

# Mikroplast och reningsverk – en del av ett större miljöproblem

---

FRITIOF PRÖJTS ERLANDSSON 2018  
MVEK02 EXAMENSARBETE FÖR KANDIDATEXAMEN 15 HP  
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



# Mikroplast och reningsverk – en del av ett större miljöproblem

Fritiof Pröjts Erlandsson

2018



**LUNDS**  
UNIVERSITET

Fritiof Pröjts Erlandsson

MVEK02 Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Maria Hansson, CEC, Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2018

# Abstract

Microplastics are found in many different environments and they constitute a growing environmental problem. Although the studies into the subject are numerous, there are still several gaps in understanding the nature of the problem. There has been an increasing focus on microplastics from environmental protection agency's around the world to identify the sources and pathways for the pollution, and the Swedish EPA has in a recent report addressed the lack of data for doing more accurate models and estimations on the microplastic problem. A known source for microplastic pollution is waste water treatment plants (WWTPs), which have been shown to receive microplastics from sources such as roads and washing of clothes. However, the data on microplastics in relation to WWTPs are limited to a few pilot studies and that along with the growing concern around the problem motivates more studies on the subject. The purpose of this study was to investigate microplastics in one step of the water treatment process at a Swedish WWTP in Lund.

Water samples were collected at two different locations close to the WWTP and analysed in lab by filtering and microscopy. The results show that microplastic fibers were present at both locations and that smaller fractions, 20-300  $\mu\text{m}$ , were present in a much higher concentration than larger fractions,  $>300 \mu\text{m}$ . Furthermore, the results indicate that there was a difference in concentration between the locations, meaning that some microplastics might be removed between the locations. The study shows that microplastics are indeed present in the studied WWTP, in line with results from similar studies, and that it is a source of microplastics to its recipient. Since the WWTPs is just one part of the microplastic pathway, further studies must be carried out to get a complete picture of this environmental problem, from the initial sources like roads and washing of clothes to the places where microplastics end up such as sediments and the sea.

# Innehållsförteckning

## **Abstract 3**

## **Innehållsförteckning 4**

### **1. Inledning 6**

*1.1 Syfte och frågeställningar 8*

*1.2 Avgränsningar 8*

### **2. Metod 9**

*2.1 Mikroplast 9*

*2.3 Källby reningsverk och Höje å 9*

*2.4 Provtagning 10*

*2.5 Filtrering och analys 12*

*2.6 Analys av insamlad data 14*

### **3. Resultat 15**

*3.1 Provpunkt 1 - inloppet till dammarna 17*

*3.2 Provpunkt 2 - utloppet från dammarna 18*

*3.3 Svarta partiklar 19*

### **4. Diskussion 21**

*4.1 Förekomst 21*

*4.2 Metod för provtagning och analys 24*

*4.3 Mikroplastens källor 27*

*4.4 Resultaten i ett större perspektiv 28*

### **5. Slutsats 31**

**Tack! 33**

**Referenser 34**

# 1. Inledning

Utsläpp i form av antropogent skräp till vattendrag och hav är idag ett uppmärksammat miljöproblem. Skräpet utgörs av en mängd material, däribland plast, trä, glas, textilier och papper (Magnusson et al., 2016). En del av utsläppen utgörs av mikroplast, och studier har identifierat mikroplast i bland annat vattenlevande organismer (Berglund & Fogelberg, 2017), sediment (Leslie et al., 2013) och i havet (Magnusson & Norén, 2011). Att just plast har fått en så omfattande spridning beror delvis på att det är ett material som är extremt svårnedbrytbart i naturen, vilket även gör att det kan finnas kvar i olika miljöer i många årtionden (Magnusson et al., 2016). Förutom den stora nedskräpningen som utsläppen ger upphov till kan mikroplast-partiklarna innehålla direkt toxiska ämnen som mjukgörare och flamskyddsmedel (Magnusson et al., 2016). Vidare kan mikroplast-partiklarna verka som vektorer för olika sorters kemiska föroreningar som kan ackumuleras på deras yta, däribland tungmetaller (Brennecke et al., 2016) och olika typer av organiska föroreningar (Bowmer, T. & Kershaw, P., 2010). Partiklarna kan även föra med sig potentiellt patogena bakterier på sin yta (Kirstein et al., 2016). Trots att det pågår mycket forskning kring mikroplast är kunskapen ofta begränsad till specifika områden och miljöer, vilket gör att det finns ett fortsatt stort behov av att karaktärisera och undersöka typiska utsläppskällor och "hot-spots" för mikroplast (Bowmer, T. & Kershaw, P., 2010).

Med utgångspunkt i nationella miljömål som Hav i balans samt Levande kust, Levande sjöar och målet om Giftfri miljö har Naturvårdsverket arbetat med att identifiera källor till utsläpp av mikroplast i Sverige. Viktiga källor i Sverige som man anser bör uppmärksammas och åtgärdas är bland annat utsläpp från vägar och däckslitage, tvätt av kläder och nedskräpning (Naturvårdsverket, 2017). Sammantaget bedömer man att de källorna står för de största utsläppen av mikroplast i Sverige. Vidare menar man att det idag inte finns tillräckligt bra underlag för att avgöra hur utsläppen från de identifierade källorna till recipienter ser ut, samt att möjligheten att förebygga och komma till rätta med utsläppen därför är begränsad.

Definitionsmässigt kan man med begreppet mikroplast avse olika sorter av material och olika partikelstorlekar, och det finns inom forskningsområdet inga bestämda riktlinjer för vad mikroplast är. I Naturvårdsverkets rapport kring mikroplast i Sverige (2017) används en bred definition av plast som inkluderar bland annat polymerer framställda av olja samt biobaserade plaster. Som en följd

av att naturgummi och biobaserade plaster ur en miljösynpunkt har liknande egenskaper som "vanlig" plast är även de medtagna. Storleksmässigt använder sig Naturvårdsverket i sin rapport av en undre gräns på 1 nm och en övre gräns på 5 mm. Mindre partiklar ställer högre krav på analyser av prov, vilket har gjort att ett flertal studier har valt att använda 20 µm som en undre storleksgräns eftersom partiklar mindre än 20 µm är svåra att studera med vanligt förekommande metoder som mikroskopering (Magnusson & Wahlberg, 2014).

I studier på svenska avloppsreningsverk har man identifierat mikroplast i både inkommande och utgående, renat vatten (Norén et al., 2016). Liknande observationer har man gjort i studier på norska reningsverk (Magnusson, 2014). Beroende på vilka reningsmetoder som används har dock koncentrationen mikroplast i utgående vatten visat sig variera mellan olika reningsverk (Magnusson & Wahlberg, 2014). Magnusson & Wahlberg (2014) fann i inkommande vatten till flera av de studerade reningsverken från tiotusen till hundratusen partiklar per kubikmeter vatten. Större partiklar (>300 µm) visades avskiljas från vattnet i högre utsträckning av reningsverken än mindre partiklar (<300 µm). För utgående vatten varierade koncentrationerna mikroplast mellan reningsverken. I tre reningsverk fann man runt tiotusen partiklar >20 µm per kubikmeter utgående vatten (Magnusson & Wahlberg, 2014).

Andra studier har visat liknande resultat, att reningsverk generellt sett är bättre på att avlägsna större partiklar än mindre partiklar, samt att koncentrationen mindre partiklar är betydligt högre än koncentrationen större partiklar i både inlopps- och utloppsvatten (Norén et al., 2016). Vidare har man i studier konstaterat att reningsverken med sina höga koncentrationer miljöfarliga ämnen kan utgöra en miljö där mikroplaster kan attrahera dessa ämnena till sin yta, och därmed bli vektorerna de har konstaterats kunna bli (Magnusson & Wahlberg, 2014).

Trots att mikroplast alltså både har visat sig spridas till en mängd miljöer i betydande mängder från bland annat reningsverk, ha potentiellt giftig karaktär samt verka som vektor för en mängd föroreningar behövs mer kunskap om bland annat spridningsvägar. I ljuset av de svenska och norska studierna som har visat på skillnader i koncentrationen mikroplast i utgående vatten från reningsverk blir det tydligt att hur vi renar vattnet har potential att påverka utsläppen av mikroplast, samt att det finns ett stort behov av ökad kunskap för att begränsa utsläppen av mikroplast och nå de av riksdagen uppsatta miljömålen. Våtmarker anlagda i anslutning till avloppsreningsverk fyller en viktig funktion genom att minska kväve- och fosforhalter samt för att bryta ner organiskt material (Naturvårdsverket, 2009). Vidare visade en studie av Jönsson (2016) att våtmarker anlagda för att minska närsalter och öka syresättningen i vatten från reningsverk och dagvatten även effektivt kan avskilja mikroplast, även för små storleksfraktioner >20 µm.

Även om resultaten i vissa pilotstudier är tydliga är osäkerheterna kring mikroplasters karaktär, koncentration och spridningsvägar tillsammans med konstaterade variationer i mikroplastkoncentrationer mellan anläggningar starka



skäl för fortsatta studier. Även det faktum att metoderna för studier på mikroplast är icke-standardiserade motiverar ytterligare studier som testar dessa och på så sätt skapar en grund för fortsatta och utökade studier.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att undersöka förekomsten av mikroplast i reningsverksdammarna vid Källby avloppsreningsverk i Lunds kommun genom provtagning och analys av vatten från två punkter. Som en följd av att mikroplast är ett relativt nytt forskningsområde som utvecklas konstant kommer studien också att diskutera den här studiens metod i relation till metoder i andra studier.

Frågeställningar:

- Vilken förekomst av mikroplast finns i reningsverksdammarna som konstituerar det sista reningssteget vid Källby reningsverk?
- Har reningsverksdammarna någon effekt på mikroplastinnehållet i vattnet?
- Hur väl fungerar vald metod för analys av proverna och vilka för- och nackdelar kan identifieras med den?

## 1.2 Avgränsningar

Liknande studier har gjorts men på anläggningar med andra förutsättningar. Studien kommer att fokusera på en (1) del av vattenreningen vid Källby avloppsreningsverk - reningsverksdammarna. Studien kommer förutom att begränsas till reningsverksdammarna också utföras under en begränsad tidsperiod. Vidare kommer studien bara omfatta mikroplast i vattnet i ett specifikt storleksintervall. Resultaten kommer inte säga något om mikroplast i organismer och sediment i dammarna.

## 2. Metod

### 2.1 Mikroplast

Som en följd av att jämförbarhet mellan studier kan anses vara önskvärd och kanske särskilt viktig när det kommer till mikroplast kommer den här studien att göras med filter med maskstorlek på 20  $\mu\text{m}$  och 300  $\mu\text{m}$ , i likhet med Jönsson (2016), Magnusson & Wahlberg (2014) och flera andra studier. Övre storleksgränsen kommer vara 5 mm. Funna partiklar som stämmer väl överens med referensbilder på konstaterad mikroplast samt smälter kommer klassas som mikroplast, i linje med hur andra studier har gjort. I tveksamma fall kommer funna partiklar inte klassas som mikroplast.

### 2.3 Källby reningsverk och Höje å

Källby avloppsreningsverk är beläget vid Lunds sydvästra utkant och tar emot 350 liter vatten per sekund (VA Syd, 2014). Reningsverket använder sig av mekanisk, biologisk och kemisk rening, som är en vanlig kombination i Sverige (Naturvårdsverket, 2010). Den mekaniska reningen utgörs av ett första steg där partiklar större än 6 mm samlas upp i ett galler. Skräp som avskiljs här går till förbränning. I försedimenteringsbassängerna sjunker partiklar med högre densitet än vatten till botten och bildar ett slam som kallas primärslam. I aktivslamanläggningen sker biologisk rening där mikroorganismer för bort kväve från vattnet och bryter ner organiskt material i närvaro av syre. Det kemiska reningsstegets funktion som tar vid efter det biologiska är att fälla ut fosfor med hjälp av fällningskemikalier. Det sista steget innan vattnet släpps ut till reningsverksdammarna är eftersedimenteringen där partiklar som har bildats av fällningskemikalierna sedimentering och kan avlägsnas. Reningsverksdammarna som tar emot vattnet efter de tre tidigare reningsstegen upptar 111 250  $\text{m}^2$ . De sex dammarna är seriekopplade och vattnet rinner med självfall västerut mot utloppet till recipienten Höje å (VA Syd, 2014). Ån har ett avrinningsområde på 316  $\text{km}^2$ , som till största del utgörs av jordbruksmark. Årsmedelvattenföringen i ån varierar mellan 2 och 5  $\text{m}^3/\text{s}$ . Den ekologiska statusen för Höje å är måttlig och åns transport

av närsalter ökade länge som en följd av förändringar i markanvändning och utdikning. Trenden för transport av närsalter är dock nedåtgående (Ekologgruppen, 2017). Ingen regelbunden mätning av koncentrationen mikroplast görs idag i ån.

## 2.4 Provtagning

Studien omfattade provtagning av vatten från två punkter i närheten av reningsverket. Provpunkt 1 är inloppet till reningsverksdammarna. Punkt 2 ligger vid utloppet från reningsverksdammarna till recipienten Höje å.



**Figur 1. Provpunkternas läge.**

Bildkälla: Google Maps

Provtagning gjordes vid två tillfällen per provpunkt, 12/4 och 18/4 2018, vilket gjorde antalet replikat per provpunkt till 2. 12/4 togs proverna på eftermiddagen vid 14 och 18/4 togs proverna på förmiddagen vid 9.



**Figur 2. Översikt över provpunkt 1.**  
Bildkälla: Fritiof Pröjts Erlandsson



**Figur 3. Översikt över provpunkt 2.**

Bildkälla: Fritiof Pröjts Erlandsson

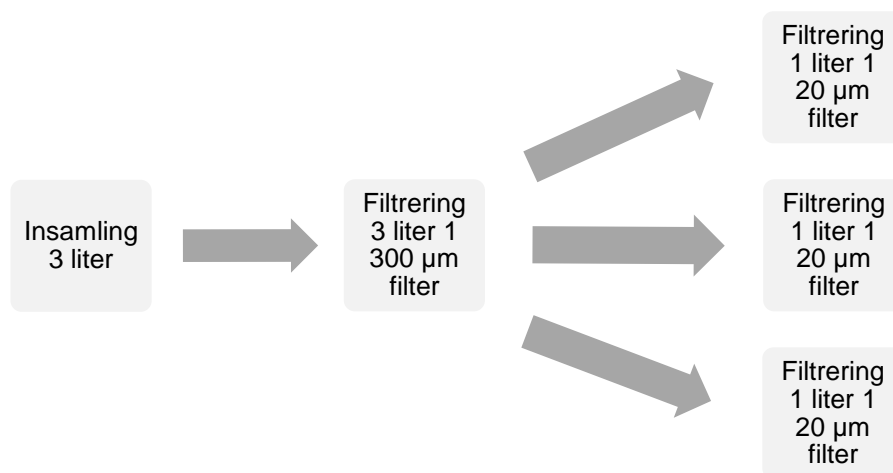
Glaskärnen som användes för insamling av vatten diskades noga innan insamlingen och sköljdes av med milli-q-vatten. Fram till insamlingen hölls de stängda. 3 liter vatten per provpunkt samlades in per tillfälle och provpunkt, och insamlingen skedde manuellt på 10 centimeters djup 2 meter ut från dammarnas kant.

## 2.5 Filtrering och analys

Analysdelen av studien utgjordes av filtrering av provtaget vatten och manuell granskning av filtren. Filtren som användes var utklippta ur planktonnät med 20-respektive 300  $\mu\text{m}$  maskstorlek och cirka 6 centimeter i diameter. Före filtrering undersöktes filtren i mikroskop för att undvika att det fanns mikroplast och andra

partiklar på dem som kunde ge missvisande resultat. Filtren förvarades både före och efter filtreringen i tillslutna glaskärl.

Först filtrerades de 3 literna insamlad vatten genom ett (1) 300  $\mu\text{m}$  filter. Sedan användes 3 20  $\mu\text{m}$  filter för att filtrera vattnet, så att 1 liter vatten filtrerades genom 1 20  $\mu\text{m}$  filter. Detta innebar att allt insamlad vatten blev dubbelfiltrerat. Studiens 2 provpunkter och 2 provtagningstillfällen per punkt gjorde att denna proceduren totalt upprepades fyra gånger, den totala filtrerade volymen vatten var alltså 12 liter. Vid den senare filtreringen, med 20  $\mu\text{m}$  filter, användes en uppställning med undertryck för att underlätta filtreringen. Filtren fixerades mot en ståltratt med ståltråd vid alla filtreringar. Alla kärl som kom i kontakt med det provtagna vattnet sköljdes av mellan filtreringarna för att undvika missvisande resultat, och filtren hanterades med pincett.



**Figur 4. Förklarande figur över insamling och filtrering.**

Efter filtreringen följde analys av filtren. Analysen gjordes manuellt av en person. Två stereoluppar med variabel förstoring mellan 6x och 50x användes, tillsammans med ett ljusmikroskop med upp till 100x förstoring. Till stereolupparna användes sidobelysning. För att underlätta räknandet av mikroplast på filtren användes också en petriskål i glas med linjer uppritade på undersidan. Under själva analysen användes en stereolupp i första hand för att identifiera misstänkta partiklar, dessa flyttades sedan över till ett upphettat objektglas under den andra stereoluppen för att undersöka deras karaktär närmare. Metoden med vilken bestämning av partiklar

kan göras genom upphetning finns beskriven i bland annat Magnusson & Wahlberg (2014). Ljusbildmikroskopet användes också för att få en bättre bild av partiklar och jämföra med referensbilder. Partiklar som överensstämde med bilder på mikroplast i form av fiber från Leslie et al. (2013), Magnusson & Wahlberg (2014), Jönsson (2016) och Magnusson & Norén (2011) antecknades och sammanställdes i tabeller. Antalet svarta, runda partiklar som bedömdes kunna vara mikroplast i enlighet med beskrivning i Jönsson (2016) uppskattades också grovt för respektive filter. Bilder på mikroplast togs med en mobilkamera.

## 2.6 Analys av insamlade data

För att se om koncentrationen mikroplast skiljer sig åt mellan provpunkterna beräknades medelvärde samt standardavvikelse för respektive provpunkt och storleksintervall. Avskiljningen av mikroplast i dammarna beräknades genom:

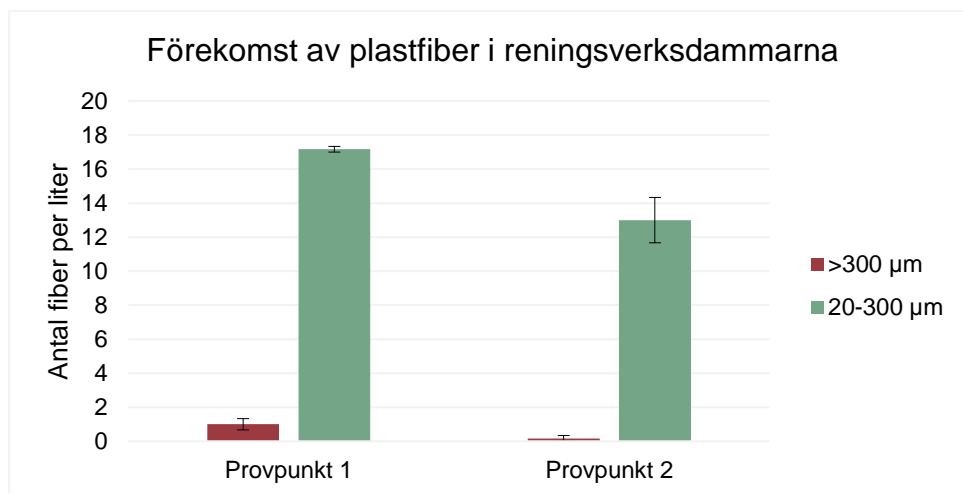
$$\text{Avskiljning (\%)} = 100 * (\text{Konc. 1} - \text{Konc. 2}) / \text{Konc. 1}$$

Ett t-test gjordes också för att undersöka om skillnaden mellan provpunkterna var statistiskt signifikant. I den här studien användes 95% signifikansnivå, vilket motsvarar ett p-värde om 0,05.

### 3. Resultat

Eftersom Källby reningsverk förutom vatten från hushåll och industrier även tar emot dagvatten presenteras nederbördsdata för Lund nedan som bakgrund till diskussionen. Hög nederbörd leder till att reningsverket kan antas ta emot mer dagvatten från olika ytor inom upptagningsområdet. Den sammanlagda nederbörden från 12/3 till 12/4 2018, 30 dagarna innan provtagningarna, för SMHIs mätstation Lund var 43,8 mm. Normalvärdet för samma mätstation är 45 mm för mars och 40,3 mm för april.

Studiens syfte har delvis varit att undersöka förekomsten av mikroplast i reningsverksdamarna, och om de har någon påverkan på koncentrationen. Därför presenteras resultatet primärt uppdelat på provpunkt och inte på provtagningstillfälle.



**Figur 5. Förekomst av plastfiber vid reningsverksdamarna.**

Staplarna visar medelkoncentrationen per provpunkt och storleksintervall  $\pm$  standardavvikelse. >300  $\mu\text{m}$ : n=2; 20–300  $\mu\text{m}$ : n=2.

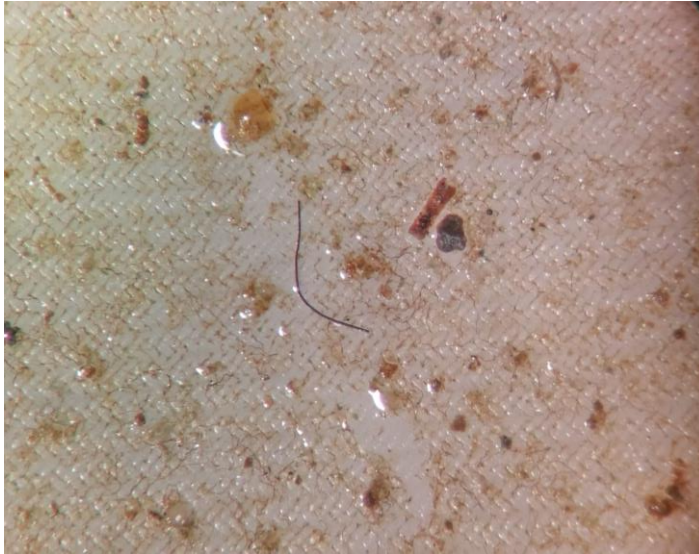
Koncentrationen av plastfiber 20–300  $\mu\text{m}$  var högre i inloppet än utloppet för båda storleksfraktionerna, men resultatet var inte statistiskt signifikant ( $p=0,090$ ). Eftersom koncentrationerna av plastfiber >300  $\mu\text{m}$  var mycket låga i både inlopp



och utlopp undantogs dessa från den statistiska analysen. För inloppet var medelkoncentrationen för plastfiber  $>300\ \mu\text{m}$  1 per liter, och för plastfiber  $20\text{--}300\ \mu\text{m}$  17,17 per liter. För utloppet var medelkoncentrationen för plastfiber  $>300\ \mu\text{m}$  0,17 per liter, och för plastfiber  $20\text{--}300\ \mu\text{m}$  13 per liter. Plastfibrerna var ofta starkt färgade, och stack ut från det organiska materialet på filtren.



**Figur 6. Röd plastfiber på ett  $20\ \mu\text{m}$ -filter.**  
Bildkälla: Fritiof Pröjts Erlandsson



**Figur 7. Svart plastfiber på ett 20 µm-filtrer.**

Bildkälla: Fritiof Pröjts Erlandsson

### 3.1 Provpunkt 1 - inloppet till dammarna

I tabell 1 och 2 presenteras resultatet från analysen av vatten från provpunkt 1. Tabell 1 avser vatten från första provtagningen, tabell 2 från andra provtagningen. Eftersom filtreringen av de 3 literna från respektive provtagning delades upp på 3 20 µm filter i analysen presenteras resultatet för respektive filter separat.

Vattnet från båda replikaten innehöll relativt lite organiskt material. Vid första filtreringen, över 300 µm-filtrer, var filtret nästan helt rent från alger och annat organiskt material. Därför användes inget undertryck för att underlätta filtreringen för den filtreringen. Antalet fibrer >300 µm var 2 per 3 liter i det första replikatet från 12/4 och 4 per 3 liter i andra replikatet från 18/4. Vid filtreringen med 20 µm-filtrer blev vattnets innehåll av organiskt material tydligare, men fortfarande inte hindrande för filtreringen. Betydligt mer vatten än 1 liter hade kunnat filtreras per filter innan det satte igen. Antalet fibrer i intervallet 20–300 µm varierade, både om man ser till provtagningstillfälle och till vilket av de 3 filtren per provtagningstillfälle det handlar om. Fibrernas färg, storlek och form varierade. Flest var klart blåa, följt av svarta och några enstaka röda.

**Tabell 1.**

Mikroplast i vatten från provpunkt 1 provtaget 12/4.

Filtertyp (nr)	Plastfiber	Partiklar	Volym
300 µm	2	-	3 liter
20 µm (1)	15	Tiotala svarta partiklar	1 liter
20 µm (2)	17	Tiotala svarta partiklar	1 liter
20 µm (3)	19	Tiotala svarta partiklar	1 liter

**Tabell 2.**

Mikroplast i vatten från provpunkt 1 provtaget 18/4.

Filtertyp (nr)	Plastfiber	Partiklar	Volym
300 µm	4	-	3 liter
20 µm (1)	20	Tiotala svarta partiklar	1 liter
20 µm (2)	14	Tiotala svarta partiklar	1 liter
20 µm (3)	18	Tiotala svarta partiklar	1 liter

### 3.2 Provpunkt 2 - utloppet från dammarna

Tabell 3 och 4 avser resultatet från analysen av vatten från provpunkt 2 - utloppet till recipienten Höje å. I likhet med provpunkt 1 innehöll vattnet från provpunkt 2 relativt lite organiskt material. Även här presenteras resultatet uppdelat på de respektive 20 µm-filtren för en enkel överblick.

Antalet plastfiber >300 µm som hittades på provpunkt 2 var totalt 1, till skillnad från provpunkt 1 där fler plastfibrer >300 µm återfanns. För provpunkt 2, i likhet med provpunkt 1, varierade antalet fibrer i intervallet 20–300 µm både om man ser till provtagningsstillfälle och till vilket av de 3 filtren per provtagningsstillfälle det handlar om.

**Tabell 3.**

Mikroplast i vatten från provpunkt 2 provtaget 12/4.

Filtertyp (nr)	Plastfiber	Partiklar	Volym
300 µm	-	-	3 liter
20 µm (1)	11	Tiotal svarta partiklar	1 liter
20 µm (2)	15	Tiotal svarta partiklar	1 liter
20 µm (3)	9	Tiotal svarta partiklar	1 liter

**Tabell 4.**

Mikroplast i vatten från provpunkt 2 provtaget 18/4.

Filtertyp (nr)	Plastfiber	Partiklar	Volym
300 µm	1	-	3 liter
20 µm (1)	13	Tiotal svarta partiklar	1 liter
20 µm (2)	14	Tiotal svarta partiklar	1 liter
20 µm (3)	16	Tiotal svarta partiklar	1 liter

### 3.3 Svarta partiklar

I analyserna av vatten från båda provpunkterna identifierades många svarta partiklar i storleksintervallet 20–300 µm. Koncentrationen var hög både i vatten från inloppet och utloppet. Inga svarta partiklar var >300 µm. Partiklarnas form var mestadels rund med en skrovlig yta. Vissa av dem var spröda och sönderdelades enkelt med en pincett. Smälttest som gjordes på ett urval av dem var mer svårtolkat än smälttest på fibrerna. Deras antal uppgick till tiotals per liter och till följd av studiens begränsade möjligheter att identifiera de som mikroplast samt tidsåtgång uppskattades bara deras antal grovt.



**Figur 8. Svart partikel på 20 µm-filter.**  
Bildkälla: Fritiof Pröjts Erlandsson

## 4. Diskussion

### 4.1 Förekomst

Resultaten från analyserna visar att mikroplast i form av plastfibrer förekommer i både inloppet till och utloppet från reningsverksdammarna. Detta ligger i linje med resultat från andra studier som har gjorts på reningsverk (Jönsson, 2016, Magnusson & Wahlberg, 2014, Leslie et al., 2013). Vattnet från inloppet till dammarna innehöll i medeltal 17,17 plastfibrer i storlekarna 20–300  $\mu\text{m}$  per liter, och 1 plastfiber i storlekarna  $>300 \mu\text{m}$  per liter. Analysen av datan visar vidare att skillnaden i koncentration av plastfiber 20–300  $\mu\text{m}$  mellan inloppet och utloppet inte är statistiskt signifikant. I studien av Jönsson (2016) fann man en medelkoncentration av mikroplast (20  $\mu\text{m}$ –5 mm) på 3,6 mikroplastobjekt per liter i en anläggning, och en medelkoncentration på 953 mikroplastobjekt per liter i en annan anläggning, både lägre och högre än koncentrationerna som uppmättes i den här studien. Värt att notera är att den studien innefattade andra typer av mikroplast än bara plastfiber. Ytterligare en skillnad mellan den här studien och Jönssons (2016) studie är att den senare utfördes på anläggningar designade på ett helt annat vis och med ett delvis annat syfte än dammarna i min studie. Bland annat hade anläggningarna i den studien i vissa fall översilningsytor där vattnet får rinna genom vegetation och andra djup- och volymförhållanden. Eftersom anläggningar i Jönssons (2016) studie var av en annan typ innebär det också att resultatet av analysen på utgående vatten från dammarna i den här studien inte går att jämföra direkt med resultaten från utgående vatten i Jönssons (2016) studie. Det är dock intressant att plastfiber av samma typer och storlekar hittades både i detta vattnet och det i den studien undersökta vattnet. Utifrån den här studiens resultat skulle avskiljningen definierad som skillnaden mellan koncentration plastfiber 20–300  $\mu\text{m}$  i inloppet och utloppet vara 24%. Problemet med den beräkningen är dock att vattnet som provtogs vid provpunkt 1 inte är samma vatten som provtogs vid provpunkt 2, därför kan man både utifrån den statistiska analysen och det faktum att det är olika vatten som provtogs inte säkert säga något om avskiljningen och eventuella skillnader i koncentration plastfiber mellan punkterna. Det skulle potentiellt sett kunna vara så att inloppsvattnets koncentration skiljer sig mycket åt över tid, och att då ”pricka in” provtagning av samma vatten i utloppet som i inloppet skulle vara mycket svårt.

Den här studiens resultat kan vidare sättas i relation till resultat från en studie av Magnusson (2014) som undersökte mikrokräp definierat som mikroplast och icke-syntetiska fiber i ingående och utgående vatten vid reningsverk. Resultatet visar att koncentrationerna av mikrokräp  $>300\ \mu\text{m}$  i utgående vatten var betydligt lägre än för koncentrationerna mikrokräp  $>20\ \mu\text{m}$ , vilket följer samma mönster som resultaten i den här studien. Koncentrationerna varierade mellan de olika undersökta reningsverken men låg på väl under 10 mikroplastpartiklar per liter för både mikroplast  $>300\ \mu\text{m}$  och  $>20\ \mu\text{m}$ . Det är lägre än koncentrationerna av plastfiber som den här studien uppmätte. Samtidigt var koncentrationerna av icke-syntetiska fibrer, som identifierades i den studien, betydligt högre än koncentrationerna mikroplast. Koncentrationerna av icke-syntetiska fibrer låg på upp till 1,7 per liter för  $>300\ \mu\text{m}$  och över 30 per liter för  $>20\ \mu\text{m}$  i utgående vatten. Detta tyder på att icke-syntetiska fibrer i många fall står för en stor del av mikrokräpet i utgående vatten från reningsverk. I den här studien identifierades inte många icke-syntetiska fibrer på filterna. Det kan antingen bero på avsaknad av dem eller brister i metoden. Ingen djupare analys av de funna partiklarnas material gjordes i den här studien, vilket får antas vara en nackdel med den valda metoden. I utgående vatten från ett reningsverk i St. Petersburg fann man i medeltal 16 fibrer, 7 syntetiska partiklar och 125 svarta partiklar per liter vatten (Talvitie & Heinonen, 2014). Förekomsten av svarta partiklar i den studien är intressant eftersom liknande partiklar också identifierades i den här studien, på samma typ av utgående vatten från reningsverk. I studien från St. Petersburg skiljde man inte på fibrer av syntetiskt eller naturligt ursprung som cellulosa, fibrerna som ingår i studien utgörs alltså av båda delar till skillnad från fibrerna i den här studien som är plastfibrer. Det faktumet gör det återigen svårt att få ett perspektiv på den här studiens resultat, men gör det möjligt att säga att fibrer av olika ursprung är vanligt förekommande i utgående vatten från reningsverk. Eftersom en del studier har visat att koncentrationen mikroplast i utgående vatten från reningsverk kan variera över tid och beroende på om det har kommit mycket nederbörd är det också viktigt att ha detta klart innan man jämför resultat direkt med varandra.

Att den här studien främst har kommit att fokusera på specifikt plastfiber gör det svårt att jämföra resultaten med dessa andra resultat som ofta innefattar även andra partiklar än just plastfiber. Koncentrationerna av plastfiber den här studien fann var högre än koncentrationerna av plastfiber man har funnit i andra liknande studier, även om skillnader i metodologi gör det svårt att jämföra resultaten rakt av. Varför fynden är olika kan bero på en mängd faktorer. Antagligen finns det en faktisk skillnad i koncentration av mikroplast mellan olika reningsverks vatten. Vidare ska man, om man ska jämföra resultat, jämföra just koncentrationen av plastfiber med varandra, vilket inte är möjligt eftersom olika studier delar upp fynd av mikroplast i olika kategorier. Dessutom behöver man för jämförelser veta retentionsgraden för reningsverken, alltså hur effektivt de avlägsnar mikroplast ur vattnet. Det kräver att man förutom koncentrationen mikroplast i utgående vatten

också undersöker koncentrationen mikroplast i inkommande vatten till verken. Studier har visat att koncentrationen mikroplast i inkommande vatten varierar mycket från reningsverk till reningsverk (Magnusson & Wahlberg, 2014). Först när man har beräknat retentionsgraden kan man skapa sig en uppfattning om hur bra reningen fungerar och vad som eventuellt kan förbättras.

Samtidigt som det är svårt att dra större slutsatser ur den här studiens och andra studiers resultat om förutsättningarna för studierna är olika är resultaten fortfarande viktiga eftersom de ger en indikation på hur situationen ser ut, och visar att mikroplast uppträder i många reningsverks spillvatten. Studier av exempelvis Berglund & Fogelberg (2017) har visat att mikroplast återfinns i filterare, och att mikroplast kan vara en vektor för miljögifter (Teuten et al., 2009). Det innebär att det inte enbart ur en nedskräpningssynvinkel utan även av andra anledningar är viktigt att förstå källor och spridningsvägar för mikroplast. Studien av Berglund och Fogelberg (2017) fokuserade på Höje å, som är Källby reningsverks recipient. Fokus låg även just på plastfiber av samma typ som identifierades i den här studien. Även om det skulle krävas mer ingående studier för att dra säkra slutsatser ligger det nära tillhands att se utloppsvattnet från Källby reningsverk som en källa till mikroplasten som återfanns i filterarna i den studien. Närmare studier skulle behöva göras för att studera mekanismen med vilken filterare tar upp mikroplast ur vattnet, och även vilken typ av mikroplast de får i sig. Det skulle också göra att man på ett bättre sätt skulle kunna uppskatta hur mycket mikroplast kan påverka ekosystem, vilket i sin tur skulle kunna göra att man kan bestämma hur mycket resurser som bör läggas på att minska utsläppen och åtgärda utsläpp som redan har skett.

Flera faktorer kan påverka förekomsten av mikroplast i utloppen från reningsverk. Reningsverksdammarna som låg i fokus för den här studien kan på flera olika sätt tänkas påverka koncentrationen mikroplast i vattnet, även om den här studiens resultat inte visade någon säker trend. Vid tiden för provtagningen hade inte växtsäsongen riktigt börjat, något som kan ha påverkat förekomsten. Mycket växtlighet har i andra studier (Jönsson, 2016) teoretiserats kunna påverka koncentrationen mikroplast eftersom partiklarna kan fastna på blad och växtlighet. Studier har visat att den största avskiljningen av olika typer av mikrokröp, däribland mikroplast, sker i reningsverks sedimentationsbassänger (Magnusson & Wahlberg, 2014). Även om sedimentationsbassänger inom reningsverk får antas skilja sig mycket från dammarna som låg i fokus för den här studien kan sedimentation vara en förklaring till avskiljning i även dammarna. Reningsverksdammarnas utformning vid Källby är i form av ett system av flera liknande dammar som är avdelade mellan varandra och seriekopplade. Självfall för vattnet genom dammsystemet, och vid respektive damms utlopp till nästa damm sker stor omröring av vattnet. Detta kan tänkas påverka dammsystemets förmåga att avskilja mikroplast genom sedimentation, eftersom att omröringen av vattnet som sker ett antal gånger på vattnets väg genom dammsystemet knappast kan



tänkas gynna sedimentation. Något som omrörningen av vattnet kan göra är kanske att sönderdela mikroplast, även om det inte är något som kan styrkas utifrån den här studien. Samtidigt som omrörning möjligtvis påverkar partiklarnas förmåga att sedimentera är det troligtvis gynnsamt för att öka syresättning av vattnet. Således kan man kanske se en konflikt mellan sedimentationsmöjligheter och syresättning av vattnet. Syresättningen av vattnet är dock viktig för verksamheten, och kravet för syremättnadsgrad i utgående vatten från Källby reningsverk är 60% (VA Syd, 2017). Det innebär att man inte utan vidare kan göra förändringar i anläggningen som riskerar att minska syresättningen av vattnet, även om det kanske skulle kunna gynna sedimentation av mikroplast.

Med begränsad data är det svårt att dra slutsatser om varför det fanns få större plastfibrer  $>300\ \mu\text{m}$  vid provpunkt 1 än vid provpunkt 2. En anledning kan vara att de större fibrerna som tidigare nämnt kan ha sedimenterat på sin väg mellan provpunkterna. En annan teori kan vara att det sönderdelades under samma sträcka. Om fallet var att de sönderdelades skulle man isåfall kunna förvänta sig att provpunkt 2 uppvisar högre koncentration plastfibrer än provpunkt 1, vilket inte var fallet. Därför är det utifrån de här resultaten svårt att säga vad som händer med plastfibrerna  $>300\ \mu\text{m}$  och varför de är färre vid provpunkt 2 än vid provpunkt 1. Antagligen är det även så att det i inkommande vatten till reningsverket finns fler små partiklar, vilket även det kan förklara skillnaderna.

## 4.2 Metod för provtagning och analys

Ett syfte med studien var att undersöka hur väl metoden för provtagning och analys fungerar, och då i en kontext där både resurser och tid är mycket begränsade. Överlag har valda metoder fungerat bra. Studiens resultat och genomförande visar tydligt att den valda metoden är tillämplig för att undersöka mikroplast i vatten, men att det också finns potential för förbättring. Att studien påvisar förekomst av mikroplast i form av plastfibrer vid provpunkterna är förvisso viktigt ur många olika synvinklar, men till följd av den begränsade provtagningen och analysen kan inte större slutsatser än så dras ur resultatet. Många studier på området mikroplast har dragit liknande slutsatser, att metodval för provtagning och analys kraftigt ökar eller begränsar de slutsatser man kan dra från resultatet. I en studie av Magnusson och Norén (2011) nämns att filtrering med  $10\ \mu\text{m}$ -filter resulterade i 500 gånger högre fiberkoncentration och 2500 gånger högre partikelkoncentration än filtrering med  $300\ \mu\text{m}$ -filter. Samtidigt har många studier, framförallt i havsmiljö, gjorts med enbart  $300\ \mu\text{m}$ -filter. Eftersom utsläppen av mikroplast kommer från många olika källor och havet ofta är platsen dit mycket mikroplast som inte avlägsnas förs (Naturvårdsverket, 2017) är det av stor vikt att studier på mikroplast vid olika punkter i transporten från källor till recipienter görs på samma sätt. Också i takt

med att fokus flyttar mot studier på mindre och mindre partiklar blir det svårare att jämföra resultat mellan studier, eftersom äldre studier ofta använder grövre filter. Det belyser återigen vikten av att utveckla en standardiserad metodik för provtagning och analys. Ytterligare en aspekt att ta hänsyn till är mängden vatten som kan filtreras genom olika filter innan de sätter igen av till exempel organiskt material. I en studie på mikroskärp vid svenska reningsverk (Magnusson & Wahlberg, 2014) kunde ca 1 kubikmeter vatten filtreras genom 300 µm-filter innan de satte igen, att jämföra filtreringen genom 20 µm-filter i samma studie där bara få liter kunde passera. I den här studien var igensättning av filter inget egentligt problem eftersom volymerna som filtrerades var begränsande, och inte innehöll slam och annat material vilket kan vara fallet om man analyserar vatten provtaget inne i reningsverk. I studier som inte görs på lika rent vatten, exempelvis på inkommande vatten till reningsverk, blir det viktigare att ta hänsyn till igensättande av filter.

I studier på mikroplast i vatten är två olika metoder vanligt förekommande, att samla in vatten för filtrering på laboratorium, och direkt filtrering ur vattenvolymer på plats med pumpanordning. Den senare kräver mer i utrustningsväg men resulterar också i ”färdiga” filter man kan studera direkt på laboratorium. Således kan den senare vara bra att använda då många provpunkter ska undersökas, eller när man vill titta på förekomsten i större volymer av vatten. Även i den här studien skulle direkt filtrering på plats kunna ha använts som komplement till insamlande av vatten eller som enda metod, men det skulle kräva en budget och mer tid. Beroende på vilka förhållanden som råder kan också filtrering på plats vid provpunkten resultera i felkällor, något som visades i Jönssons (2016) studie där ett referensprov kontaminerades av omgivande luft.

Studien har visat att det är möjligt att studera förekomsten av mikroplast med begränsade resurser, och av en person. Visserligen skulle fler provpunkter och mer ingående analyser skapa en bättre bild av situationen, men sett till tiden och resurserna som har lagts ner har studien producerat viktigt underlag för framtida undersökningar och ytterligare testat metoder som har använts i flera tidigare studier, då främst med avseende på filtreringen som ingick i studien. Att ett syfte med den här studien har varit att undersöka hur väl metoder fungerar innebär inte att den har utgått från helt oprövade principer. Koncept såsom filtrering med 20 µm och 300 µm-filter samt okulär besiktning av dessa filter i mikroskop har använts tidigare i liknande studier. Ofta har de studierna också innefattat ytterligare analyser av fynd med FTIR, en typ av analys med hjälp av ljus, och liknande materialanalyser. Att som i det här fallet begränsa studien till analyser med enklare instrument innebär också att man begränsar slutsatserna som kan dras från resultaten. Den mest krävande, och för resultatet viktigaste delen av studien, var analysen av filtren. Tidigt stod det klart att mikroplast i form av mer runda partiklar var mycket svårt att skilja från naturligt förekommande partiklar, trots jämförelse med referensbilder och smälttest. Det ligger i linje med konstateranden från andra

studier som har fokuserat på metodologin vid studier på mikroplast (Löder & Gerds, 2015). Detta faktum gjorde att fokus främst kom att ligga på plastfiber, som har en karaktär som gör de mycket lättare att identifiera bland organiskt material än annan potentiell mikroplast. Att resultatet på så sätt kom att begränsas till plastfiber, som bara är en typ av mikroplast bland flera andra, var en nödvändighet eftersom att försöka karaktärisera och kvantifiera annan mikroplast skulle ta allt för lång tid och ge upphov till för mycket osäkerheter. Fokuset på just plastfiber gör att man av resultaten i den här studien inte kan dra närmare slutsatser om hur dammarna påverkar förekomsten av mikroplast, om man med mikroplast syftar till även partiklar, flagor och andra vanligt förekommande former. Olika metoder för att underlätta analysering av mikroplast prover har använts, däribland saltlösningar vid analys av sediment (Leslie et al., 2013) och upplösning i syra vid analys av mikroplast i organismer (Berglund & Fogelberg, 2017). Såna lösningar skulle potentiellt sett också kunna användas i studier som den här, för att göra det lättare att identifiera mikroplast bland naturligt förekommande organiskt material som kan finnas i vattnet. Som andra studier pekar på (Leslie et al., 2013) kan man dra nytta av plasts kemiska egenskaper vid analyserna. Som en följd av det organiska innehållet i vattnet i den här studien var lågt behövdes dock ingen förbehandling med kemikalier. Det hade dock kunnat vara fallet om vattnet togs senare på säsongen då vattnet får antas innehålla mer organiskt material.

En viktig del av studien har varit att identifiera och ta hänsyn till felkällor, både inom provtagning och analys. I tidigare studier har man bland annat undvikit klädesplagg som fleece (Magnusson & Wahlberg, 2014., Jönsson, 2016) just för att den sortens plagg ger ifrån sig precis sortens mikroplast man kan förväntas hitta vid analys av prover. I den här studien gjordes samma avvägning och kläder som fleece undveks både vid provtagning och laboratoriearbete. En annan möjlig felkälla är hanteringen av filtren och kärnen som användes för provtagning. Filtren förvarades tillslutet förutom precis vid analysen av dem, och de kontrollerades före filtrering för att undvika att det fanns mikroplast på dem som senare skulle kunna tolkas komma från vattnet. I enstaka fall fanns det partiklar lik mikroplast på filtren vilket visar hur viktigt de är att undersöka dem före filtrering och analys.

Den här studien omfattade provtagning vid två tillfällen med 6 dagars mellanrum. Provtagningen gjordes på eftermiddagen ena dagen och på förmiddagen den andra dagen. Skillnaden i koncentration av plastfiber mellan de två dagarna var liten, vilket bara sett till det skulle innebära att dygnsvariationerna kanske inte är så stora. Andra liknande studier (Leslie et al., 2013) har dock rapporterat stora skillnader i mikroplast-koncentration från prover tagna samma dag men på olika tid under dygnet vilket tyder på att tidsaspekten kan vara en viktig faktor att ta hänsyn till vid den här typen av studier. För att effektivt förstå dygnsvariationer och varför de uppkommer behövs antagligen en djupare kunskap om reningsverkens processer och eventuella variationer i dessa. Det stärker ytterligare tanken om att man vid studier på mikroplast vid reningsverk bör

inkludera provtagningen på inkommande vatten och idealt också efter de olika individuella stegen i reningsprocessen för att på så sätt mer effektivt kunna förstå variationer i koncentration. Magnusson et. al (2016) visade att nederbördsmängder kan påverka koncentrationen mikroplast i vatten från reningsverk, och i ljuset av att nederbörden för SMHI:s station vid Lund var nära normal för tiden för provtagningen får detta ses som positivt utifrån ett felkälle-perspektiv. Eftersom mycket väderdata är kopplad till specifika platser där mätning sker beror möjligheten på att kunna ta hänsyn till detta på hur vilka avstånd som finns mellan upptagningsområden för reningsverk och väderstationer.

### 4.3 Mikroplastens källor

De plastfiber som studien identifierade är väldokumenterade i andra studier på mikroplast, som i bland annat i Leslie et. al (2016) och Magnusson & Wahlberg (2014). De är långsmala med liknande tjocklek över hela längden och ofta klart färgade. Deras exakta ursprung är svårt att bestämma, men ofta antas de komma från tvätt av kläder som fleece och andra syntetiska material. Naturvårdsverket (2017) nämner att mängden mikroplast i form av syntetfibrer som når svenska reningsverk ligger i storleksordningen 8–945 ton per år, och att tvätt av syntetplagg är en betydande källa till mikroplaster. Studier som har undersökt tvätt av syntetplagg direkt har visat att antalet fibrer per m<sup>2</sup> tyg och liter tvättvatten uppgår till flera tusen (Åström, 2016). Vidare är bilder på fibrer från Åströms (2016) studie mycket lika bilder på fibrer i den här studien. Detta stärker teorin att plastfibrerna som identifierades i den här studien kan ha sitt ursprung i tvätt av syntetplagg. Eftersom Källby reningsverk är relativt stort är det svårt att närmare säga vilka de specifika källorna till mikroplasten i form av syntetiska fibrer kan vara. Som Naturvårdsverket (2017) nämner kan privata hushåll antas stå för en del, precis som tvätterier kan antas stå för en annan del. Att kvantifiera och jämföra källorna till mikroplast i form av syntetiska fibrer skulle vara mycket tids- och resurskrävande.

De svarta partiklarna som studien identifierade kan inte med säkerhet sägas vara mikroplast. Antagligen är de ingen enhetlig grupp, en del av dem kan vara mikroplast medan andra kan vara bitar av kvarts eller skaldelar från djur. Just förväxlingsrisken vid identifikation av mikroplast är något Löder & Gerds (2015) tydligt har visat på. Det satt ofta organiskt material på de funna svarta partiklarnas yta, vilket ytterligare gjorde det svårare identifiera dem. I tidigare studier har man identifierat svarta partiklar i sediment från dagvattenbrunnar (Norén et al., 2016) och i vatten i våtmarker som tar vatten från reningsverk (Jönsson, 2016). I det första fallet beskrevs partiklarna som asfaltslikande, och utifrån bilder kan de sägas vara relativt lika de svarta partiklarna som återfanns i den här studien. En skillnad var

dock att de svarta partiklarna i den här studien var betydligt mindre, vilket kan tala för att de har ett annat ursprung. Något som skulle tala för att de har samma ursprung är att skillnaden i storlek beror på att de är i olika stadie av sönderdelning. I det andra fallet (Jönsson, 2016) var de svarta partiklarna den dominerande kategorin partiklar på de flesta av provpunkterna, men deras sammansättning och ursprung mer svårbestämt. Svarta partiklar, till utseendet likt de som hittades i den här studien, har även hittats i prov tagna på havsvatten (Naustvoll & Norén, 2010). Även i den studien visade det sig svårt att bestämma deras ursprung, även om de teoretiserades kunna komma från vägslitage. Sammantaget blir det tydligt att svarta partiklar är svåra att bestämma med avseende på material och ursprung, även i studier med större resurser. Bättre utvecklade metoder behövs för att man med säkerhet ska kunna dra närmare slutsatser kring svarta partiklar av den typen som beskrivs i den här och andra studier. Tillämpliga metoder för det ändamålet kan till exempel vara olika typer av spektroskopi, som är analys med ljus i specifika våglängder (Löder & Gerds, 2015). Med tanke på att mikroplast har visat sig kunna verka som vektor för potentiellt skadliga ämnen (Brennecke et al., 2016, Bowmer, T. & Kershaw, P., 2010) skulle det dock vara av stor vikt att kunna avgöra om det är den typen av partiklar det handlar om. Om det skulle vara så att de svarta partiklarna består av, ur en toxicitetssynvinkel, mer ofarliga ämnen som organiskt material och sten kan man vid fynd av dessa i vatten bortse från dem och inte analysera de närmare.

#### 4.4 Resultaten i ett större perspektiv

Källby reningsverks recipient är Höje å, och det är också dit plastfibrerna som konstaterades i utloppet från dammarna förs i första hand. Recipientkontroll görs varje år för Höje å på uppdrag av Höje å:s vattenråd, som består berörda kommuner och företag. Recipientkontrollen omfattar många typer av provtagningar och klassningar, bland annat ekologisk status, vattenkvalitet, metallhalter och näringstillstånd. Syftet med kontrollerna är att bedöma påverkan på sjöar och vattendrag och för att bedöma ekologisk- och kemisk status (Ekologgruppen, 2017). I ljuset av att mikroplast bevisligen släpps ut ån i form av plastfiber från Källby reningsverk, tas upp av filterare i ån (Berglund & Fogelberg, 2017) och kan verka som vektor för olika sorters föroreningar (Brennecke et al., 2016, Bowmer, T. & Kershaw, P., 2010) samtidigt som kunskapen om mikroplast idag är begränsad skulle det vara välmotiverat att utöka recipientkontrollen med undersökningar av mikroplast. Inom Höje å:s vattenråd finns också ett stort fokus på våtmarker och deras effekt på vattenkvaliteten i ån. Eftersom studier har visat att just våtmarker effektivt kan avskilja mikroplast från vatten (Jönsson, 2016) kan även detta motivera analys av koncentrationen mikroplast i ån och leda till mer ingående

undersökningar kring hur de anlagda och restaurerade våtmarkerna som finns inom vattensystemet eventuellt påverkar koncentrationen mikroplast i ån.

Höje å:s utlopp till Öresund ligger några kilometer nedströms punkten där ån tar emot vatten från reningsverksdammarna. Hur koncentrationen mikroplast påverkas under den sträckan är svårt att säga, men att ån för med sig mikroplast ut i havet får anses troligt med bland annat den här studiens resultat i åtanke. Väl i havet kan mikroplasten distribueras på olika sätt beroende på partiklarnas egenskaper, väderförhållanden och havsströmmar (Lusher, 2015), och man har till exempel funnit mikroplast på mycket stora djup (Courtene-Jones et al., 2017). Den här studien fann tydligt högre koncentrationer av mindre än större mikroplast i både inloppet och utloppet från dammarna, vilket följer samma mönster som fynden av mikroplast man har gjort i hav (Lusher, 2015). Området runt Öresund är tätbefolkat och förutom Höje å mynnar flera andra åar med potentiell mikroplastproblematik ut i samma havsområde, vilket gör att det kan finnas höga koncentrationer mikroplast i just Öresund. Hur plastens distribueras i Öresund är dock svårt att säga, och eftersom att andra studier har visat att mikroplast tenderar att samlas ihop av strömmar och andra förhållanden till vissa platser i haven (Lusher, 2015), får man anta att detta också är fallet med Öresund. Mikroplastansamling på stora djup som har konstaterats i Courtene-Jones et al. (2017) får dock anses som ett mindre problem eftersom Öresund är relativt grunt. Dock har Öresund som en följd av det ringa djupet potential att värmas upp mycket vilket blir intressant i ljuset av fynd av bakteriers potentiella koppling till mikroplast (Kirstein et al., 2016). Ytterligare faktorer som skulle kunna främja bakteriers koppling till mikroplast i just Öresund är fynden av högre koncentration bakterier nära sötvattenutlopp till havet (Martinez-Urtaza et al. 2008). Flera faktorer kan alltså ses kunna göra mikroplast i Höje å och i Öresund till ett större problem än bara nedskräpning.

Eftersom mycket mikroplast avskiljs tillsammans med slammet i reningsverken (Magnusson & Norén, 2014), och detta slammet under en längre tid har använts för att gödsla åkrar, skulle det vara intressant att undersöka var mikroplasten som sprids på det sättet tar vägen. Man kan se flera möjliga scenarier, att mikroplasten bryts ner innan den når åkrarna, att den stannar där slammet sprids eller att den så småningom förs från åkrarna till större vattendrag som Höje å. Mikroplastens förmåga att binda föroreningar till sig gör också det angeläget att undersöka slam användningen och åkrarna slammet tillförs, tillsammans med faktumet att man i vissa studier (Hansen & Vollertsen, 2017) har uttryckt potential för ansamling av mikroplast på åkrar som gödslas med slam från reningsverk.

Trots att studierna på mikroplast är få och datan kring förekomster ofta är kopplad till icke-standardiserade metoder kan man redan idag dra slutsatsen att mikroplast är ett ovälkommet inslag i de olika delar av naturen där det idag återfinns då den innebär både nedskräpning och har direkta skadliga effekter på djurliv. Det övergripande fokuset måste därför ligga på att begränsa utsläppen, vilket också är

något som tas upp av Naturvårdsverket (2017). Bedömningarna man gör där är att man genom styrmedel som riktar in sig på bland annat produktion av syntettextilier och på konsumenter kan minska utsläppen av mikroplast i form av syntetiska textilfibrer, samma typ av fibrer som den här studien fann. Naturvårdsverket (2017) menar också att det generellt sett råder kunskapsbrist kring mikroplastproblematiken, något som studier som denna direkt motverkar. Vidare anser man att det behövs mer information kring typen av syntetfibrer som uppkommer vid tvätt och som sedan släpps ut. Det talar för att framtida studier på mikroplast i miljöer som den i den här studien idealt sett bör innehålla standardiserade materialanalyser på de partiklar som hittas, och inte bara fokusera på koncentrationen. Att undersöka koncentrationen är visserligen viktigt i ett första stadie, och för att täcka direkta kunskapsluckor, men i takt med att forskningsområdet utvecklas och strävan efter faktiska lösningar på problemet blir tydligare behövs mer detaljerad information. Fortsatta studier bör därför i möjligaste mån fokusera på att använda metoder som ger säkra bedömningar av partiklars ursprung eftersom det idag är ett stort hinder inom forskningsområdet. Vidare bör filter av samma typ som i andra studier användas, eftersom det gör det lättare att sätta resultaten och funna koncentrationer i större sammanhang.

## 5. Slutsats

Studien visar att mikroplast i form av plastfiber finns i reningsverksdammarna, både i inloppet till dammarna och i utloppet från dammarna till Höje å. Vidare visar studien att koncentrationen mikroplast i form av plastfiber skiljer sig något mellan de två provpunkterna men att trenden utifrån de här resultaten inte är statistiskt signifikant. Till följd av begränsade resurser för analys och tid kunde inte annan mikroplast än just plastfiber identifieras. Metoden fungerade dock bra för att identifiera just dessa. I ljuset av vad andra studier har visat är det i studier på mikroplast optimalt att förutom använda enkla metoder som mikroskopi även göra materialanalyser i form av exempelvis spektroskopi för att säkerhetsställa partiklars ursprung.

Studiens resultat ställer frågor kring vilken effekt den konstaterade koncentrationen plastfiber har på miljön, samt vad som händer med mikroplasten efter att den lämnar reningsverksdammarna, når Höje å och potentiellt Öresund. I takt med att utsläppen av mikroplast uppmärksammas mer och mer kommer också fokus för forskningen att skifta från att identifiera förekomster till att försöka finna lösningar på problematiken och bättre förstå hur mikroplasten påverkar och påverkas av miljöerna den uppträder i. I linje med Naturvårdsverkets rapport (2017) behövs i många fall en kombination av förändrad lagstiftning för att bättre kontrollera utsläppen av mikroplast, mer omfattande studier för att få ett bättre grepp om situationen samt nya tekniska lösningar för att komma till bukt med problemet.





# Tack!

Jag vill tacka Ylva Eriksson och Sakarias Ekman på VA Syd för att jag fick ta prover på erat vatten och för svar på frågorna jag hade. Utan möjligheten ni gav mig hade den här studien inte varit möjlig att göra. Jag vill även tacka min handledare Maria Hansson som har varit ett mycket bra stöd under processen. Sist men inte minst vill jag tacka Marie Svensson för hjälp med utrustningen och material som användes i studien!

# Referenser

- Berglund, E. & Fogelberg, V. (2017). Mikroplastens intåg i den limnologiska miljön - Allmän dammussla (*Anodonta anatina*) innehåller mikroplast. [Examensarbete]. Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. Tillgänglig: <https://lup.lub.lu.se/student-papers/search/publication/8915212>
- Brennecke, D., Caçador, I., Canning-Clode, J., Duarte, B., Paiva, F. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 189-195.
- Bowmer, T., Kershaw, B. (2010). Proceedings of the GESAMP - International Workshop on micro-plastic particles as a vector in transporting persistent, bio-accumulating and toxic substances in the oceans. *Gesamp*. (82). Tillgänglig: <http://unesdoc.unesco.org/images/0019/001922/192205e.pdf>
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S.F., Mogg, A.O.M., Narayanaswamy, B.E. (2017). Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution* 231: 271-280.
- Ekologgruppen. (2017). Höje å recipientkontroll 2016. Tillgänglig: [http://www.hojea.se/rapporter/Hoje\\_aa\\_SRK\\_aarsrapport\\_2016.pdf](http://www.hojea.se/rapporter/Hoje_aa_SRK_aarsrapport_2016.pdf)
- Heinonen, M., Talvitie, J. (2014). Preliminary study on Synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant. Baltic Marine Environment Protection Commission HELCOM. Tillgänglig: [http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Projects/BASE/Microplastics%20final%20report%20Base\\_final.pdf](http://www.helcom.fi/Documents/HELCOM%20at%20work/Projects/BASE/Microplastics%20final%20report%20Base_final.pdf)
- Jönsson, R. (2016). Mikroplast i dagvatten och spillvatten. [Examensarbete]. Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. Tillgänglig: [http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2016/12/Robert\\_Mikroplast\\_i\\_dagvatten\\_och\\_spillvatten\\_exjobb\\_UU\\_2016.pdf](http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2016/12/Robert_Mikroplast_i_dagvatten_och_spillvatten_exjobb_UU_2016.pdf)
- Jörundsdottir, H., Lloyd, H., Magnusson, K., Norén, F., Setälä, O. & Talvitie, J. (2016). Microlitter in sewage treatment systems. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 194).

Tillgänglig:

<http://www.ivl.se/download/18.7e136029152c7d48c202852/1464246917400/C194.pdf>

Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdt, G. (2016). Dangerous hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research* 120:1-8,

Leslie, H.A., M.J.M, van Velzen., A.D., Vethaak. (2013). Microplastic survey of the Dutch environment. Institute for Environmental Studies, VU University Amsterdam. Tillgänglig: [http://www.ivm.vu.nl/en/Images/IVM\\_report\\_Microplastic\\_in\\_sediment\\_STP\\_Biota\\_2013\\_tcm234-409860.pdf](http://www.ivm.vu.nl/en/Images/IVM_report_Microplastic_in_sediment_STP_Biota_2013_tcm234-409860.pdf)

Löder, M. and Gerdt, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. *Marine Anthropogenic Litter* 447:201-227.

Lusher, A. (2015). Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects. *Marine Anthropogenic Litter* 447:245-307.

Magnusson, K. & Norén, F. (2011). Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning. N-research. Tillgänglig: <http://www.n-research.se/pdf/Magnusson%20och%20Norén%202011%20Rapport%20om%20mikroskräp%20i%20Svenska%20vatten.pdf>

Magnusson, K. & Norén, F. (2014). Screening of microplastics in and down-stream a wastewater treatment plant. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 55). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf>

Magnusson, K., Norén, F., Norén, K. (2016). Mikroskräp i inkommande och utgående renat vatten vid Arvidstorps reningsverk i Trollhättans kommun. IVL Svenska Miljöinstitutet. (B 2255). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/download/18.422aa27a15260b0160f25e/1454339657967/B2255.pdf>

Magnusson, K. (2014). Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 71). Tillgänglig: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M320/M320.pdf>

Magnusson, K., Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (B 2208). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b51a3/1443173318867/B2208>

%2BMikroskopiska%2Bskräppartiklar%2Bi%2Bvatten%2Bfrån%2Bavloppsreningsverk.pdf

- Martinez-Urtaza, J., Lozano-Leon, A., Varela-Pet, J., Trinanes, J., Pazos, Y., Garcia-Martin, O. (2008). Environmental determinants of the occurrence and distribution of *Vibrio parahaemolyticus* in the rias of Galicia, Spain. *Appl. Environ. Microbiol* 74: 265-274
- Naturvårdsverket. (2017). Mikroplaster. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6772-4.
- Naturvårdsverket. (2009). Uppföljning av effekten av anlagda våtmarker i jordbrukslandskap. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6309-2
- Naturvårdsverket. (2010). Rening av avloppsvatten i Sverige. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-8629-9.
- Naustvoll, L. J. & Norén, F. (2010). Survey of microscopic anthropogenic particles in Skagerrak. N-research, Havforskningsinstitutet. (TA 2779). Tillgänglig: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2779/ta2779.pdf>
- Teuten, E.L., Saquing J.M., Knappe, D.R.U., 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. *Philos. Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364:2027–2045
- VA Syd. Källby avloppsreningsverk. Utgåva 04 2014.08. Tillgänglig: <https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Broschyrer/Vatten-och-avlopp/Avloppsreningsverk-och-skyddsinformation/KallbyReningsverk2014-webb.ashx?la=sv-SE&hash=4933F699057251E0BD7674C2206141BD244165BA>
- VA Syd. VA SYD Miljörapport – Källby avloppsreningsverk 2016. Tillgänglig: <https://www.vasyd.se/-/media/Documents/Rapporter/Miljorapporter/2016/Miljrapport-2016-Kllby.ashx?la=sv-SE&hash=63FD46B803549238A0938AC729435CE519A8ED2E>
- Vollertsen, J. & Hansen, A., (2017). Microplastic in Danish wastewater - Sources, occurrences and fate. Miljøprojekt nr. 1906. Miljøstyrelsen, Danmark.
- Åström, L. (2016). Shedding of synthetic microfibers from textiles. [Examensarbete]. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet. Tillgänglig: [https://bioenv.gu.se/digitalAssets/1568/1568686\\_linn---str--m.pdf](https://bioenv.gu.se/digitalAssets/1568/1568686_linn---str--m.pdf)







**LUNDS**  
UNIVERSITET

[WWW.CEC.LU.SE](http://WWW.CEC.LU.SE)  
[WWW.LU.SE](http://WWW.LU.SE)

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning  
Centrum för miljö- och  
klimatforskning  
Ekologihuset  
223 62 Lund