

Mikroplaster i kretsloppet

*Emelie Ljung, Kristina Borg Olesen,
Per-Göran Andersson, Emma Fältström, Jes Vollertsen,
Hans Bertil Wittgren, Marinette Hagman*



Svenskt Vatten Utveckling

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

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Mikroplaster i kretsloppet
Title of the report:	Microplastics in the water and nutrient-cycle
Författare:	Emelie Ljung, RISE Jordbruk och livsmedel, Kristina Borg Olesen, Aalborg Universitet, Per-Göran Andersson, Hushållningssällskapet Skåne, Emma Fältström, Sweden Water Research (SWR), Jes Vollertsen, Aalborg Universitet, Hans Bertil Wittgren, SWR, Marinette Hagman, SWR
Rapportnummer:	2018-13
Antal sidor:	48
Sammandrag:	Rapporten innehåller metoder och resultat från en inledande kartläggning av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet. Resultaten ger bland annat en bild av hur mikroplastinnehållet kan se ut i inkommande avloppsvatten (efter rens-galler), utgående avloppsvatten, slam, slamgödslad jord och biogödsel, samt vilka plasttyper som kan förekomma.
Abstract:	The report contains methods and results from an initial survey of microplastics in the wastewater engineering cycle. The results give a picture of how the content of microplastics can appear in the analyzed fractions influent wastewater (after screen), effluent wastewater, sludge, soil fertilized with sludge and digestate, as well as the types of microplastics that may occur in the fractions.
Sökord:	Mikroplast, inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten, slam, slamgödslad jord, biogödsel, FTIR
Keywords:	Microplastic, influent wastewater, effluent wastewater, sludge, soil fertilized with sludge, digestate, FTIR
Målgrupper:	Kommunala VA-bolag/VA-organisationer
Omslagsbild:	Provtagning av jord på fältförsöken i Petersborg, Malmö. Foto: Åsa Stiller/Sweden Water Research
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens webbplats www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2018
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB
Om projektet	
Projektnummer:	16-111
Projektets namn:	Mikroplaster i kretsloppet
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, Revaq, Sweden Water Research

Förord

Detta projekt har varit en inledande kartläggning av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet, med syfte att få en ökad förståelse för flödet av mikroplaster inom detta område. Resultaten ska tolkas som att de ger en bild över hur det kan se ut, och inte hur det generellt ser ut. De fraktioner som ingick i studien var inkommande (efter rens-galler) och utgående avloppsvatten (till recipient), rötslam och slamgödslad jord. Även biogödsel ingick som en jämförelse till rötslam. För fraktionerna jord, slam och biogödsel har dessutom metodutveckling ingått i projektet, då det är första gången fraktionerna analyseras med avseende på mikroplaster med använd analysmetod. Det finns i dagsläget ingen standardiserad metodik för provtagning, provberedning eller analys av mikroplast.

Projektet inleddes i december 2016 och pågick till september 2018. Projektet har finansierats av Svenskt Vatten Utveckling och Revaq. Sweden Water Research (SWR) har medfinansierat projektet.

Projektgruppen har bestått av Emelie Ljung (projektledare), RISE Jordbruk och livsmedel, Kristina Borg Olesen, Aalborg Universitet, Per-Göran Andersson, Hushållningssällskapet Skåne, Emma Fältström, SWR, Jes Voltertsen, Aalborg Universitet, Hans Bertil Wittgren, SWR samt Marinette Hagman (projektägare), SWR. Aalborg Universitet har genomfört samtliga analyser inom studien.

Projektgruppen vill framföra ett tack till referensgruppen, som har bestått av Anders Finnson, Svenskt Vatten, Jes la Cour Jansen, Revaq, Ola Palm, RISE Jordbruk och livsmedel, Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten och Avfall, Cecilia Bertholds, Käppalaförbundet, David I'Ons/Susanne Tumlin, Gryaab, Barbara Culos, Ragn-Sells, Mia Carlevi, Göteborg Kretslopp och vatten, Linda Linderholm, Naturvårdsverket, samt Peter Wallenberg/Jan Eksvärd, LRF.

Ett tack även till VA SYD för hjälp med provtagning på inkommande och utgående vatten samt slamprov, och till den biogasanläggning som har bidragit med biogödselprov.

Innehåll

Sammanfattning	6
Summary.....	7
1. Inledning	9
2. Bakgrund	12
3. Analysmetoder för mikroplast.....	16
4. Genomförande	19
4.1 Lokalbeskrivningar	19
4.2 Provtagning	22
4.3 Provberedning och analys.....	24
4.4 Avgränsningar.....	27
5. Resultat och diskussion.....	29
5.1 Sjölunda avloppsreningsverk, Malmö	29
5.2 Fältförsök Petersborg, Malmö kommun.....	31
5.3 Biogödsel	34
6. Slutsatser och framtida studier	35
7. Referenser.....	37
Bilaga 1.	41

Sammanfattning

Rapporten innehåller metoder och resultat från en inledande kartläggning av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet. Resultaten ger bland annat en bild av hur mikroplastinnehållet kan se ut i inkommande avloppsvatten (efter rens-galler), utgående avloppsvatten, slam, slamgödslad jord och biogödsel, samt vilka plasttyper som kan förekomma.

Med mikroplaster menas oftast plastpartiklar som är mindre än 5 mm. Jämfört med många andra oönskade ämnen vet vi förhållandevis lite om mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet. Men intresset är stort för att kartlägga källor och spridning. I projektet togs prov på inkommande avloppsvatten (efter rens-galler) till Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö, utgående avloppsvatten till recipient, rötslam samt slamgödslad jord från Petersborg i Malmö kommun där ett fältförsök med slamgödsling har pågått sedan 1981. För att få en jämförelse med rötslam undersöktes också biogödsel från en svensk biogasanläggning som bland annat rötar matavfall. För fraktionerna jord, slam och biogödsel ingick metodutveckling. Metoden som användes för mikroplastanalys inkluderar Fourier Transformatad InfraRöd spektroskopi (FTIR). Mikroplast av storlek 10 µm–5 mm har analyserats. Resultatrapporteringen fokuserar på partiklar av storlek 10–500 µm, eftersom dataunderlaget för partiklar > 500 µm ansågs för litet för att dra slutsatser.

Innehållet av mikroplastpartiklar i inkommande avloppsvatten efter rens-galler (3 mm) på Sjölundaverket för storleksintervallet 10–500 µm var 0,18 mg/l, medan innehållet i utgående avloppsvatten var 0,0014 mg/l. Innehållet i det rötade slammet var 420 mg/kg TS. Innehållet av mikroplast i den jord som enbart mineralgödslats var 0,30 mg/kg TS. Marken som även slamgödslats med 1 ton TS/ha och år hade ett mikroplastinnehåll på 0,32 mg/kg TS, medan marken som fått 3 ton TS/ha och år hade ett innehåll på 3,4 mg/kg TS. Mikroplastinnehållet i biogödsel var 6 mg/kg TS.

Det är inte helt entydigt varför mikroplastkoncentrationen i mark som har slamgödslats med 1 ton TS/ha och år inte har ökat mot ej slamgödslad jord, samtidigt som marken som har slamgödslats med 3 ton TS/ha och år har tio gånger högre mikroplastinnehåll än den mark som inte slamgödslats. Normal slam användning är cirka 0,7 ton TS/ha och år, det vill säga 30 procent lägre än den minsta slammängden som användes i fältförsöket i Petersborg.

I den mark som gödslats med den lägre slamgivan, 1 ton TS/ha, hittas ca tio gånger lägre mikroplasthalter än vad det teoretiskt har beräknats vara. I den mark som gödslats med den högre slamgivan, 3 ton TS/ha, hittas ca tre gånger lägre mikroplasthalter än vad det teoretiskt har beräknats vara. Resultaten tyder på att det sker en minskning av mängden mikroplaster i mark som har slamgödslats jämfört med teoretiska beräkningar. Det kan exempelvis bero på nedbrytning i marken eller fragmentering av mikroplasterna till under detektionsgränsen på 10 µm.

Resultaten visar också en tendens till att det finns fler plasttyper i jord som har slamgödslats än i jord som inte mottagit slam. Det indikerar att sammansättningen av mikroplast i mark kan ha påverkats av slamtillförseln. Samtidigt visar resultaten att mikroplast även förekommer i åkermark som inte har mottagit slam.

Projektresultatet ger en bild över omfattningen av mikroplastavskiljning i det VA-tekniska kretsloppet samt förekommande typer och storleksfördelning av mikroplast i de analyserade fraktionerna. Fler studier behövs för att verifiera resultaten.

Summary

The knowledge of microplastics (< 5 mm) in the wastewater management cycle is generally low, but tracing of sources and pathways to aquatic and terrestrial systems is receiving more attention. At present there is no standardized method of sampling, sample preparation or microplastic analysis.

This project was aimed to create an overview and increased understanding of the flow of microplastics in the wastewater management cycle. The fractions included were influent (after screen) and effluent (to the recipient) wastewater, sewage sludge, soil fertilized with sludge and digestate from anaerobic digestion. For the soil, sludge and digestate fractions, method development was included. The project members were RISE Agrifood and Bioscience, Aalborg University, Hushållningssällskapet, Sweden Water Research and a reference group.

Water and sludge samples from Sjölanda wastewater treatment plant (WWTP) in Malmö, soil samples from the field trial in Petersborg in Malmö municipality and a digestate sample from an anonymous Swedish biogas plant, mainly digesting food waste, were analyzed by Aalborg University during the years 2017–2018. The method used for microplastic analysis includes Fourier Transformed InfraRed spectroscopy. Microplastics in the size range 10 µm–5 mm was analyzed. The results reported focuses on particles 10-500 µm, because the data for particles > 500 µm was considered too small to draw conclusions.

The content of microplastic particles in influent wastewater after the screen (3 mm) at Sjölanda WWTP was 0.18 mg/L for the size range 10–500 µm, while the content in effluent wastewater was 0.0014 mg/L. The microplastic content in sewage sludge was 420 mg/kg TS, and in the soil that only received mineral fertilizer was 0.30 mg/kg TS.

The soil which also received 1 ton TS sludge/ha and year had a microplastic content of 0.32 mg/kg TS, while the soil receiving 3 tones TS sludge/ha and year had a content of 3.4 mg/kg TS. The microplastic concentration in digestate was 6 mg/kg TS.

It is not clear why the microplastic concentration in soil receiving 1 ton TS sludge/ha and year is not higher than soil not receiving sludge, while the soil receiving 3 tones TS sludge/ha and year has ten times higher microplastic content. It should also be pointed out that current normal sludge supply is around 0.7 tones TS sludge/ha and year, which is 30 % lower than the amount received by the field trial in Petersborg. The soil fertilized with the lower sludge load, 1 ton TS / ha, has approximately 10 times lower microplastic concentrations in the soil than theoretically calculated – if there were e.g. no degradation or further fragmentation of microplastics in the soil. The soil fertilized with the higher sludge load, 3 tons TS / ha, has approximately 3 times lower microplastic concentrations than theoretically calculated – if there is e.g. no degradation or fragmentation of the soil microplastics.

The results also show a tendency for more plastic types in soil fertilized with sludge than in soil that has not received sludge. This indicates that the composition of microplastics in soil may have been affected by the sludge supply. At the same time, the results show that microplastic also occurs in soils that has not received sludge.

The project results give an overview of the microplastic separation in the wastewater management cycle and occurring types and size distribution of microplastics in the fractions. Additional studies are needed to verify the results.

1. Inledning

Små plastpartiklar, så kallad mikroplast, har uppmärksammats som ett miljöproblem de senaste åren. Begreppet ”mikroplast” används vanligen för att beskriva plastpartiklar som är mindre än 5 mm. Den nedre gränsen är mer odefinierad. Naturvårdsverket, i sitt regeringsuppdrag redovisat juni 2017, och GESAMP¹ definierar plast mellan 1 nm och 5 mm som mikroplast (GESAMP, 2015; Naturvårdsverket, 2017). Utöver storleksintervallet är det inte helt självklart vad som ska räknas som plast. Naturvårdsverket har en bred definition och som plast inkluderas ”*av människor tillverkade polymerer framställda av antingen olja eller biprodukter från olja, alternativt från biomaterial (biobaserade plaster)*” (Naturvårdsverket, 2017, sid. 22). Partiklar av bitumen och gummi (även naturgummi) räknas också in i begreppet mikroplast, även om dessa i strikt polymerisk mening är elastomerer.² Vidare ingår även partiklar från färg, eftersom polymerer ingår som bindemedel, samt kompositmaterial, där ett eller flera element är av plast. Vissa studier använder istället för mikroplast begreppet ”mikroskräp” (Norén et al., 2016) eller ”microlitter” (Talvitie et al., 2017) och inkluderar i dessa begrepp även vissa partiklar av icke-syntetiskt ursprung såsom bomullsfibrer.

Fakta: Om mikroplast

- Mikroplast är plastpartiklar mellan 1 nm och 5 mm
- Partiklarna kan se olika ut, t.ex. i form av korn, flagor eller fibrer
- Partiklarna består utav människan tillverkade polymerer (både oljebaserat och biobaserat)
- Primär mikroplast: Tillverkad i en storlek inom det definierade storleksintervallet
- Sekundär mikroplast: Sönderdelad till en storlek inom storleksintervallet

Källor: GESAMP (2015); Naturvårdsverket (2017)

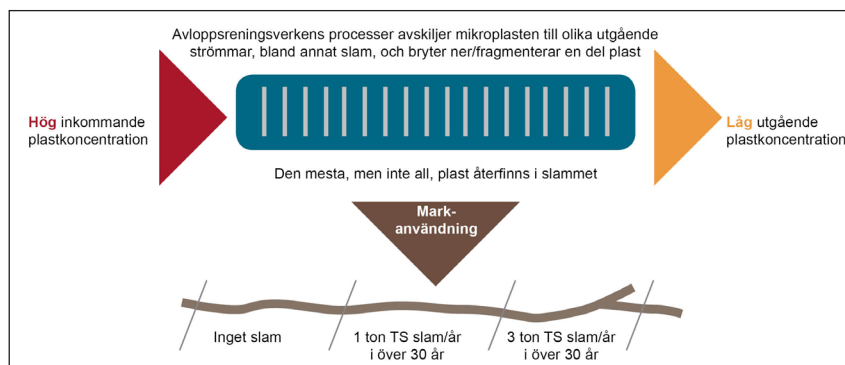
Mikroplasternas möjliga källor och spridningsvägar har kartlagts i såväl Norge (Sundt et al., 2014), Danmark (Lassen et al., 2015) som i Sverige (Magnusson et al., 2016). Den största källan till mikroplast i Sverige har identifierats som vägtrafiken, följt av konstgräsplaner. Även nedbrytning av makroplast antogs i Naturvårdsverket (2017) vara betydande. Hushållen bidrar också med en del mikroplast genom klädtvätt och användning av hygienartiklar innehållande plast. De identifierade källorna förväntas fram-

¹ GESAMP står för The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection och är FN:s rådgivande grupp för marina miljöfrågor. <http://www.gesamp.org/>

² Elastomerer är lättörliga polymerer med egenskapen att kunna töjas utan att materialet brister, och att de ursprungliga dimensionerna återtas, när belastningen upphör. Plast, å andra sidan, är syntetiska polymerer som kan formas till en form medan de är mjuka och sedan förblir i styv eller något elastisk form. När det gäller mikroplast anses båda elastomerer och plast vara mikroplastiska (Sundt et al., 2014; Lassen et al., 2015).

förrallt spridas med dagvattnet, men även via avloppsvattnet. På avloppsreningsverken avskiljs en del av mikroplasten i galler, i sandfång och i fett/flytslam och en del av mikroplasten avskiljs till slammet (se t.ex. Murphy et al., 2016; Carr et al., 2016). Det finns dock få studier som undersökt innehållet av mikroplast i avloppsslam och studier som undersökt slamgödslad jord är näst intill obefintliga.

Syftet med detta projekt är att få en ökad förståelse för flödet av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet och mer precist att karaktärisera förekomst (i form av massa och antal), storleksfördelning och sammansättningen av mikroplaster i orenat och renat avloppsvatten, rötslam och slamgödslad jord (se Figur 1.1). Som en jämförelse till rötslammet har även biogödsel³ från en svensk biogasanläggning som hanterar matavfall, gödsel och livsmedelsavfall karaktäriserats (se vidare 4.1.3 *Biogödsel*, under 4.1 *Lokalbeskrivningar*). Mikroplaster i detta sammanhang avser fragment av syntetiska material som t.ex. textilfibrer, fragment från plastpåsar eller förpackningar etc. Gummi från bildäck ingår inte i studien, eftersom analysmetoden som används inte kan identifiera detta material (se vidare 4.4 *Avgränsningar*). I denna studie begränsas analyserna till partiklar från 10 µm⁴ till 5 mm. Analysen var uppdelad i två delar, där intervallet 10–500 µm analyserades med µFTIR-imaging medan intervallet 500 µm till 5 mm analyserades genom manuell sortering av partiklar under ljusmikroskop, med efterföljande analys av möjliga plastpartiklar med ATR-FTIR (se vidare 4.3 *Provberedning och analys*).



Se även Figur 4.3 för principskiss över provtagningspunkter.

Figur 1.1 Principskiss över det VA-tekniska kretsloppet och de olika fraktionerna som ingår i detta projekt (Illustratör: VA SYD).

Mikroplastforskningen är fortfarande i sin linda, men de senaste åren har det hänt mycket, både på forskningsfronten och i övrigt i samhället. I kapitel 2. *Bakgrund* ges en översikt över forskningsläget och mikroplastinitiativ i Sverige. Det finns i dagsläget ingen standardiserad metodik för provtagning, provberedning eller analys av mikroplast. Detta gör att det är mycket svårt att jämföra och dra slutsatser utifrån de studier som finns idag. Det är också svårt att skapa sig en uppfattning om studiernas tillförlitlighet. Problematiken kring metoderna diskuteras mer ingående i kapitel 3. *Analysmetoder för mikroplast*. Den metodik som använts i detta projekt beskrivs i kapitel 4.

³ Biogödsel: Rötrest som kommer från samrötningsanläggningar och som inte innehåller några avloppsfractioner.

⁴ 10 µm är allmänt accepterad som den nedre detektionsgränsen, vilken idag tekniskt är möjlig för mikroplastanalys.

Genomförande. Resultatet presenteras och diskuteras i kapitel 5. *Resultat och diskussion* och slutsatser samt behov av ytterligare studier återfinns i kapitel 6. *Slutsatser och framtida studier.*

2. Bakgrund

Det finns fortfarande stora kunskapsluckor kring mikroplasternas spridning i miljön och dess miljöpåverkan. De senaste åren har frågan fått stort fokus, inte bara inom forskarvärlden, utan även bland politiker, myndigheter och allmänheten, bland annat genom riktlinjer och policys för att hantera de negativa miljöeffekterna av plast.

Det är stor skillnad mellan olika miljöer vad gäller möjligheterna att biologiskt bryta ned mikro- och makroplaster (d.v.s. större plastföreningar) eller andra föreningar. Miljöer med en hög mikrobiell aktivitet och med en stor och diversifierad fauna av ”smådjur”, som t.ex. åkermark, har betydligt bättre förutsättningar för biologisk nedbrytning än de flesta andra miljöer. Här finns makroskopiska och mikroskopiska djur som bokstavligen äter sig fram i en blandning av mineraliska och organiska partiklar. Därmed fragmenterar de förmodligen även t.ex. plastpartiklar och samtidigt utsätter dem för sina enzymer och mikroorganismer i mag-tarmkanalen. Det finns även gott om svampar som kan bryta ned komplexa organiska strukturer som naturligen finns i marken. I marina- och akvatiska miljöer är både den mikrobiella aktiviteten och mikro- och makrofaunan bara en bråkdel av den som finns i motsvarande volym åkermark. Förutsättningarna för biologisk nedbrytning är därför betydligt sämre i marina och akvatiska miljöer och därmed är troligen även potentialen för effekter av mikroplaster större i dessa miljöer.

Plastföreningar är ett globalt miljöproblem. Enligt beräkningar gav 192 kustländer upphov till 275 miljoner ton plastskräp år 2010, varav mellan 4,8 och 12,7 miljoner ton beräknas tillföras havet som en följd av misskött sophantering (Jambeck et al., 2015). Plast som utsätts för UV-strålning i havsmiljön förväntas ha en långsam vittring. Däremot kan den plast som utsätts för UV-strålning på stränder degradera snabbare. Den mikroplast som då skapas kan sedan, genom vind- och vågaktivitet, spridas i havsmiljön (Andrady, 2011). Enligt uppskattningar flyter det mellan 93 000 och 236 000 ton mikroplast i världshaven, med den högsta koncentrationen i norra delen av Stilla havet (van Sebille et al., 2015).

I det regeringsuppdrag som Naturvårdsverket redovisade i juni 2017 fick IVL i uppgift att kartlägga källor och spridningsvägar till den marina miljön i Sverige (Magnusson et al., 2016). Vissa aktiviteter i havet ger upphov till mikroplaster, t.ex. från båtbottnfärg och fiskeredskap, men de största källorna återfinns troligtvis på land. I Sverige uppskattas den helt dominerande källan av mikroplast vara slitage från vägar, däck och vägmarkeringar, följt av granuler från konstgräsplaner. Nedskräpning beskrivs som en betydande källa, även om den inte kunnat kvantifieras. Dessa källor transporteras främst med dagvattnet. Ytterligare en källa som uppmärksammas i rapporten från Naturvårdsverket, och som kan transporteras via dagvatten och avloppsvatten, är spill från plastproducenter under produktion eller transport. Är industrin påkopplad på det kommunala avloppsreningsverket kan produktionsspill belasta reningsverket. I hushållen är de största källorna

fibrer från tvätt av syntetiska material och mikroplast i hygienartiklar. Dessa plastpartiklar kommer till avloppsreningsverken. På avloppsreningsverken tycks den stora majoriteten, ofta omkring 98–99 %, av plastpartiklarna avskiljas, med konventionella reningstekniker (Carr et al., 2016; Murphy et al., 2016; Simon et al., 2018). Trots den höga avskiljningen har förhöjda koncentrationer uppmätts utanför avloppsreningsverk (se t.ex. Estahbanati & Fahrenfeld, 2016; Magnusson & Norén, 2014). De studier som undersökt avloppsslam har också funnit mikroplast i slammet (se t.ex. Carr et al., 2016; Lusher et al., 2017; Magnusson & Norén, 2014; Mintenig et al., 2017; Murphy et al., 2016; Norén et al., 2016; Talvitie et al., 2017).

I Sverige spreds år 2016 ca 34 % av avloppsslammet på jordbruksmark (SCB, 2018), vilket gör att mikroplastflödet i samhället i någon grad även tillförs marken genom användning av avloppsslam som gödning. Det finns dock begränsad kunskap kring hur mycket av mikroplasten som avskiljs som också hamnar i slammet. Studier på avloppsreningsverk i USA (Carr et al., 2016) och Skottland (Murphy et al., 2016), indikerar dock att en stor del av mikroplasten i inkommande vatten avskiljs i tidiga delar av den mekaniska reningen (rengaller, fettavskiljning och sandfång) och därmed inte hamnar i slammet. Bläsing & Amelung (2018) ger en överblick över möjliga källor till mikroplast i markmiljön. Utöver biogödsel och avloppsslam nämns även täckningsmaterial för grödor, bevattning och översvämning, samt atmosfäriskt nedfall.

Vad gäller biogödsel, d.v.s. den rötrest som kommer från samröttningsanläggningar och som inte innehåller några avloppsfraktioner, har styrgruppen för Certifierad återvinning⁵ sedan 2012 haft fokus på och arbetat med förekomsten av synliga föroreningar. Synliga föroreningar definieras som glas, metall, plast eller kompositmaterial som är större än 2 mm. Detta har bl.a. resulterat i en ny analysmetod för synliga föroreningar i biogödsel, där förekomsten mäts som yta istället för som vikt, samt att gränsvärdet för synliga föroreningar har skärpts och kommer att skärpas ytterligare framöver (ambitionen är att halvera gränsvärdet till år 2020) (Avfall Sverige, 2014). Den nya metoden implementerades på de certifierade biogasanläggningarna under åren 2016–2017. De substrat som behandlas i en biogasanläggning som producerar biogödsel kommer enbart från livsmedels- och foderkedjan. Den plast som förekommer i substratet kan komma från olika typer av förpackningar och plastpåsar och plastfilm och är relaterat till källsorterat matavfall från hushåll d.v.s. antingen som felsorterat eller att själva insamlingspåsen är av plast, storkök, restaurang och före detta livsmedel (t.ex. från butiker eller livsmedelsindustrin där exempelvis bäst-före-datum passerats). Den förbehandlingsteknik som används bearbetar avfallet inklusive påsen/förpackningen i syfte att separera ut det organiska avfallet och avskilja t.ex. plasten, ofta genom olika såll. För effektiv avskiljning är det en fördel om plastbitar, och andra föroreningar, är så stora som möjligt varför man generellt inte använder teknik som kraftigt mal eller sönderdelar materialet. Förbehandlingstekniken varierar dock stort mellan olika anläggningar (Avfall Sverige, 2013).

⁵ Certifieringssystem för biogödsel och kompost, SPCR 120 och SPCR 152 (<https://www.avfallsverige.se/kunskapsbanken/certifierad-atervinning/>)

Plast har många olika användningsområden och egenskaper beroende på polymertyp. I marin miljö är den vanligaste typen av plast polyetylen (PE), följt av polypropylen (PP) och polystyren (Hildago-Ruiz et al., 2012). PE används ofta till plastpåsar och behållare, PP till exempelvis rep och korkar till flaskor. Polystyren används till exempel till engångsartiklar och förpackningar (GESAMP, 2015).

Mikroplast har hittats i många typer av organismer på olika platser i näringskedjan (se t.ex. Erkes-Medrado et al., 2015 för översikt). Hur skadlig mikroplasten är för vattenlevande organismer är fortfarande inte klarlagt, men det finns en del potentiella risker. Som en del i regeringsuppdraget som Naturvårdsverket redovisade i juni 2017 genomförde Örebro universitet en kunskapsammansättning över exponering och påverkan av mikroplast i akvatisk miljö (Kärrman et al., 2016). Två typer av risker uppmärksammades, de som orsakas av plasten själv och de orsakade av miljögifter på plastpartiklarna. Intag av mikroplast kan exempelvis påverka larvutveckling och reproduktion. Miljögifter på plasten kan vara tillsatta med avsikt (t.ex. mjukgörare och flamskyddsmedel) eller vara gifter som adsorberats till en plastpartikel som sedan intas av organismen. Det kan också handla om skadliga nedbrytningsprodukter från plastmaterialet. Gällande påverkan på landlevande organismer är kunskapen mycket låg. Huerta-Lwanga et al. (2016) har undersökt påverkan på daggmack, men inte sett några effekter förrän då plastkoncentrationer som är 10 000-tals gånger högre än i miljön blandats in i jorden.

Det finns i dagsläget inga specifika gränsvärden för utsläpp av mikroplast i miljön. Från och med den 1 juli 2018 gäller dock ett förbud i Sverige mot mikroplast i vissa hygienartiklar såsom tandkräm och duschtvål. I regeringsuppdraget som Naturvårdsverket redovisade i juni 2017 finns en del förslag på åtgärder med fokus på väg och däck, konstgräsplaner, industriell produktion, tvätt av syntetfibrer, båtbottnfärg och nedskräpning. De föreslagna åtgärderna är beroende av källan. För utsläpp från väg och däck behövs mer kunskap och VTI (Statens väg- och transportforskningsinstitut) har fått i uppdrag från regeringen att undersöka detta ytterligare (uppdraget pågår 1 januari 2018 till 1 december 2020). Gällande konstgräsplaner har Naturvårdsverket initierat en beställargrupp och i mars 2018 kom en vägledning för hanteringen av konstgräsplanerna.⁶ Informationsinsatser riktade mot textiltillverkare, tvätterier, upphandlade myndigheter och allmänheten föreslås för att komma åt problem med mikroplaster via tvätt av textilier (Naturvårdsverket, 2017). Regeringen har även tillsatt en särskild utredare för att föreslå åtgärder som kan minska negativa miljöeffekter från plast. Uppdraget redovisas i oktober 2018 (Miljö- och energidepartementet, 2017).

Inom VA-branschen har Svenskt Vatten (Svenskt Vatten, 2016) och den europeiska branschorganisationen EurEau (EurEau, 2016) framfört rekommendationer för hanteringen av mikroplast. EurEau eftersöker bland annat mer forskning kring källor och nya tekniker för att hantera mikroplast, samt ett förbud mot mikroplast i hygienartiklar och diskmedel. Svenskt Vatten har liknande förslag, samt att filter byggs in/kopplas till tvättmaskiner för

⁶ <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Plast-och-mikroplast/Konstgrasplaner/>

att fånga upp plastfibrer och att arbetet med en hållbar dagvattenhantering fortskrider.

Hösten 2017 anordnade IWA Sverige en endagarskonferens på temat mikroplast. Dagen efter samlades även forskarkåren för att diskutera prioriteringar inom forskningen framöver. För en sammanfattning av konferensen och workshopen med de områden som identifierats som prioriterade hänvisas till ”Microplastics – Report from an IWA Sweden conference and workshop in Malmö, November 8–9, 2017” (Tumlin, 2017).

En stor barriär i arbetet med att förstå mikroplastproblematiken, och hur vi bäst hanterar den, är det faktum att det inte finns någon standardiserad metod för provtagning, provberedning eller analys av mikroplast. Projektet BASEMAN⁷ utreder möjligheterna för standardiserade metoder. Provernas tidskrävande natur gör också att massprovtagning inte är möjligt och bristen på standard gör jämförelser mycket svåra om inte omöjliga. Dessa problem diskuteras mer djupgående i nästa kapitel.

⁷ <http://www.jpi-oceans.eu/baseman/main-page>

3. Analysmetoder för mikroplast

Metodikerna för kvantifiering av mikroplast som använts i detta projekt kan delas in i fyra moment:

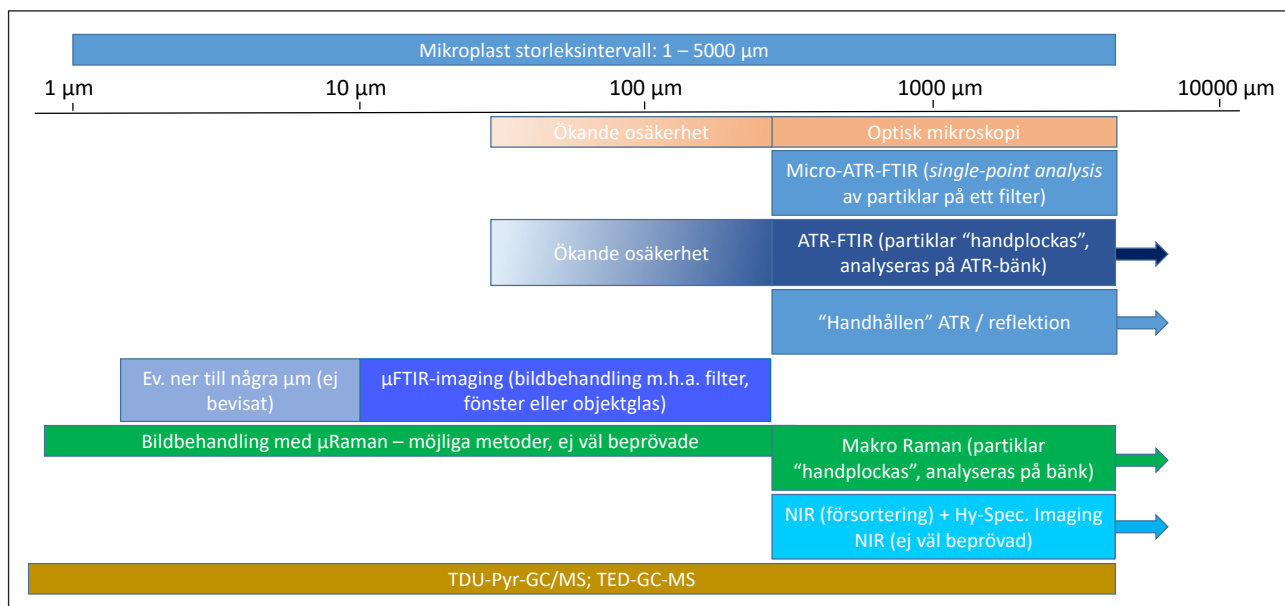
1. Provtagning för att erhålla representativa prov
2. Provberedning för att koncentrera plastpartiklar
3. Analys med ATR-FTIR och μ FTIR-imaging för att bestämma IR-spektra för partiklarna
4. Datatolkning med MPhunter för att bestämma storleken och materialet hos plastpartiklar

Mikroplast har uppmärksammats som ett miljöproblem först under de senaste åren, och därmed är analysmetoderna för mikroplast fortfarande under utveckling. De första studierna av mikroplast i miljön genomfördes under perioden 2005–2015 och undersökte främst större partiklar (t.ex. $> 300 \mu\text{m}$). Analysmetoden i dessa studier baserades, i stor utsträckning, på ljusmikroskopi. På senare tid har det uppmärksammats att denna metod är otillräcklig och inte ger en säker bestämning gällande huruvida en partikel är plast eller ej. Problemen med att enbart förlita sig på ljusmikroskopi ökar ju mindre partiklar som studeras och det finns idag en enighet kring att visuella analysmetoder inte kan användas i sig självt utan kräver komplettering med andra metoder samt att de är beroende av utföraren eftersom manuell utsortering krävs (Avio et al., 2017).

Det finns två olika typer av metoder som lämpar sig för att bestämma huruvida en partikel är av plast eller ej: spektroskopiska metoder och metoder baserat på gaskromatografi. De spektroskopiska metoderna har fått störst spridning och det är särskilt FTIR (Fourier Transform Infra Red spectroscopy) som används. Detta eftersom FTIR kan upptäcka ett brett spektrum av polymerer, samtidigt som det är relativt robust teknik. NIR (Near Infra Red) och Raman spektroskopi har också fått viss spridning, men anses av många som tekniker som lämpar sig för att komplettera FTIR, men som inte borde användas i sig självt (se t.ex. Silva et al., 2018; Li et al., 2018; Mai et al., 2018). Figur 3.1 ger en översikt över vanliga analysmetoder och vilken partikelstorlek de lämpar sig för.

I grunden finns det inom FTIR (och även Raman) två olika sätt att analysera mikroplast (*Metod a* och *Metod b* nedan):

- a. En partikel som misstänks vara plast tas manuellt ut ur provet, placeras i en maskin och analyseras. Då erhålls ett enkelt spektrum som tolkas utifrån kemisk kunskap om polymerer. Ofta jämförs det också med ett referensbibliotek. Metoden brukar kallas för *single-point analysis*.
- b. Om det finns ett stort antal partiklar, varav ett okänt antal misstänks vara plast, placeras provet på ett bärarmaterial (t.ex. en platta eller ett filter som är transparent för infrarött ljus, eller en platta som reflekterar infrarött ljus till 100%). Provet skannas sedan med hög bildupplösning. Då erhålls ett stort antal spektra som tolkas utifrån kemisk kunskap om polymerer. Ofta jämförs det också med ett referensbibliotek. Metoden brukar kallas för *imaging analysis*.



Figur 3.1 En överblick över vanliga analysmetoder och för vilken partikelstorlek de olika metoderna lämpar sig.

Generellt sett är *Metod b (imaging analysis)* att föredra eftersom man då inte manuellt väljer ut partiklar som möjliga plastkandidater. Det manuella urvalet i *Metod a (single-point analysis)* är dels tidskrävande och bidrar dels med en viss osäkerhet eftersom valet av partiklar från provet är subjektivt.

Hitills har huvudsakligen FTIR använts vid *imaging analysis (Metod b)* (Vianello et al., 2013; Loder et al., 2015; Tag et al., 2015), men i framtiden finns även möjlighet för användning av Raman och NIR. Metoden brukar kallas för *µFTIR-imaging* och möjliggör även automatisk analys (Primke et al., 2017). Vidare möjliggör metoden bestämning av partikelns form, storlek och material, samt en uppskattning av partikelns massa (Simon et al., 2018). Det finns dock endast ett begränsat antal studier genomförda med denna teknik, eftersom utrustningen är dyr och kräver högkvalificerade specialister (Rocha-Santos & Duarte, 2015). Emellertid är det ett ökande antal laboratorier som skaffar denna typ av utrustning och det finns mycket som tyder på att *µFTIR-imaging* med automatisk analys kommer att bli den dominerande teknologin för mikroplastanalys framöver.

Hur proverna tas, behandlas och därefter analyseras beror på det specifika syftet med studien, vilken matris som ska analyseras, tillgängliga analysmetoder på respektive laboratorium och vilken partikelstorlek som ska undersökas.

För prover som har högt organiskt innehåll som inte definieras som plast måste detta avlägsnas innan analyskedet. I vilken utsträckning det organiska materialet måste tas bort beror dels på vilket storleksintervall som ska analyseras och dels på efterföljande analysmetod. Med Raman analyseras ytan på partikeln och metoden är därför beroende av att ytorna är rena och inte täckta av något annat material. FTIR är mindre känslig eftersom ljuset tränger igenom ett tjockare lager av partikeln. Vanligen används en kombination av behandlingar med enzymer och oxidation för att bryta ned naturligt organiskt material i matrisen. Vilka specifika steg som används är beroende av vilken matris som analyseras och det finns en stor skillnad

mellan om man analyserar till exempel avloppsvatten, jord, slam eller någon helt annan matris, såsom musslor. Om det finns mycket oorganiskt material i provet (t.ex. sand, silt, lera) kompletteras behandlingen med en densitetsseparation (se t.ex. Li et al., 2018).

Intensiv forskning bedrivs nu kring vilken analysmetod som bäst lämpar sig för olika syften. Trots att det uppnåtts en viss enighet om hur man i princip ska analysera mikroplast, är det fortsatt stora skillnader i hur de enskilda laboratorierna utför analyserna. Detta leder till att det i praktiken finns stora variationer mellan olika studier. Det finns också stora osäkerheter kring olika analysmetoders tillförlitlighet för olika matriser och storlekar. Dessutom har få studier försökt kvantifiera osäkerheten i den analysmetod som använts - en uppgift som inte är helt enkel eftersom mikroplast är så varierande gällande storlek, form och material. Sammantaget leder detta till att det för närvarande inte finns någon standardiserad metod för kvantifiering av mikroplast, vilket gör det svårt att jämföra studier med varandra (se t.ex. Li et al., 2018).

4. Genomförande

Under 2017 togs vattenprover från Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö, jordprover från fältförsöket i Petersborg i Malmö kommun (se Figur 4.2) samt ett prov av biogödsel från en svensk anonym biogasanläggning. Ett infrysst samlingsprov av slam från Sjölunda ARV 2016 analyserades också. Prover från respektive fraktion analyserades under 2017–2018 av Aalborg Universitet, och resultaten diskuterades av projektgrupp och referensgrupp under 2018. Nedan beskrivs platserna för provtagning (4.1 *Lokalbeskrivningar*), provtagningsförfarandet (4.2 *Provtagning*) samt hur proverna har förbehandlats och analyserats (4.3 *Provberedning och analys*).

4.1 Lokalbeskrivningar

4.1.1 Sjölunda avloppsreningsverk, Malmö

Vid Sjölunda avloppsreningsverk behandlas stora delar av Malmös avloppsvatten, samt även avloppsvatten från några grannkommuner. Antal anslutna personer uppskattades under 2016 till ca 332 500. Faktisk belastning, beräknad på 70 g BOD₇ pe⁻¹ d⁻¹, ger ca 354 000 personekvivalenter (VA SYD, 2017).

Utöver avloppsvatten tar Sjölunda avloppsreningsverk även emot externslam från slutna tankar, tillfälliga toalettlösningar etc. Dessa strömmar pumpas från sugbilar in i inkommande avloppskulvert före inloppsgallren (d.v.s. före både rensavskiljning och sandfång) (VA SYD, 2017). Under år 2016 behandlades utöver externslammet även cirka 3 340 ton fettavskiljarslam i rötkamrarna. Mottagning av fettavskiljarslam avslutades 31 mars 2016. Även enstaka partier med annat organiskt material mottogs. Fettavskiljarslam och eventuellt annat organiskt material pumpades då in i rötkammaren (efter lagringstankar). Under sommaren år 2016 togs avloppsvatten även emot från två stycken kryssningsfartyg. Dessutom finns en intern belastning på reningsverket i och med att rejektvatten pumpas från slamförtjockning och avvattning (via rejektvattenbehandling) tillbaka till reningsverkets inlopp (efter rensavskiljning, men före sandfång).

Inkommande avloppsvatten till Sjölunda avloppsreningsverk genomgår först en rensavskiljning (passerar ett fingaller med 3 mm spaltbredd), där större partiklar som trasor, tops och tamponger avskiljs. Vattnet pressas ur rensat och rensat transporteras vidare till en förbränningsanläggning där energi utvinns. Sand och grus avskiljs därefter i ett sandfång, vilket innebär att lättare partiklar följer med avloppsvattnet vidare i reningsprocessen medan tyngre material sjunker till botten och pumpas vidare till anläggningen för sandbehandling (tvättad sand deponeras, vatten med organiskt material återcirkuleras till sandfånget). Flytslam från sandfånget suggs upp en gång i månaden och läggs på en avrinningsyta varefter den transporteras bort från verket till förbränning. På avrinningsytan läggs även annat uppsuget slam och dylikt från verket (t.ex. från rentömning av bassänger

vid underhållsarbete) och lakvattnet därifrån går tillbaka in i verket efter rensgaller.

Reningsprocessen för avloppsvattnet efter sandfånget omfattar förfällning med järnsulfatdosering, en försedimentering där primärslammet pumpas vidare till slambehandling efter att ha genomgått en så kallad ”slamsil”⁸ (2 mm) samt gravitationsförtjockare Slamsilen fungerar som ett rensgaller⁹ men är ganska slitet, vilket innebär att även partiklar större än 2 mm kan passera. Flytslammet från försedimenteringen rinner vidare till nästa steg, en högbelastad aktivslamprocess för BOD-reduktion. Det aktiva slammet avskiljs därefter från avloppsvattnet i en mellansedimentering. De följande stegen är biobäddar för nitrifikation, denitrifikation i en process med bärrmaterial med tillsats av extern kolkälla, samt partikelavskiljning i flotationsanläggning.

Avskilt slam (primärslam, överskottsslam från biologisk rening samt slam från flotationsanläggningen) behandlas genom förtjockning, mesofil rötning och avvattning. Polymer tillsätts till det rötade slammet vid slamavvattningen (funktionen är främst att binda ihop slammet och förbättra avvattningen, men påverkar även partikelhalten i rejektvattnet). Polymer används även vid mekanisk förtjockning i silbandsförtjockare av överskottsslam före rötning. Organiskt material, huvudsakligen i form av fettavskiljarslam från restaurangers fettavskiljare men även enstaka partier med annat organiskt material, togs innan 31 mars 2016 emot i en speciell mottagningsstation, varefter det pumpades in i två lagringstankar innan det pumpades in i röt-kammaren. Rötat slam mellanlagras i öppen tank före slamavvattning. Det avvattnade slammet mellanlagras i en slamsilo (ligger inne i slambehandlingsbyggnaden, används som bufferttank) före vidare transport till slam-lager utomhus där det lagras i minst sex månader för hygienisering (Murto, pers. ref.).

Aktuella användningsmöjligheter för det avvattnade slammet är för närvarande användning på åkermark och tillverkning av en jordprodukt. Sjölunda avloppsreningsverk är Revaq-certifierat sedan 2009 (VA SYD, 2017).

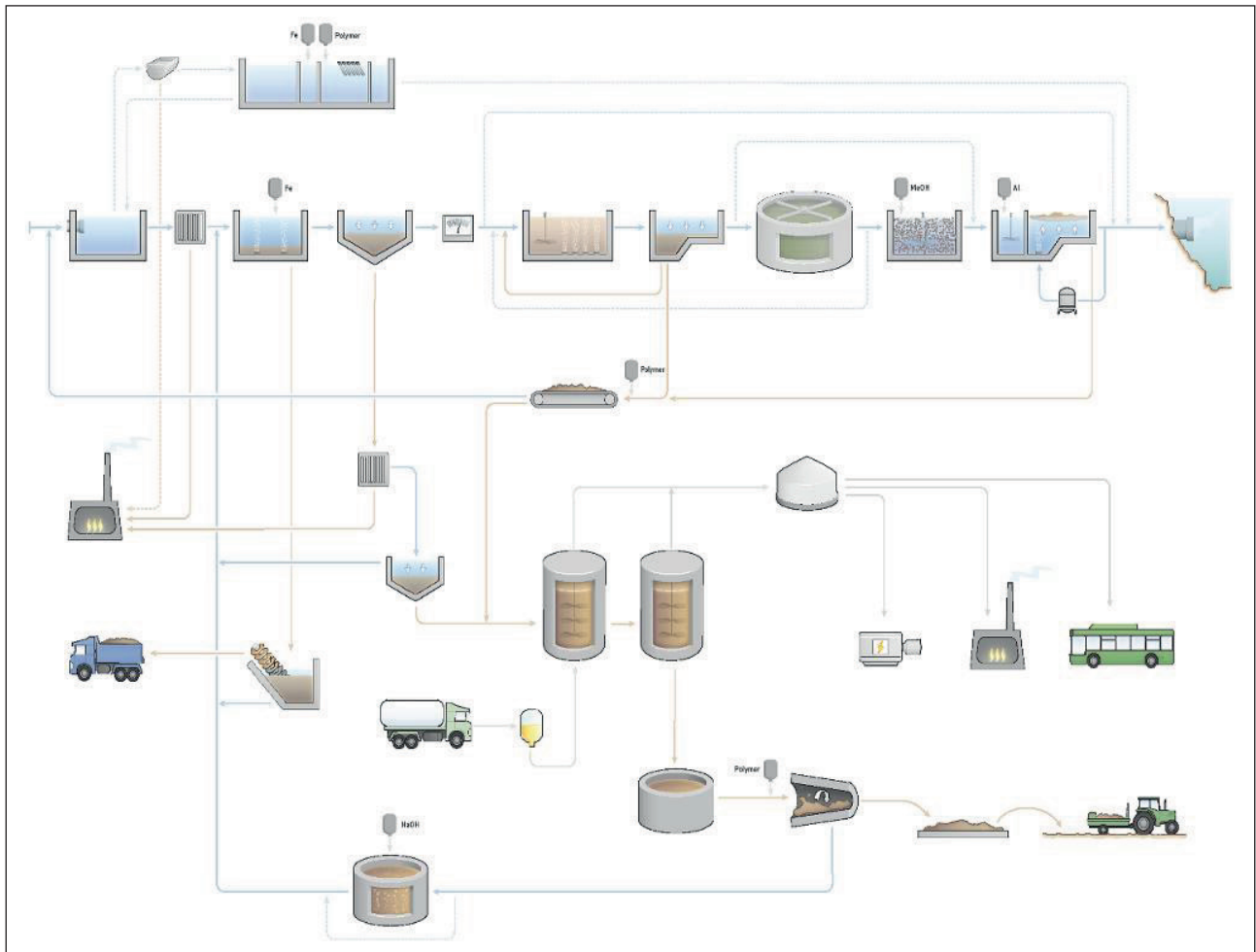
För ett översiktligt flödesschema (Figur 4.1) och en kortfattad beskrivning av Sjölunda avloppsreningsverk och dess reningsprocess hänvisas till Sjölunda avloppsreningsverks miljörapport 2016 (VA SYD, 2017).

4.1.2 Fältförsök Petersborg, Malmö kommun

Petersborg ingår som ett fältförsök inom projektet ”Slamspridning på åkermark”. Avloppsslam från Sjölunda avloppsreningsverk har sedan 1981 spridits på platsen (Andersson, 2015). Försöken har i stor utsträckning bidragit till det kunskapsläge som finns idag om slamspridning på åkermark.

⁸ Stepscreen från MEVA

⁹ Renset från ”slamsilen” var 194 ton år 2016 och 187 ton år 2017. Renset går vidare till förbränning.

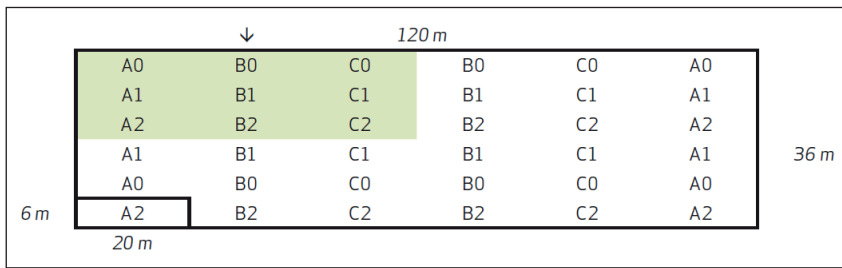


Figur 4.1 Översiktligt flödesschema över Sjölanda avloppsreningsverk (Källa: VA SYD, 2017). För en kortfattad beskrivning av Sjölanda avloppsreningsverk och dess reningsprocess hänvisas till Sjölanda avloppsreningsverks miljörapport 2016 (VA SYD, 2017).

Försöksplanen i Petersborg omfattar nio olika kombinationer av slamtillförelse och mineralgödselgivor med följande beteckningar:

- A Utan slam
- B Slam. 4 ton TS per hektar vart 4:e år
(1981, 1985, 1989, 1993, 1997, 2001, 2005, 2009, 2013, 2017)
- C Slam. 12 ton TS per hektar vart 4:e år (samma år som i B)
- 0 Utan mineralgödsel
- 1 NPK i förhållande till gröda. 1/2 N-giva, 1/1 PK-giva
- 2 NPK i förhållande till gröda. 1/1 N-giva, 1/1 PK-giva

Kombinationen A0 betyder ingen slamtillförelse och ingen mineralgödsel och kombinationen B2 betyder 4 ton slam-TS per hektar vart fjärde år och full NPK-giva. Försöket utförs som ett blockförsök med fyra block. I varje block ingår alla försöksleden och blocken kommer därför att utgöra en komplett upprepning (Figur 4.2).



(Källa: Andersson, 2015)

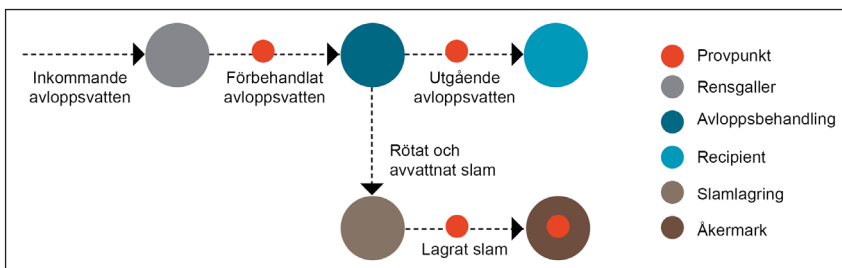
Figur 4.2 Fältförsök med slamspridning på åkermark i Petersborg, Malmö kommun, med nio olika behandlingar i fyra block.

4.1.3 Biogödsel

En svensk anonym biogasanläggning¹⁰ har bidragit med ett prov på biogödsel. Anläggningen behandlar ett råvaruflöde med ca 40 % matavfall, resten är livsmedelsavfall och gödsel.

4.2 Provtagning

Under 2017 togs vattenprover från Sjölunda avloppsreningsverk i Malmö, jordprover från fältförsöket i Petersborg i Malmö kommun (se Figur 4.3) samt ett prov av biogödsel från en svensk anonym biogasanläggning. Ett infrysst samlingsprov av slam från Sjölunda ARV 2016 analyserades också.



(Illustratör: VA SYD)

Figur 4.3 Principskiss över provtagningspunkter inom det VA-tekniska kretsloppet som ingår i projektet.

4.2.1 Sjölunda avloppsreningsverk, Malmö

Inkommande vatten togs som dygnsprov efter rengaller 3 mm (Figur 4.3) och fördes över i glasflaskor. Provvolymer var 5–10 liter och prov togs i fyra dagar i två perioder, en period i mars 2017 och en i december 2017. Proverna från respektive period blandades till varsitt samlingsprov.¹¹ Totalt analyserades därmed två samlingsprov på inkommande avloppsvatten. Samtliga prover togs under torrväder.¹²

Prov på utgående vatten togs efter det sista reningssteget (Figur 4.3), men innan eventuellt bräddvatten påkopplats. Provtagningen genomfördes vid torrväder. Vid provtagning användes en specialbyggd provtagningsutrust-

¹⁰ Eftersom biogasanläggningen är anonym anges inte specifika anläggningsdata.

¹¹ På grund av transportproblem kom inte alla prover fram till labbet. Därför blandades alla prover tagna i mars till ett samlingsprov och detsamma gjordes för proverna från december.

¹² Med torrväder avses mindre än 3 mm regn två dygn innan och under provtagningstillfället.

ning. Provtagaren består av en filtreringsenhet, en pump och en flödesmätare. Avloppsvattnet pumpades från den vanliga processen, genom filtreringsenheten och tillbaka till processen igen. Filtreringsenheten är utrustad med ett 10 µm stålfilter, vilket innebär att alla partiklar större än 10 µm provtogs i studien. Flödesmätaren mäter mängden vatten som filtreras per filter. Totalt togs under december 2017 fyra prover på utgående vatten. Varje prov bestod av tre igensatta filter, vilket motsvarar en total provtagningsvolym på mellan 150–600 liter för var och en av de fyra proven av utgående vatten. Varje provtagning varade ca 2 timmar, och proverna representerar därför den genomsnittliga koncentrationen i detta tidsintervall. Filter från ett prov samlades i en glasburk med MilliQ och SDS (sodium dodecyl sulfate).

Anledningen till de olika provtagningsmetoderna för inkommande respektive utgående vatten är att det finns väsentligt färre partiklar i utgående vatten och därmed behövs en större provvolym. En sådan volym är inte rimlig att frakta till laboratoriet, varför filtreringsenheten användes för utgående vatten.

Slamprovet, från Sjölanda avloppsreningsverk, bestod av en del av ett årsprov¹³ av rötat avvattnat slam från 2016¹⁴ på 0,5 liter.

4.2.2 Fältförsök Petersborg, Malmö kommun

Jordprover togs den 29 mars 2017 på fältförsöket i Petersborg utanför Malmö. Prov togs från tre försöksled, alla med mineralgödselgivan 1/1 N-giva och 1/1 PK-giva i förhållande till gröda (se 4.1 Lokalbeskrivning samt Figur 4.2):

- a. Endast mineralgödsel (A2)
- b. Mineralgödsel + Slam 4 ton TS/ha, var 4:e år (B2)
- c. Mineralgödsel + Slam 12 ton TS/ha, var 4:e år (C2)

På spadarna gjordes en markering vid 20 cm. I jorden stacks spaden ned till markeringen och jorden överfördes till metallspannar om 20 liter. Totalt togs 40 liter jord från varje försöksled, som samlingsprover från alla fyra replikat i vart och ett av de tre provtagna försöksleden. Spadarna rengjordes med en mindre spade mellan försöksleden för att undvika att jord från en behandling kontaminerade en annan.

4.2.3 Biogödsel

Biogödselprovet togs av personal på biogasanläggningen den 2 november 2017. Provet på ca fem liter togs vid ett tillfälle, direkt från rötkammares utgående pumpledning. Provet frystes in direkt och skickades fryst för förbehandling och analys vid Aalborg Universitet.

¹³ Ett primärprov prepareras genom att avloppsslam tas ut vid en och samma tidpunkt som fem olika delprover i behållaren. Primärprov tas varje vardag då en eller flera centrifuger är i drift. Primärproven samlas ihop under månaden till ett månadsprov (förvaras fryst). Från månadsprovet tas 200 g ut och samlas till ett årssamlingsprov. Provet förvaras i frysen hela tiden.

¹⁴ Under 2016 tog Sjölanda även emot fettavskiljarslam under tre månader. Mottagning av fettavskiljarslam avslutades 31 mars 2016. För övriga inkommande strömmar till Sjölanda avloppsreningsverk hänvisas till 4.1 Lokalbeskrivning.

4.3 Provberedning och analys

I den här studien analyserades alla plastpartiklar med FTIR spektroskopi. För partiklar i storleksintervallet 10–500 µm användes *µFTIR-imaging*, medan för partiklar > 500 µm användes *single-point FTIR*. Utrustningen som användes för *µFTIR-imaging* var Cary 620/670 från Agilent utrustad med en 128 pixel FPA. Cary 620/670 "slide-on" ATR användes för *single-point FTIR* för partiklar i storleksintervallet 500-1 000 µm. Utrustningen för *single-point FTIR* för partiklar > 1 mm var Cary 630 (Tabell 4.1).

Det bör påpekas att det inte tidigare har gjorts några analyser på varken jord, slam eller biogödsel med den analysmetod som användes i den här studien, varför även metodutveckling ingått i projektet.

I Tabell 4.2 redovisas vilka mängder av respektive fraktion som provtogs respektive analyserades inom studien.

Tabell 4.1 Typ av teknik som använts för olika partikelstorlekar.

Partikelstorlek [µm]	IR-teknik
10-500	128 pixel FPA µFTIR imaging, 5,5 µm upplösning (Cary 620/670)
500-1 000	"Slide-on" ATR FTIR (Cary 620/670)
1 000-5 000	ATR FTIR (Cary 630)

Tabell 4.2 Mängd från respektive fraktion som provtogs respektive analyserades inom studien.

Fraktion	Mängd uttaget prov	Mängd till FTIR-analys	Kommentar
Inkommande avloppsvatten (efter rensgraller)	10-40 l	2 l (10-5 000 µm)	Vatten från olika dagar under samma period blandades för att göra ett samlingsprov. Prover togs under två perioder. Resultatet är baserat på ett genomsnitt av de två perioderna.
Utgående avloppsvatten	150-600 l	150-600 l (10-5 000 µm)	Fyra prover togs. Resultatet är baserat på ett genomsnitt av de fyra proverna.
Avloppsslam	0,5 l	Ca 6 g TS (10-5 000 µm)	En del av ett årsprov av rötat avvattnat slam.
Jord	40 l	Ca 500 g (10-500 µm) Ca 20 kg (500-5 000 µm)	Samlingsprov från varje försöksled (A2, B2, C2). Proverna togs vid ett tillfälle.
Biogödsel	5 l	Ca 250 ml (10-5 000 µm)	Provet togs vid ett tillfälle.

4.3.1 Provberedning

Innan ett prov analyseras med *µFTIR-imaging* måste irrelevant material, d.v.s. ej mikroplast, i provet tas bort och mikroplasten koncentreras. Endast ett fåtal studier tar upp hur man förbereder proverna för *µFTIR-analys* (Cauwenberghe et al., 2015, Mintenig et al., 2017, Simon et al., 2018) och det finns idag ingen definierad metod för hur detta ska genomföras. Metoderna som användes i denna studie beskrivs därför i detalj nedan.

Vilken förbehandling av provet som krävs beror på vilken matris som ska analyseras. Olika kemiska och biologiska metoder användes därför i denna studie för att koncentrera plastpartiklarna. Syftet är att, i bästa fall, få bort alla partiklar som inte är av plast och alla andra substanser som kan påverka IR-analysen, utan att samtidigt skada plastpartiklarna. Detta resulterar i en rad behandlingssteg som bryter ned eller separerar olika substanser från provet. Vilka behandlingssteg som behövs och hur lång tid det tar beror på matrisen som ska analyseras, och det kan ta upp till tre månader för de mest krävande matriserna. Av den anledningen ser vissa av detaljerna i för-

behandlingsmetoderna för avloppsvatten, slam och jord olika ut. Slutprodukten är dock densamma, det vill säga ett koncentrat av partiklar som kan analyseras med μ FTIR-imaging eller single-point FTIR.

Det har inom den här studien genomförts s.k. utbytetest för de använda provberedningsmetoderna. Testet genomförs genom att tillsätta en känd mängd plast till prover, genomföra provberedning och därefter finna den tillsatta mängden plast. Även om alla provberedningsmetoder har en hög utbytesgrad kan det inte uteslutas att "naturlig" mikroplast i provet uppför sig annorlunda än den tillsatta plasten. Denna osäkerhet har dock inte varit möjligt att kvantifiera.

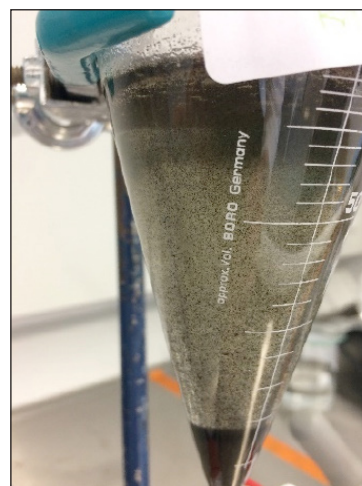
Provberedningen kan delas in i två övergripande delar, avlägsnande av organiskt material och avlägsnande av oorganiskt material:

- i. För *organiskt material* användes väteperoxid (H_2O_2) på tre olika sätt: H_2O_2 utan värme, H_2O_2 med värme samt Fenton-oxidation (d.v.s. H_2O_2 med en järnkatalysator). Syftet med alla dessa behandlingar är att oxidera sådant organiskt material som kan störa analysen så att dessa partiklar antingen helt mineraliseras eller i alla fall bryts ned till en storlek som är mindre än nätstorleken vid efterföljande filtrering ($10\ \mu m$). Val av H_2O_2 -behandling baseras på hur mycket organiskt material som finns i provet. Oftast görs flera behandlingar med H_2O_2 för att uppnå ett bra resultat. Provet kan antingen vara obehandlat eller ha behandlats med enzymer innan. Enzymbehandling används som en förbehandling till H_2O_2 -behandlingen för att ta bort organiskt material som inte oxideras så lätt av väteperoxid. De enzymer som används är cellubrixTM L, Viscozyme[®] L och Alcalase[®].¹⁵ Enzymbehandling är främst inriktad på cellulosa-fibrer från papper och proteinbaserat material med okänt ursprung, såsom hud och hår.
- ii. För att ta bort det *oorganiska materialet* användes separation med zinkklorid ($ZnCl_2$). Densiteten på $ZnCl_2$ -lösningen var $1,7\ g/cm^3$, vilket gör att lättare partiklar (inklusive plast) flyter och tyngre partiklar sjunker till botten. Separationen utfördes i en specialbyggd separationsutrustning (Figur 4.4) eller en separationssträtt (Figur 4.4) där det suspenderade provet tillfördes luft i en timme innan provet lämnas för sedimentation/flotation. Efter sedimenteringen samlades partiklarna på ytan upp. Den specialbyggda separationsutrustningen eller separationssträtten fylldes sedan med $ZnCl_2$ igen och proceduren upprepades för att få ut så mycket plast som möjligt.

Tabell 4.3 ger en sammanfattning över vilka behandlingssteg som användes för respektive matris.



Figur 4.4a
Specialbyggd utrustning för densitetsseparering av jord.



Figur 4.4b
En 100 mL separationssträtt med $ZnCl_2$ och ett förbehandlat jordprov. Tunga partiklar sjunker till botten och lätta partiklar flyter på ytan.

¹⁵ <https://www.novozymes.com/>

Tabell 4.3 Behandlingssteg som användes för att extrahera och koncentrera mikroplaster från proverna.

Behandling	Avloppsvatten	Avloppsslam, Biogödsel	Jord
Oxidation med H ₂ O ₂	x	x	x
Enzymbehandling	x	x	x
Gravimetrisk densitets-separering med ZnCl ₂		x	x

På grund av de komplicerade matriserna tar provberedningen mellan två veckor för avloppsvatten till tre månader för biogödsel.

Provberedningen för partiklar som analyseras med ATR FTIR är enklare och tar inte lika lång tid. Efter en densitetsseparering med 1,7 g/cm³ ZnCl₂ tvättas allt flytande material med en väteperoxidlösning för att ta bort material som fastnat på partiklarna (t.ex. biofilm, fett) som kan störa analysen. Partiklarna torkas i en ugn och sorteras visuellt med hjälp av ett mikroskop. Alla partiklar som misstänks vara plast plockas ut för hand och analyseras med ATR för att avgöra om det är plast eller ej och i så fall av vilken typ av plast som materialet är.

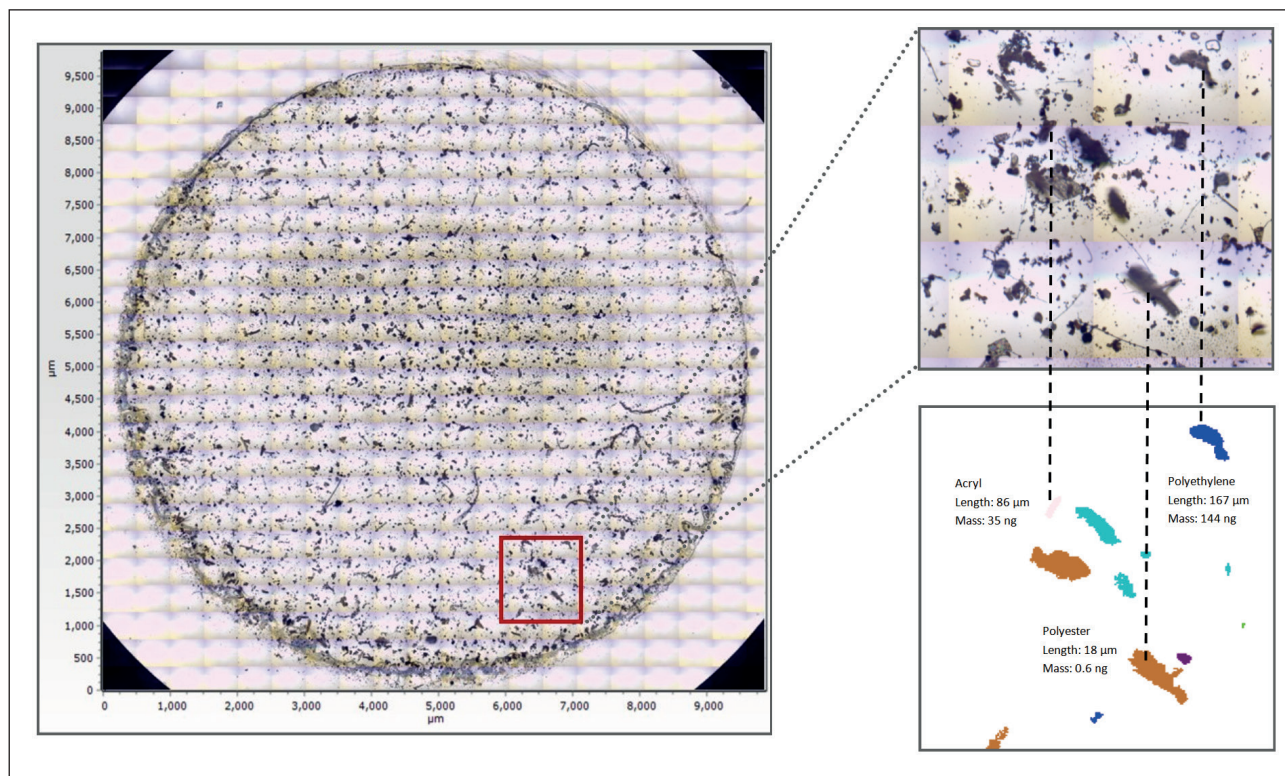
4.3.2 Analys

μFTIR-imaging. Ett delprov av det torkade partikelprovet plockades ut och analyserades genom μFTIR-imaging. Delprovet placerades på bärarmaterialet som belystes med IR-ljus. Det IR-ljus som transmitterades (eller reflekterades) analyserades och gav upphov till ett antal spektra som är karakteristiska för den kemiska sammansättningen hos en viss partikel. Med μFTIR-imaging läses arean av med en upplösning på några mikrometer, vilket ger upphov till spektrum för den avlästa arean. I denna studie har en upplösning på 5,5 μm använts och den avlästa arean var 10x10 mm, vilket gav upphov till mer än 3 miljoner individuella spektra för varje skanning. Varje prov skannades tre gånger, vilket innebär att en analys bestod av knappt 10 miljoner spektra. Under analysen skapades även en bild med hjälp av ett vanligt ljusmikroskop, för att ge möjlighet till visuell bedömning av det skannade området och för att stödja bedömningen av partikelstorlek.

ATR. Varje partikel som misstänks bestå av plast överförs till ATR-bänken och placeras så att de kommer i kontakt med ATR-kristallen. Kristallen genomlysas sedan av en stråle infrarött ljus. Partikelns reflektion mäts genom att den stråle som kommer ut från kristallen absorberas av en detektor varpå ett IR-spektrum genereras. Om IR-spektrumet är karaktäristiskt för plast överförs partikeln till ett ljusmikroskop för att ta en bild och för att analysera arean hos partikeln. Två maskiner användes för ATR-analysen beroende på partikelns storlek. För det större partiklarna används Cary 630 medan Cary 620/670 används till de mindre (Tabell 4.1).

Dataanalys via MPhunter. För att identifiera mikroplast från det område som skannats med μFTIR-imaging används mjukvaran MPhunter. MPhunter har utvecklats av Aalborg Universitet och använder en automatiserad algoritm för att jämföra spektra från det skannade området med ett stort antal referensspektra (knappt 10 miljoner spektra från varje prov jämfördes med >100 referensspektra). Bland referensspektra ingår både spektra från polymerer som definieras som plast och spektra från naturliga material som

har liknande utseende som spektra från plast. Materialen i spektradbaseren delas in i olika materialgrupper, t.ex. PP, PE och PET. MPhunter analyserar alla pixlar och definierar plastpartiklar som genom att ”sätta ihop” pixlar som tillhör samma materialgrupp (Figur 4.5).



Figur 4.5 Exempel på hur MPhunter används för att analysera ett prov.

4.4 Avgränsningar

Med tanke på att de metoder som använts i detta projekt är mycket tidskrävande, har fokus legat på att beskriva en kedja istället för att prioritera replikat. Varje fraktion har analyserats som blandprov. Resultaten ska därför tolkas som att det ger information om hur det kan se ut, inte hur det generellt ser ut. Det bör också påpekas att det inte tidigare har gjorts några analyser på varken jord, slam eller biogödsel med den analysmetod som användes i den här studien, varför även metodutveckling ingått i projektet.

Biogödselprovet har tagits som ett stickprov.

Gällande jordproverna var det, på grund av tidskrävande analyser, inte möjligt att provta alla försöksled. Prioritet gavs därför till jord som fått full NPK-giva (A2, B2 och C2), eftersom det ansågs beskriva verkliga förhållanden på jordbruksmark bäst.

Identifiering av de vanligast förekommande plasttyperna har ingått i denna studie. Följande huvudgrupper är inkluderade: polyetylen, polypropylen, polyester, polyamid, akrylat, styrene acronitrile, polyvinylklorid, vinylsampolymer, etylenvinylacetat, polyvinylalkohol, polyvinylacetat, vinylidenklorid, polyuretan, polystyren, styrenbutadien, akrylonitrilbuta-

dienstyren (ABS-plast), polykarbonat, polyakrylonitril, epoxi, fenoxiharts, diene elastomer, polyoximetylen, polyetylenglykol, polytetrafluoretylen, etylen-propylen-dien-monomer, polylaktid, aramid, polyimid, polyether block amide, cellulosacetat, akryl, alkyd.

Bioplast undersöktes inte specifikt. De flesta av plasttyperna ovan är framställda av fossil olja, även om några enskilda plasttyper, t.ex. cellulosacetat, kan vara framställda av förnybara kolkällor. Gummi från bildäck har inte ingått i studien, eftersom denna gummityp innehåller kolpulvret kimrök som absorberar i stort sett allt ljus, vilket försvårar spektroskopisk detektion. Även om gummi från bildäck inte har kunnat analyseras med den använda tekniken har andra gummityper, så som styrenbutadiengummi,¹⁶ inkluderats i studien.

¹⁶ Huvudbeståndsdelen i bildäcksgummi är styrenbutadiengummi och den genomsnittliga sammansättningen av svenska däck är inte känd, men generellt antas att styrenbutadiengummi uppgår till ca 40 % av däckmaterialet (Wik & Dave, 2009).

5. Resultat och diskussion

Denna studie har i första hand undersökt partiklar < 500 µm, men har även inkluderat partiklar > 500 µm som kvalitativ analys och de insamlade provmängderna har anpassats därefter. Av de funna mikroplastpartiklarna var endast några få > 500 µm. Partiklar > 500 µm utelämnades därför i den statistiska analysen.

5.1 Sjölunda avloppsreningsverk, Malmö

Sjölunda avloppsreningsverk (ARV) avskiljer mikroplast effektivt. Avskiljningsgraden var > 99 % med avseende på *massa* av plastpartiklar, mellan inkommande avloppsvatten¹⁷ efter rensgaller (3 mm) och utgående¹⁸ behandlat avloppsvatten. Detta avser torrväder, medan koncentrationerna under regn kan vara annorlunda. Även för *antalet* plastpartiklar var avskiljningsgraden > 99 %. Användandet av antal partiklar för att bestämma avskiljningsgraden bör dock göras med stor försiktighet, eftersom plast kan vara sprött och fragmentera under provberedningen. I hur stor omfattning detta sker är oklart.

Innehållet av mikroplast (10–500 µm) i inkommande avloppsvatten efter rensgaller var 0,18 mg/L. Det hittades endast några få mikroplastpartiklar > 500 µm, vilket gav ett för litet dataunderlag för att kunna dra slutsatser av resultaten. Mikroplastbelastningen på anläggningen blir då 6,7 ton/år,¹⁹ antaget att den uppmätta koncentrationen av mikroplast är representativ för hela året. Inkommande vatten på Sjölunda ARV har ett genomsnittligt COD-värde på 523 mg/L (VA SYD, 2017), vilket motsvarar ett innehåll av organiskt material på ca 370 mg/L. Med andra ord utgjorde mikroplast ungefär 0,05 % av allt organiskt material i inkommande vatten. Massan av mikroplast (10–500 µm) i utgående vatten var 0,0014 mg/L. På årsbasis innebär detta att Sjölunda ARV släpper ut ca 50 kg mikroplast per år. Beräknas utsläppen relaterat till personekvivalenter så släpper verket ut 0,15 g/pe och år.

På Sjölunda ARV sugs flytslam upp från sandfånget en gång i månaden, och går sedan vidare till förbränning. En betydande mängd mikroplast kan potentiellt föras bort med fett i flytslammet eftersom plast ofta är hydrofob. En del plast kommer också att avledas via sandfånget, men eftersom sanden tvättas innan bortförel och detta tvättvatten sedan förs tillbaka in i processen blir det framförallt en intern ström. Den återstående mängden plast kommer antingen att hamna i primärslammet eller i bioslammet som transporteras till röt-kammaren. På Sjölunda går primärslammet genom en slamsil (2 mm) innan det går vidare till rötning. Slamsilens effektiv-

¹⁷ Det ligger 589 mikroplastpartiklar till grund för den statistiska bearbetning som genomförts för inkommande avloppsvatten efter rensgaller.

¹⁸ Det ligger 609 mikroplastpartiklar till grund för den statistiska bearbetning som genomförts för utgående avloppsvatten.

¹⁹ Det är viktigt att poängtera att detta är belastningen efter ett rensgaller på 3 mm, men före sandfång med slamsugning (flytslam suges upp en gång i månaden).

tet är inte klarlagd och den uppges vara ganska sliten (d.v.s. även partiklar något större än 2 mm och smala fibrer skulle kunna passera), men en del mikroplast skulle kunna fastna där. Renset från slamsilen förbränns. Under reningsprocessen kan det möjligtvis också förekomma fragmentering och/eller biologisk nedbrytning av plasten.

Mikroplastinnehållet (10–500 µm) i det rötade slammet²⁰ från Sjölunda ARV var 420 mg/kg TS. Glödförlusten²¹ var 62,6 %, vilket betyder att 0,07 % av slammets organiska innehåll var plast. Den totala slamproduktionen på Sjölunda ARV år 2016 var 5 989 ton TS. Det innebär att den totala mängden mikroplast i slammet var ca 2,5 ton/år. Vid normal slamanvändning, med ett medianvärde på 0,7 ton TS per hektar åkermark och år, innebär det att för varje m² tillförs 0,03 g mikroplast per år – eller 0,3 kg per hektar och år, eller 0,3 kg till ca 3 000 000 kg matjord, vid 0,25 m matjordslager (Finnson, pers. medd.).

Resultaten från Sjölunda ARV visar att det finns en obalans mellan mängden plast som kommer in till verket (6,7 ton/år), mängden i utgående vatten från verket (drygt 50 kg/år) samt mängden i slamfraktionen (2,5 ton/år). Det är följaktligen bara knappt 40 % av det som finns i inkommande vatten efter rensgaller (3 mm) som återfinns i slammet och drygt ca 4 ton från den inkommande strömmen återfinns varken i utgående vatten eller i slammet. Det kan finnas ett antal skäl till detta:

- Proverna är inte representativa för årets genomsnittliga belastning, reningseffektivitet eller slamproduktion.
- Plasten kan ha fragmenterats eller brutits ned kemiskt/biologiskt så att en del hamnar under detektionsgränsen (10 µm) och därför inte längre kan mätas.
- Mikroplast kan ha förts ut ur processen vid slamsugning av flytslam. Eftersom denna ström inte analyserats ingår den inte i massbalansen.
- Det kan fastna mikroplast i primärslammets slamsil (2 mm). Det som fastnar där går vidare till förbränning och förs således ut ur processen.
- Osäkerheter i analysmetodiken.²²
- Mikroplast i avloppsvatten återfinns vid analys i högre grad än mikroplastpartiklar i slammatriken. Slam är en svårare matris än avloppsvatten att arbeta med, och det är därför möjligt att andelen mikroplast som återfinns i slammet är mindre än i det behandlade avloppsvattnet.

Som framgår finns det en rad osäkerheter gällande massbalansen. Den ska därför betraktas som en indikation på hur det faktiskt kan förhålla sig.

²⁰ Det ligger 871 mikroplastpartiklar till grund för den statistiska bearbetning som genomförts för slam.

²¹ Anger halten brännbara ämnen, används som ett mått på mängden organiskt material

²² Det finns i dagsläget ingen standardiserad metodik för provtagning, provberedning eller analys av mikroplast. För slam har dessutom metodutveckling ingått i projektet, då det är första gången fraktionen analyseras med avseende på mikroplaster med använd analysmetod.

5.2 Fältförsök Petersborg, Malmö kommun

Innehållet av mikroplast i den jord²³ som enbart mineralgödslats, dvs. inte slamgödslats (jord A2, Figur 4.2), var 0,3 mg/kg TS. Detta värde betraktas fortsättningsvis som ett bakgrundsvärde. Marken som dessutom slamgödslats med 1 ton TS slam/ha och år (jord B2) hade nästan samma mikroplastinnehåll, 0,32 mg/kg TS, medan marken som fått 3 ton TS slam/ha och år (jord C2) hade tio gånger högre värde, 3,4 mg/kg TS (Figur 5.1).

Trots att 20 kg jord per prov för mikroplastpartiklar > 500 µm analyserades, hittades endast ett fåtal mikroplastpartiklar²⁴ i detta storleksintervall. Även om det fanns en tendens till att jorden som hade fått mest slam också hade flest stora partiklar, bedömdes dataunderlaget vara för litet för att ge statistiskt säkra resultat. Därför ingår inte fraktionen > 500 µm i den vidare databehandlingen.

5.2.1 Teoretisk beräkning av koncentration i mark

Försöksleden B och C har mottagit slam under 36 år. Antaget att innehållet av mikroplast i slammet varit stabilt på samma nivå genom åren som analyserats i denna studie, att slammet fördelat sig homogent i de översta 25 cm av jorden (typiskt plogdjup), samt att jordens torrdensitet är 1 600 kg/m³, blir koncentrationen av mikroplast för jord B2 (1 ton TS slam/ha, år) 3,6 mg/kg TS. För jord C2 (3 ton TS slam/ha, år) blir koncentrationen 10,8 mg/kg TS. Dessa teoretiska beräkningar är högre än de uppmätta värdena (Figur 5.1). Skälet till skillnaden kan t.ex. vara att plasten har fragmenterats till under detektionsgränsen (10 µm) och/eller kemisk/biologisk nedbrytning, att plastbelastningen har varit signifikant lägre under tidigare år, att dräneringsvatten har fört med sig mikroplast bort från jorden/djupare ned i marklagren eller osäkerheter i analysmetodiken. Ett annat skäl till skillnaden skulle kunna vara att t.ex. mask har fragmenterat eller transporterat bort plasten (Rillig et al., 2017).

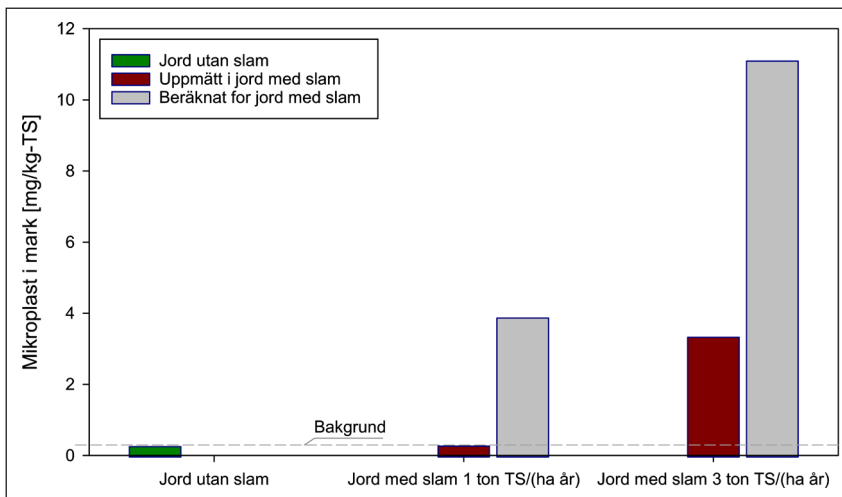
Det är inte helt entydigt varför mikroplastkoncentrationen i mark som har slamgödslats med 1 ton TS/ha och år (jord B2) inte har ökat mot ej slamgödslad jord (A2), samtidigt som marken som har slamgödslats med 3 ton TS/ha och år (jord C2) har ett tio gånger högre mikroplastinnehåll. En möjlig anledning skulle kunna vara att vid en slamtillförsel på 1 ton TS/ha och år uppnås jämnvikt genom att mikroplast hinner brytas ner och/eller fragmenteras till under 10 µm. Om så är fallet skulle de betydligt högre analyserade halterna vid en tillförsel av 3 ton TS/ha och år kunna bero på att nedbrytning och/eller fragmentisering inte förmår motsvara tillförseln. En annan möjlig förklaring är att det finns en mycket stor naturlig variation av plastinnehåll i de marker som proverna togs ifrån.

I samband med ovanstående diskussion bör det poängteras att det idag normalt sprids ca 0,7²⁵ ton TS slam/ha och år, det vill säga något lägre än det som har tillförts försöksled B.

²³ Det ligger 602 mikroplastpartiklar till grund för den statistiska bearbetning som genomförts för jord.

²⁴ Det hittades 24 mikroplastpartiklar i jord A2, 38 mikroplastpartiklar i jord B2 och 57 mikroplastpartiklar i jord C2.

²⁵ Ungefärligt medianvärde av slamgiva för mesofilt rötat slam år 2018 (Finnson, pers. medd.).



Jord utan slam = A2
 Jord med slam 1 ton TS/ha, år = B2
 Jord med slam 3 ton TS/ha, år = C2

Figur 5.1 Jämförelse mellan jord som enbart mineralgödslats, d.v.s. inte slamgödslats (grönt), uppmätta värden i slamgödslad jord (rött) och teoretiskt beräknat innehåll av mikroplast i de slamgödslade jordarna (grått).

5.2.2 Plasttyper som hittats i jord, avloppsvatten och slam

En jämförelse av de olika plasttyperna (Figur 5.2, och Figur 5.3 för inzooming av jord C2) som hittats i jord med och utan slamtillförsel i förhållande till plasttyperna som hittats i avloppsvatten och slam, visar att jord A2 har minst antal plasttyper. D.v.s., det finns en tendens till förekomst av fler plasttyper i jord som har gödslats med slam (B2 och C2), vilket stämmer överens med den variation av plasttyper som finns i slammet. Detta tyder på att slamtillförseln kan ha påverkat sammansättningen av mikroplast i försöksleden B2 och C2.

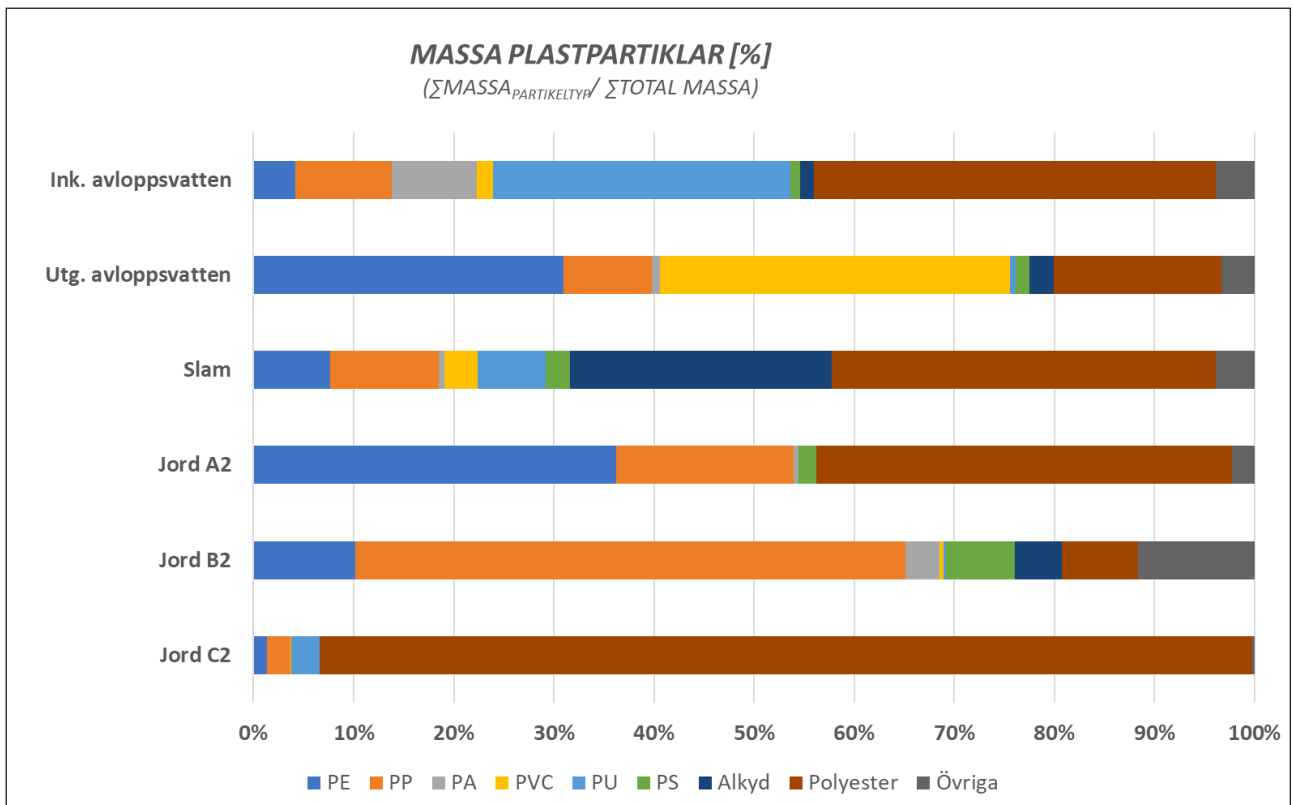
Fakta: Plasttyper^A (inkl. förkortningar) som redovisas i Figur 5.2, 5.3 och 5.4

Alkyd	Polyamid (PA)
Polyester	Polyvinylklorid (PVC)
Polyetylen (PE)	Polyuretan (PU)
Polypropylen (PP)	Polystyren (PS)

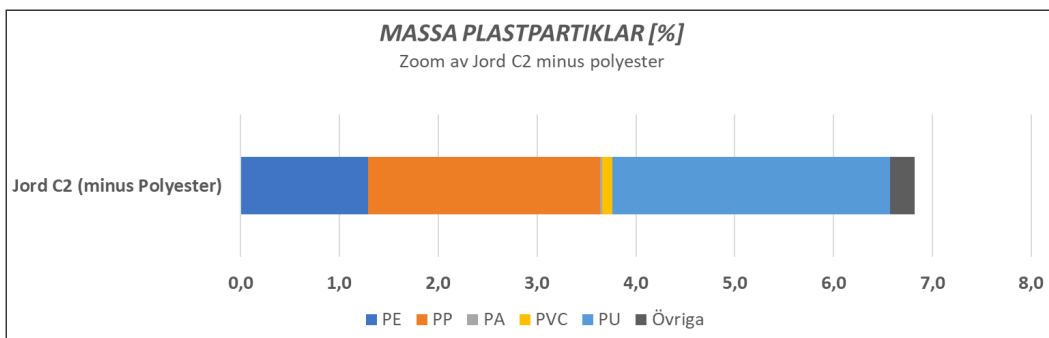
De plasttyper som ingår i kategorin "Övriga"^B finns namngivna i Bilaga 1.

^A Alla plasttyper består av flera undertyper av samma material samt relaterat material med kemiska likheter.

^B I kategorin "Övriga" ingår de plasttyper (17 st.) som förekommer som < 5% i alla analyserade fraktioner (undantaget plasttypen "målarfärg Akryl-baserad" pga. att IR-spektrat är komplicerat och osäkerheten i denna plasttyp är större än normalt).



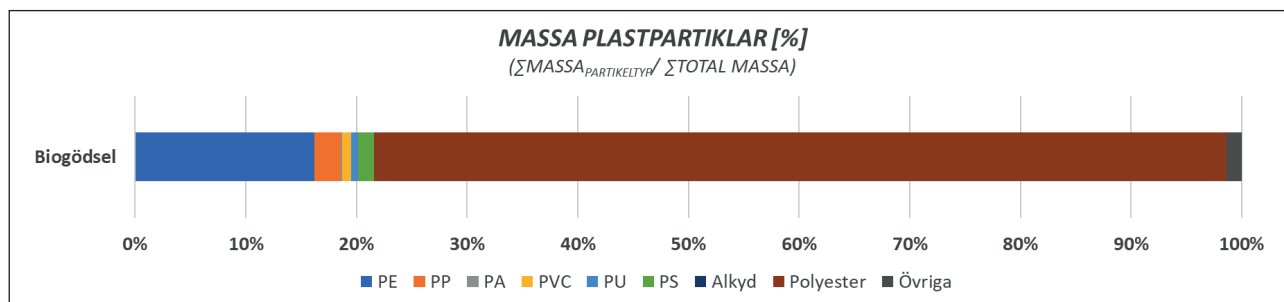
Figur 5.2 Sammansättning av plasttyper i inkommande avloppsvatten (Ink.), utgående avloppsvatten (Utg.), slam, ej slamgödslad jord (jord A2), jord gödslad med 1 ton TS slam/ha, år (jord B2) och jord gödslad med 3 ton TS slam/ha, år (jord C2, se även Figur 5.3). För fullständigt namn på plasttyperna, se faktaruta ovan. I kategorin "Övriga" ingår de plasttyper som förekommer som < 5% i alla analyserade fraktioner (undantaget "målarfärg Akryl-baserad"). Detaljerade data över samtliga plasttyper i respektive fraktion finns i Bilaga 1.



Figur 5.3 Inzoomning av plasttyper (utöver polyester) i jord gödslad med 3 ton TS slam/ha, år (jord C2). Se Figur 5.2 för jämförelse med övriga fraktioner och dess sammansättning av plasttyper. För fullständiga namn på plasttyperna, se faktaruta ovan. I kategorin "Övriga" ingår de plasttyper som förekommer som < 5% i alla analyserade fraktioner (även "målarfärg Akryl-baserad" ingår i kategorin "Övriga", se förklaring i Bilaga 1). Detaljerade data över samtliga plasttyper i respektive fraktion finns i Bilaga 1.

5.3 Biogödsel

Biogödsel ingick i studien som en jämförelse till rötslam. Analys av biogödselprovet visar att mikroplast kan detekteras i biogödsel. Det stickprov av biogödsel²⁶ som analyserades gav en beräknad mikroplastkoncentration på 6 mg plast/kg TS (partikelstorlek 10–500 µm). Sammansättning av plast i detta prov dominerades av polyester och polyeten (Figur 5.4). Sammansättningen och koncentrationen av mikroplast i biogödsel förväntas dock variera beroende på vilket inkommande material som behandlas på biogasanläggningen vid provtagningstillfället.



Figur 5.4. Sammansättning av plasttyper i det biogödselprov som har analyserats (biogasanläggningen hanterar matavfall, gödsel och livsmedelsavfall). För fullständigt namn på plasttyperna, se faktaruta ovan. I kategorin "Övriga" ingår de plasttyper som förekommer som < 5% i alla analyserade fraktioner (även "målarfärg Akryl-baserad" ingår i kategorin "Övriga"; se förklaring i Bilaga 1). Detaljerade data över samtliga plasttyper i respektive fraktion finns i Bilaga 1.

²⁶ Det ligger 171 mikroplastpartiklar till grund för den statistiska bearbetning som genomförts för biogödsel.

6. Slutsatser och framtida studier

Det är viktigt att komma ihåg är att analysresultaten, utifrån olika förutsättningar som tidigare nämnts, endast ger en bild över hur det kan se ut och i vilken storleksordning mikroplaster kan förekomma. För fraktionerna jord, slam och biogödsel har dessutom metodutveckling ingått i projektet, då det är första gången fraktionerna analyseras med avseende på mikroplaster med använd analysmetod.

Analysresultaten från projektet tyder på att preliminära slutsatser enligt nedan kan dras. Det krävs dock fler studier för att kunna dra slutgiltiga slutsatser.

1. Analysresultaten från inkommande (efter rensgaller 3 mm) och utgående avloppsvatten visar att det sker en effektiv avskiljning av mikroplaster i avloppsreningsverket. Även tidigare studier har visat detta. Avskiljningsgraden på Sjölunda ARV var > 99 % för storleksintervallet 10–500 µm. Antaget att uppmätta koncentrationer är representativa för Sjölunda ARV innebär det att det kommer ca 6,7 ton mikroplast per år in till avloppsreningsverket och ca 50 kg mikroplast per år ut med det behandlade vattnet. Normaliserat till anläggningens belastning i personekvivalenter innebär det att Sjölunda ARV släpper ut 0,15 g mikroplast i intervallet 10–500 µm per personekvivalent och år.
2. Ca 60 % av plasten som kommer in till verket ”saknas” i de utgående fraktionerna (inkommande efter rensgaller: 6,7 ton/år, utgående: drygt 50 kg/år, slam: 2,5 ton/år). Möjliga anledningar till resultaten kan vara: avloppsvatten- respektive slamprover togs inte vid samma tillfälle; nedbrytning och/eller fragmentering till under detektionsgräns (10 µm) under behandling av avloppsvattnet; avskiljning i sand- och fettfång; samt osäkerhet i analyserna. Eftersom slamprover ej analyserats med använd analysmetod tidigare är denna slutsats osäker och behöver verifieras genom fler studier.
3. Analysresultaten för jordprover tyder på att det sker en minskning av mängden mikroplaster i mark som slamgödslats, jämfört med teoretiska beräkningar. Eftersom jordprover generellt är analyserade i mycket liten omfattning, samt att de ej analyserats med använd analysmetod tidigare, är denna slutsats osäker och behöver verifieras genom ytterligare studier. Möjliga anledningar som kan påverka den eventuella minskningen i marken kan vara nedbrytning i marken, fragmentering av mikroplasterna till under detektionsgräns (10 µm) och osäkerhet i metodiken.
4. ”Fingeravtryck” för mikroplasttyper för slam stämmer delvis överens med den mikroplast som identifierats i markprover som gödslats med slam. Resultatet är inte statistiskt säkerställt, men det finns en tendens till förekomst av fler plasttyper i jord som har gödslats med slam jämfört med jord som inte mottagit slam. Resultaten indikerar därmed att sammansättningen av mikroplast i åkermark gödslad med slam kan ha påverkats av slamtillförseln. Samtidigt visar resultaten att mikroplast även förekommer i åkermark som inte gödslats med slam. När man

bedömer om spridning av slam på åkermark leder till en ökad koncentration av mikroplaster i jord, bör det påpekas att det idag brukar ges ca 0,7 ton TS slam/ha och år, d.v.s. något lägre än den lägre givan i fältförsöket i Petersborg. Eftersom slam- och jordprover ej analyserats med använd analysmetod tidigare är denna slutsats osäker och behöver verifieras genom fler studier.

5. Analysen av biogödsel tyder på att mikroplast kan finnas även i biogödsel (6 mg plast/kg TS), men att koncentrationen som massa är betydligt mindre än i slam (420 mg plast/kg TS). Eftersom biogödsel- och slamprover ej analyserats med använd analysmetod tidigare, och data för biogödsel baseras på ett enda stickprov, är resultaten osäkra och behöver verifieras genom fler studier.

Resultaten och erfarenheterna från det genomförda projektet gör att vi ser följande framtida studier som relevanta:

- Det finns ett stort behov av en tillförlitlig och standardiserad metodik för provtagning, probearbetning och analys av mikroplaster som också är ekonomiskt överkomlig. Innan detta finns är det inte möjligt att jämföra resultat från olika studier.
- Analys av mikroplaster från ”extrema förhållanden” – å ena sidan där en hög koncentration av mikroplast kan förväntas, och å den andra sidan där det inte borde finnas mikroplast. Detta skulle ge ökad kunskap om koncentrationsspannet i samhället och möjliggöra en värdering av vad som kan anses vara höga respektive låga koncentrationer och flöden.
- Mer detaljerade studier av källorna till mikroplast i inkommande avloppsvatten, samt detaljerade studier av var avskiljningen sker i avloppsreningsverk, med målsättningen att kunna modifiera processerna för att minska förekomsten av mikroplast i utgående avloppsvatten och slam.
- Ytterligare analyser av mikroplaster i slam, biogödsel och mark behövs för att verifiera resultaten i denna studie. Även sand och grus som avskilts i avloppsreningsverkets sandfång, liksom fett från fettavskiljning, skulle vara intressant att analysera för att undersöka hur de påverkar rening av mikroplaster i inkommande avloppsvatten.
- Analys av eventuella biologiska effekter av mikroplast i jord.

7. Referenser

- Andersson, P.-G. (2015). *Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund*. Rapportserie 17. Skåne: Hushållningssällskapet.
- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1596–1605.
- Avfall Sverige (2014). *Metod för bestämning av synliga föroreningar i biogödsel och förbehandlat matavfall*. Rapport U2014:13. Malmö: Avfall Sverige Utveckling.
- Avfall Sverige (2013). *Förbehandling av matavfall för biogasproduktion – Inventering av befintliga tekniker vid svenska anläggningar*. B2013:01. Malmö: Avfall Sverige Utveckling
- Avio, C. G., Gorbi, S., Regoli, F. (2017). Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat. *Marine Environmental Research*, 128, 2-11.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>
- Bläsing & Amelung (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 612, 422–435.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>
- Carr, S.A., Liu, J. & Tesoro, A.G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.002
- Cauwenbergh, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects, *Marine Environmental Research*, 111, 5-17.
<https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C. & Aldridge, D.C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63–82. DOI: 10.1016/j.watres.2015.02.012
- Estahbanati, S. and Fahrenfeld, N.L., 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere*, 162, pp.277–284.
- EurEau (2016). *Source Control for Micropollutants – a position paper*. [online] Tillgänglig på: <www.eureau.org>.
- GESAMP (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. (Kershaw, P. J., ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. GESAMP No. 90, 96 p.

- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46 (6), 3060–3075. DOI: [dx.doi.org/10.1021/es2031505](https://doi.org/10.1021/es2031505)
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., ... Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50, 2685–2691. DOI: [10.1021/acs.est.5b05478](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478)
- Jambeck, J.R., Roland Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., ... Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347 (6223), 768–771. DOI: [10.1126/science.1260352](https://doi.org/10.1126/science.1260352)
- Kärrman, A., Schönlau, C. Engwall, M. (2016). *Exposure and Effects of Microplastics on Wildlife*. Örebro: MTM Research Centre, School of Science and Technology Örebro University.
- Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N.I., Rehne Jensen, P., ... Brinch, A. (2015). *Microplastics – Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. (1793) Copenhagen: The Danish Environmental Protection Agency.
- Li, J., Liu, H., Chen, P. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362-374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Loder, M., Günter, J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., Gerdt, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*.
- Lusher, A.L., Hurley, R., Vogelsang, C., Nizzetto, L & Olsen, M. (2017). *Mapping microplastics in sludge*. Rapport nr. 7215-2017. Oslo: NIVA.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., ... Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment – A review of existing data*. (C 138). Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute
- Magnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant*. (C55). Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skrappartiklar I vatten från avloppsreningsverk*. (NR B2208). Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute
- Mai, L., Bao, L-J., Wong, C. S., Zeng, E. Y. (2018). A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 11319–11332. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1692-0>

- Miljö- och energidepartementet (2017). Kommittédirektiv. Minskade negativa miljöeffekter från plast. Dir. 2017:60.
- Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerds, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research*, 108, 365–372. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>
- Murphy, F., Ewinns, C., Carbonnier, F. & Quinn, B. (2016). Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50, 5800–5808. doi: 10.1021/acs.est.5b05416
- Naturvårdsverket (2017). *Mikroplaster - Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige*. Rapport 6772. Stockholm: Författare
- Norén, K., Magnusson, K. & Norén, F. (2016). *Mikroskräp i inkommande och utgående renat avloppsvatten vid Arvidstorps reningsverk i Trollhättans kommun*. Rapportnummer: B2255. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Primpke, S., Lorenz, C., Rascher-Friesenhausen, R., & Gerds, G. (2017). An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9), 1499-1511.
- Rilling, M.C., Ziersch, L., Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports* 7, 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, 47–53.
- SCB (2018). Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016. Sveriges officiella statistik, Statistiska meddelanden, MI 22 SM 1801.
- Silva, A.B., Bastos, A.S., Justino, C.I.L., da Costa, J., Duarte, A.C., Rocha-Santos, T.A.P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry – A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Simon M., van Alst N., Vollertsen J. (2018). Quantification of Microplastic Mass and Removal Rates at Wastewater Treatment Plants Applying Focal Plane Array (FPA)-Based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research*, 142:1-9; doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019
- Sundt, P., Schulze, P.E. & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastics-pollution to the marine environment*. Norwegian Environment Agency. Report no: M-321|2015

Svenskt Vatten (2016). Mikroplaster – källor och uppströmsarbete samt möjligheter till rening vid kommunala reningsverk.

Tillgänglig på: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/mikroplaster-i-miljon/>

Tagg, A. S., Sapp, M., Harrisson, J. P., Ojeda, J. J. (2015). Identification and Quantification of Microplastics in Wastewater Using Focal Plane Array-Based Reflectance Micro-FT-IR Imaging. *Analytical Chemistry*, 87 (12), 6032–6040. DOI: 10.1021/acs.analchem.5b00495

Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water research*, 109, 164-172.

Tumlin, S. (2017). *Microplastics – Report from an IWA Sweden conference and workshop in Malmö, November 8-9, 2017*. Rapport Nr. 08. VA-teknik Södra.

van Sebille, E., Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Jan A van Franeker, J.A., ... Law, K. L. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, 10, 124006.

VA SYD (2017). *Sjölunda avloppsreningsverk Malmö – Miljörapport 2016*. Malmö: VA SYD.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L. (2013). Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 130, 54–61.

Wik, A. & Dave, G. (2009). *Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment*. *Environmental Pollution*, 157, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.028>

Personlig kommunikation:

Anders Finnson, Svenskt Vatten, 2018-10.

Marika Murto, VA SYD, 2018-10.

Bilaga 1.

Bilaga 1 innehåller detaljerade data över partikelmassa i procent för olika plasttyper hos de olika fraktionerna inom projektet (inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten, slam, slamgödslad jord (B2, C2) och jord utan tillförsel av slam (A2) samt biogödsel). Kompletterande information till Figur 5.2, 5.3 och 5.4 i 5. *Resultat och diskussion* redovisas i Tabell A.

En faktaruta över de plasttyper som redovisas inkl. dess förkortningar finns nedan.

Fakta: Plasttyper^A inkl. förkortningar som redovisas i Figur 5.2, 5.3 och 5.4 samt i Tabell A

Presenteras i Figur 5.2, 5.3 och 5.4:

Alkyd
Polyester
Polyetylen (PE)
Polypropylen (PP)
Polyamid (PA)
Polyvinylklorid (PVC)
Polyuretan (PU)
Polystyren (PS)

Ingår i kategorin "Övriga"^B i Figur 5.2, 5.3, 5.4:

Akrylonitrilbutadienstyren (ABS)
Akryl - Poly(methyl methacrylate) (PMMA)
Cellulosaacetat
Epoxi-plast (epoxi)
Etylen-propylen-dien-monomer (EPDM)
Etylvinylacetat (EVA)
Fenoxiharts
Målarfärg Akryl-baserad
Målarfärg PU-baserad
Polyakrylonitril (PAN)
Polytetrafluoretylen (PTFE)
Polykarbonat
Polyoximetylen (POM)
Polyvinylacetat (PVAc)
Polyvinylalkohol (PVA)
Styrene acronitrile (SAN)
Vinylsampolymer

^A Alla typer av plasttyper består av flera spektra av samma material samt relaterat material med kemiska likheter.

^B I kategorin "Övriga" ingår de plasttyper som förekommer som < 5% i alla analyserade fraktioner, inkl. "målarfärg Akryl-baserad" pga. att IR-spektrat är komplicerat och osäkerheten i denna plasttyp är större än normalt.

Tabell A. Detaljerad data över plastpartikelmassa i % hos inkommande avloppsvatten, utgående avloppsvatten, slam, jord A2, jord B2, jord C2 och biogödsel. Se även Figur 5.2, 5.3 och 5.4 i 5. Resultat och diskussion. För fullständigt namn av plasttypernas förkortning, se faktaruta ovan.

Plasttyp	Partikelmassa [%]						
	Jord C2	Jord B2	Jord A2	Slam	Utgående avloppsvatten	Inkommande avloppsvatten	Biogödsel
PE	1,3	10,2	36,2	7,6	31,0	4,2	16,2
PP	2,4	55,0	17,8	10,9	8,8	9,7	2,4
SAN	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
PA	0,0	3,4	0,4	0,5	0,8	8,4	0,1
PMMA	0,1	1,7	0,0	1,0	0,8	0,3	0,0
PVC	0,1	0,4	0,0	3,3	35,0	1,7	0,8
EVA	0,0	0,0	0,0	0,6	0,1	0,2	0,0
PVA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
PVAc	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0
PU	2,8	0,2	0,0	6,8	0,6	29,7	0,6
PS	0,7	6,9	1,8	2,5	1,3	1,0	1,4
Epoxy	0,1	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,0
Fenoxiharts	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Målarfärg Akryl-baserad	0,0	8,1	0,0	1,5	0,7	1,8	1,3
Målarfärg PU-baserad	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0
Alkyd	0,0	4,7	0,0	26,1	2,4	1,4	0,0
Polykarbonat	0,0	1,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
PTFE	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,3	0,0
Polyester	92,4	7,6	41,5	38,4	16,8	40,1	77,1
Vinylsampolymer	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0
EPDM	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PAN	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3	0,0
ABS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,0
Cellulosaacetat	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
POM	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svenskvatten@svenskvatten.se
www.svenskvatten.se