner och hushållsdamm och är mycket osäker. Mängden mikroplast till avloppsreningsverk från industrier har hittills inte heller kunnat uppskattas (Magnusson et al., 2016). Ett fåtal verksamheter som misstänkts kunna stå för utsläpp av mikroplast finns nämnda i litteraturen men uppgifter om vilka verksamheter som bedöms betydande för avloppsreningsverken i Sverige har inte påträffats.

Slitage av vägbanor och däck har identifierats som den största enskilda källan till utsläpp av mikropaster till miljön, dock har inte mängden mikropaster från trafikdagvatten som riskerar att tillföras avloppsreningsverken kunnat uppskattas (Magnusson et al., 2016).

Förslag på fortsatt uppströmsarbete

Utveckla analysmetoder

Framgångsrikt uppströmsarbete bygger på att kunna spåra källor till föroreningar samt att kunna följa upp de eventuella åtgärder som sätts in. Detta arbete försvåras när det gäller mikropaster eftersom det saknas standardiserade metoder för provtagning och

analys. Spektroskopiska metoder och då framför allt μ FTIR imaging hör till de metoder som mest precist anses kunna identifiera plasttyper, storlek, form, massa och antal. Metoden kräver dock dyr utrustning och högkvalificerade specialister.

För att avloppsreningsverk ska ha möjlighet att inkludera mikroplaster i sina provtagningsprogram bör analysmetoderna standardiseras och mindre kostsamma analysmetoder utvecklas. För att möjliggöra det krävs studier för att utveckla och jämföra olika metoder.

I Sverige utförs mikroplastanalyser bland annat av Miljöinstitutet IVL och Örebro universitet. Även Eurofins och ALS Scandinavia kan erbjuda analys av mikroplaster.

Utveckling av metoder pågår inom BASEMAN-projektet som arbetar med att ta fram en standard för analys av mikroplaster i vatten (BASEMAN 2018).

Ökad förståelse för mikroplasternas flöde i det VA-tekniska kretsloppet

Mikroplasternas flödeskedja i det VA-tekniska kretsloppet behöver utredas för att få en bättre bedömning av problemets omfattning. Exempel på områden där mer kunskap behövs:

- Reningsverkens effektivitet när det gäller att avskilja mikroplast
- Vilka reningssteg som avskiljer mest mikroplaster och möjliga tekniker för att öka avskiljningen
- Fördelningen av mikroplaster i utgående strömmar som till exempel slam, avloppsvatten, rens och sand
- Mikroplasternas påverkan på jord vid slamspridning på åkermark

Minska påverkan från hushåll

Tvätt av syntettextil är sannolikt den största enskilda källan till mikroplast i hushållsspillvatten (Magnusson och Wahlberg, 2014; Mahon et al., 2017). Teknik för att samla upp mikroplaster från tvättmaskiner testas hos några av de stora tvättmaskinstillverkarna. Arbetet följs upp och utvecklas bland annat i EU-projektet MERMAIDS (MERMAIDS Consortium et al. 2017). Då valet av material och textilens ålder har visats påverka mängden mikroplastfibrer som avges vid tvätt (Folkö, 2015; Napper och Thompson, 2016) bör det även utredas hur utsläppen från specifika textilgrupper kan minskas. Till exempel skulle nyproducerad textil, som riskerar att avge en betydande mängd syntetfibrer under de första tvättarna, kunna tvättas där möjlighet till extra uppsamling finns innan de sätts ut på marknaden. Vidare bör hållbara textilmaterial med lång livstid som släpper få fibrer vid tvätt utvecklas och användas före material som slits snabbt. En utmaning är att det inte finns någon standardiserad metod för att mäta hur mycket mikroplastpartiklar som avges vid tvätt. Antalet mikroplastpartiklar som avges varierar från 120 till 728 289 när liknande plagg jämförs i olika studier (Jönsson et al., 2018).

Informationsåtgärder riktade mot hushåll bör utformas för att minska utsläppen av mikroplaster. Till exempel gällande tillvägagångssätt vid tvätt och städning samt hur man undviker hygienprodukter och kosmetika som innehåller mikroplast. Inom MERMAIDS-projektet togs bland annat en hemsida riktad till konsumenter fram som innehåller rekommendationer om hur utsläpp av mikroplaster vid tvätt kan minimeras och som skulle kunna användas som informationsunderlag (<http://life-mermaids.eu>).

Då en betydande mängd skräp felaktigt spolas ner i avloppen årligen krävs även ett fortsatt informationsarbete mot hushållen för att stärka kunskapen om vad som får spolas ner i avloppet.

Minska påverkan från verksamheter

I och med att det saknas kunskap gällande vilka verksamheter som släpper ut mikroplaster är det svårt att i nuläget identifiera konkreta åtgärder för att minska mängden inkommande mikroplaster från verksamheter.

Som ett första steg behöver därför en kartläggning över vilka industrier och verksamheter i Sverige som kan stå för betydande utsläpp av mikroplaster till avloppsreningsverken utföras. Även verksamheter som inte är direkt kopplade till produktion eller användning av primära mikroplaster bör ingå i denna utredning. Detta skulle till exempel kunna vara verksamheter som orsakar utsläpp av sekundära mikroplaster i form av färgflagor eller fibrer. Exempel på sådana verksamheter kan vara sjukhus, återvinningsanläggningar och laboratorier.

Naturvårdsverket identifierar tvätterier som en trolig punktkälla och föreslår att information om konkreta åtgärder för att minska utsläpp av mikroplaster som tagits fram, bland annat inom EU-projektet MERMAIDS, ska spridas till tvätterier som är medlemmar i tvätteriförbundet (Naturvårdsverket 2017).

Minska påverkan från dagvatten

Då slitage av vägbanor, däck och konstgräsplaner identifierats som mycket betydande källor till utsläpp av mikroplaster till miljön bör utredningar av mikroplastinnehållet i dagvatten från dessa typer av avrinningsytor undersökas (Magnusson et al., 2016). Betydelsen av denna källa för respektive avloppsreningsverk beror sannolikt främst på ledningsnätets utformning (kombinerat/duplikat) och hur stor andel av trafikdagvattnet i en stad som, avsiktligt och oavsiktligt, avleds till avloppsreningsverket. Åtgärder för att minska antalet felkopplingar och inläckage av mikroplastförorenat dagvatten till avloppsreningsverk med duplikat ledningsnät bör genomföras för att begränsa påverkan från denna källa. Oavsett bör hållbar dagvattenhantering tillämpas för att minska utsläppen av mikroplaster till miljön.

Samverkan mellan myndigheter, kommuner och företag

Reningsverken är en spridningsväg, inte en källa till mikroplast och samverkan mellan myndigheter, kommuner och företag är avgörande för att lyckas med uppströmsarbetet. Nedan följer några exempel på olika initiativ som rör mikroplaster.

Göteborgs, Malmös och Stockholms miljöförvaltningar har tagit fram åtgärdsplaner med avseende på mikroplaster (Praagh et al. 2018).

Under 2018 startades en beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk. Den har bland annat i uppdrag att: "Bidra till att bygga upp kunskap om var i dagens reningsverk som mikroplasterna avskiljs och hur utsläpp av mikroplaster från avloppsvatten kan begränsas, samtidigt som mängden avskilda mikroplaster som kommer till slammet kan minimeras på kostnadseffektiva sätt". Beställargruppen finansieras av Naturvårdsverket och leds av ett sekretariat på Svenskt Vatten (Naturvårdsverket 2018) och har gett ut rapporten Olsson, (2019) .

Naturvårdsverket finansierar även en beställargrupp som har som syfte att öka kunskapen kring krav och metoder och på så sätt höja kvaliteten på upphandling av konstgräsplaner. Beställargruppen består av Sveriges kultur och fritidsförening (SFK), kommunernas fritids- och miljöförvaltningar, fotbollsförbund m.fl. Syftet med beställargruppen är bland annat att höja kunskapen och samverka kring krav och metoder. Exempel på åtgärder är bland annat uppsamlingsytor för att kunna samla ihop och återföra granulatet till planen igen, avborstningsmöjlighet för spelarna och granulatfilter i duschrummen (Naturvårdsverket 2017).

Åtgärder på internationell nivå

Naturvårdsverket bedömer att relevanta åtgärder på EU-nivå som bör undersökas vidare är inkludering av slitstyrka vid energimärkning av däck, beakta mikroplastproblematiken vid utvecklandet av ekodesignreglerna för tvättmaskiner och att se över utsläppsdirektiv med avseende på mikroplaster från produktionsprocesser inom textilindustrin (Naturvårdsverket 2017). Ytterligare exempel på åtgärder är att verka för utveckling av begränsningsregler på EU-nivå för avsiktligt tillsatta mikroplaster i produkter och för att tydligare märkning av produkter som innehåller mikroplaster införs (Kemikalieinspektionen 2018).

Exempel på samarbeten på internationell nivå som rör mikroplaster är arbetet som utförs inom HELCOM, OSPAR, Nordic plastic strategy och EU circular economy – strategy for plastics (Tumlin 2018).

Referenser

Artiklar och rapporter

- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1596-1605.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental Science & Technology* **45**, 9175–9179.
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science & Technology* **42**, 5026–5031.
- Browne, M.A., Niven, S.J., Galloway, T.S., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2013. Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology* **23**, 2388–2392. doi:10.1016/j.cub.2013.10.012
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research* **91**, 174-182.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Galloway, T.S., 2015. The Impact of Polystyrene Microplastics on Feeding, Function and Fecundity in the Marine Copepod *Calanus helgolandicus*. *Environmental Science & Technology* **49**, 1130–1137. doi:10.1021/es504525u
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 2588–2597.
- Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin* **58**, 1225–1228.
- Finnson, A., 2018. Årsrapport 2017 Revaq. Stockholm: Svenskt Vatten.

- Folkö, A., 2015. Quantification and characterization of fibers emitted from common synthetic materials during washing. Examensarbete, Stockholms universitet.
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., & Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science-Processes & Impacts* **15**(10), 1949–1956.
- Graham, E.R., Thompson, J.T., 2009. Deposit-and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **368**, 22–29.
- Gregory, M.R. 1996. Plastic “scrubbers” in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin* **32**, 867–871.
- Jönsson C., Levenstam Arturin O., Hanning A-H., Landin R., Holmström E., Roos S. 2018. Microplastics Shedding from Textiles—Developing Analytical Method for Measurement of Shed Material Representing Release during Domestic Washing. *Sustainability* **10**, 2457
- Kemikalieinspektionen 2018. Mikroplast i kosmetiska produkter och andra kemiska produkter – Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 2/18
- Kärman, A., Schönlau, C., Engwall, M., 2016. Exposure and Effects of Microplastics on Wildlife – A review of existing data. Örebro: Örebro universitet.
- Ljung, E., Borg Olesen K., Andersson P-G., Fältström E., Vollertsen J., Wittgren H-B., Hagman M. 2018. Mikroplaster i kretsloppet. Rapport Nr 2018-13 Svenskt Vatten Utveckling, Svenskt Vatten.
- Li, W.C., Tse, H.F., Fok, L., 2016. Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of the Total Environment*. **566**, 333-349.
- Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* **67**, 94–99. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.11.028
- Lwanga, E.H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Beseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2016. Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology* **50**, 2685-2691.
- Magnusson, K., 2015. Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk. Rapport C71, IVL Svenska Miljöinstitutet. Stockholm.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin A. 2016 revised in March 2017. Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment – A review of existing data Rapport C183, IVL Svenska Miljöinstitutet. Stockholm.
- Magnusson, K., Norén, F. 2014. Screening of microplastic particles in and downstream a wastewater treatment plant. Rapport C55, IVL Svenska Miljöinstitutet. Stockholm.
- Magnusson, K., Wahlberg, C., 2014. Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. Rapport B2208, IVL Svenska Miljöinstitutet. Stockholm.
- Mahon, A.M., O’Connell, B., Healy, M.G., O’Connor, I., Officer, R., Nash, R., Morrison, L., 2017. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology* **51**, 810–818.
- McMahon, C.R., Holley, D., Robinson, S., 1999. The diet of itinerant male Hooker’s sea lions, *Phocarcos hookeri*, at sub-Antarctic Macquarie Island. *Wildlife Research* **26**, 839–846. doi:10.1071/WR98079
- MERMAIDS Consortium, Plastic Soup Foundation, Consiglio Nazionale delle Ricerche (IPCB och ISMAC), Polysistec, Leitat Technological Center och Ocean Clean Wash (2017). Microfiber release from clothes after washing: Hard facts, figures and promising solutions. Position Paper. May 2017.

- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B. 2001. A comparison of plastic and plankton in the North Pacific central gyre. *Marine Pollution Bulletin* **42**, 1297-1300.
- Moore, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* **108**, 131–139.
- Murray, F., Cowie, P.R. 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1207–1217.
- Napper, I.E., Thompson, R.C. 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin* **112**, 39-45.
- Naturskyddsföreningen. 2013. Raklödder till fiskarna: Om skräp i havet – Källor, problem och lösningar. Stockholm: Naturskyddsföreningen.
- Naturvårdsverket. 2017. Mikroplaster - Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Rapport 6772, Naturvårdsverket.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas S. 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology* **50**, 10777–10779.
- Norén, F., Ekendahl, S., Johansson, U. 2009. Mikroskopiska antropogena partiklar i Svenska hav. Lysekil: N-research.
- Norén, F., Norén, K., Magnusson, K. 2014. Marint mikroskopiskt skräp längs svenska västkusten. Rapport 2014: 52, Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten.
- Olsson, J. 2019. Beställargrupp för minskade utsläpp av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar via avloppsreningsverk - Redovisning 2018-19. Rapport M147, Svenskt Vatten.
- Patel, M.M., Goyal, B.R., Bhadada, S.V., Bhatt, J.S., Amin, A.F., 2009. Getting into the brain. *CNS Drugs* **23**, 35–58.
- Praagh M., Brandmys E., Hartman C. 2018. Kunskapssammanställning och omvärldsanalys av nuvarande forskningsläge ur ett stadsperspektiv avseende mikroplast. Rapport ÅF, Stockholm stad.
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., & Gerdt, G. 2017. An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, **9**(9), 1499-1511.
- Stockholms universitets Östersjöcentrum., 2015. Mikroplaster i hygienartiklar – ett första steg för att minska utsläppen till Östersjön. Stockholm: Stockholms universitet.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., et al. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Science* **364**, 2027–2045.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* **304**, 838–838.
- Tumlin, S. 2017. Microplastics – Report from an IWA Sweden conference and workshop in Malmö, November 8-9, 2017. Rapport Nr. 08, VA-teknik Södra.
- Wright, S.L., Rowe, D., Thompson, R.C., Galloway, T.S. 2013a. Microplastic ingestion decreases energy reserves in marine worms. *Current Biology* **23**, R1031–R1033. doi:10.1016/j.cub.2013.10.068
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013b. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution* **178**, 483–492.

Övriga referenser

- BASEMAN. JPI OCEANS. Project 2016-2018. <http://www.jpi-oceans.eu/baseman> (Hämtad 2019-01-16)
- Käppalaförbundet. 2017. Spola rätt på världstoalettiden den 19 november <https://www.kappala.se/Om-Kappalaforbundet/Nyhetsarkiv/nyheter-2017/spola-ratt-pa-varldstoalettiden-den-19-november/> (Hämtad 2019-01-16).
- Naturvårdsverket. 2016. Mikroplaster – uppdrag att identifiera viktigare källor och föreslå åtgärder. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Identifiera-och-foresla-atgarder-mot-utslapp-av-mikroplaster-i-havet/> (Hämtad 2017-01-25).
- Naturvårdsverket 2018. Beslut - beställargrupp för avancerad rening av läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar https://www.naturvardsverket.se/Nyheter-och-pressmeddelanden/Bidrag-till-avloppsrening_nyhet/ (Hämtad 2019-01-03).
- Norges Forskningsråd m.fl. (2018). Sjekk kunstgressbanen – Forskningskampanjen 2017. https://www.sintef.no/siste-nytt/12-000-elever-har-kartlagt-gummigranulat/?utm_campaign=konsern_nyhetsbrev&utm_content=unspecified&utm_medium=email&utm_source=nyhetsbrev (Hämtad 2019-01-03)
- MERMEIDS EU Life project 2013-2016. <http://life-mermaids.eu/en/> (Hämtad 2019-01-03)
- Svenskt Vatten. 2016a. Uppströmsarbete. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/uppstromsarbete/> (Hämtad 2019-01-16).
- Svenskt Vatten. 2016b. Mikroplaster källor och uppströmsarbete samt möjligheter till rening vid kommunala reningsverk. <http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/mikroplaster-i-miljon/mikroplaster-kallor-uppstomsarbete-och-reningsteknik-vid-kommunala-reningsverk.pdf> (Hämtad 2019-01-16).
- Svenskt Vatten. 2017. Dricksvattenfakta. <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/dricksvattenfakta/> (Hämtad 2017-01-25).