



Rapport

Mindre mängd mikroplast till Kinnevikens

Kartläggning av flöden av mikroplast i vatten från Lidköpings tätort

2020-04-07

Jordnära miljökonsult AB

Projektnr: 19055

Beställare: Lidköpings kommun, Teknisk Service Vatten-Avlopp

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
1 Inledning.....	6
1.1 Bakgrund och syfte.....	6
1.2 Områdesbeskrivning	7
1.3 Mikroplaster.....	8
2 Provtagningsstrategi	11
2.1 Kartläggning av dagvattenflöden	11
2.2 Kartläggning av spillvattenflöden.....	13
2.3 Provpunkter.....	14
2.4 Provtagning	17
3 Material och metod.....	18
3.1 Provtagning	18
3.2 Laboratorieanalyser	21
3.3 Flöden.....	24
3.3.1 Recipienter	24
3.3.2 Avloppsvatten	25
3.3.3 Dagvatten	25
3.3.4 Osäkerheter.....	25
4 Resultat	26
4.1 Mikroplast	26
4.2 Stödparametrar	28
5 Diskussion.....	29
5.1 Halter av mikroplast.....	29
5.1.1 Recipienten Lidan.....	29
5.1.2 Ytvatten i bäckar.....	31
5.1.3 Spillvatten.....	34
5.1.4 Dagvatten	37
5.2 Belastning av mikroplast till Kinnevikén.....	38
5.3 Stödparametrar	42
5.4 Jämförande kommentarer om provtagnings- och analysmetoderna	43

6	Slutsatser	44
6.1	Mängd mikroplaster	44
6.2	Provtagnings och analysteknik	45
7	Rekommendationer	46
	Referenslista.....	46

Bilagor

1. Fältprotokoll
2. Fotobilaga
3. Sammanställning analysresultat mikroplast, Py-GCMS
 - a. Korttidsprovtagning
 - b. Dygnsprovtagning
4. Sammanställning mängder mikroplast per provpunkt
5. Analysresultat mikroplast, mikroskopering och FTIR
 - a. Kvalitativt resultat
 - b. Kvantitativt resultat
6. Analysresultat stödparametrar dagvatten och recipientvatten
 - a. Dagvatten och recipientvatten
 - b. Avloppsvatten
7. Analyserapporter mikroplast (Py-GCMS) och stödparametrar

*Bild försättsblad: Provtagning av mikroplast i Lidån, nedströms Lidköpings centrum, vid järnvägsbron, 2019-11-21
(Foto: Viktoria Lundborg)*

Projektorganisation

Beställare

Lidköpings kommun, Teknisk Service Vatten-Avlopp

Ombud: Pernilla Bratt, VA-chef

Kontaktperson: Gudrun Magnusson, Miljöingenjör

Konsult

Jordnära miljökonsult AB

Uppdragsledare: Viktoria Lundborg, civ ing

Specialist: Helena Olsman, fil dr

Handläggare: Lisa Gustavsson, civ ing

Handläggare: Thomas Andersson, fil mag

Samarbetspartners

Örebro universitet, Inst. för natur och teknik, Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö (MTM)

Forskarassistent: Anna Rotander, fil dr

Laboratorietekniker: Clara Svantesson

Professor: Magnus Engwall

Eurofins Environment Testing Sweden AB och Norway AS

Specialist: Patrik van Hees, fil dr

Laboratoriechef: Joakim Skovly, fil mag

Laboratorieingenjör: Benjamin Kleppe

Lidköpings Energi AB

Kontaktperson: Johan Ekblad, miljösamordnare



Projektet finansierades av Naturvårdsverket och KK-stiftelsen (inom ramen för forskningsprojektet Enforce)



Sammanfattning

Mikroplaster är ett samlingsnamn för små plastpartiklar, mindre än fem millimeter i diameter. De kan antingen bildas då plastföremål och plastskräp slits och bryts sönder i naturen eller ingå i olika industri- och hushållsprodukter såsom mikroplastkuler som används i färg eller vid blästring, i polerande tandkräm, disk-, tvätt- och rengöringsmedel och i konstgräsgranulat. Fibrer av mikroplast kan lossna vid tvätt av syntetiska textilier, såsom t ex fleece eller mikrofibertextilier. Även gummipartiklar som bildas vid däckslitage och som sprids i luft och med dagvatten från trafikerade områden kan räknas som mikroplaster.

I denna undersökning har halter och mängder av mikroplast i de huvudsakliga vattenflödena inom Lidköpings tätort provtagits; ytvatten i Lidan och tre bäckar, dagvatten i utvalda dagvattenledningar samt avloppsvatten in till och ut från avloppsreningsverket. Syftet med undersökningen har varit att kartlägga de flöden av mikroplaster som når Kinnevikens via Lidköpings tätort.

Undersökningen visar att alla de vatten som har provtagits innehåller mikroplaster och den totala mängden plast som årligen förs ut till Kinnevikens uppskattas till ca 1,5 ton. Ca 90% av mängden (kg) mikroplaster som går ut i Kinnevikens via Lidköpings tätort kommer via Lidan. Antalet mikroplaster ökar när Lidan passerar Lidköpings centrala delar, med 100 gånger fler partiklar i utloppet jämfört med uppströms tätorten. Förutom Lidan utgör bäckarna Toftabäcken, Svartebäcken och Brantabäcken relativt sett stora transportvägar för mikroplast.

De två enskilda verksamheter som undersökts, utgående vatten från avloppsreningsverket och dagvatten från värmeverket, bidrar båda med relativt stora mängder mikroplast. I det renade vattnet från avloppsreningsverket finns en stor mängd fibrer som är förhållandevis små och lätta och som därför kan transporteras relativt långt ut i Kinnevikens.

De typer av plast som hittats i flest prover och i störst mängder är polystyren, PVC och PET. Gummipartiklar förekommer i stor andel och visar på att trafiken är en stor källa till mikroplast i miljön inom Lidköpings tätort.

Undersökningen ger en ögonblicksbild av storleksordningen av mikroplaster som går ut i Vänerne via Lidköpings tätort och ger viktig information om vilka flöden som förorenar Kinnevikens. Resultaten ger också en bra utgångspunkt för fortsatt arbete med att undersöka vilka källorna är och hur man minskar utsläpp och spridning.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Lidköpings kommun har med finansiellt stöd från Naturvårdsverket initierat en kartläggning av flöden av mikroplaster från Lidköpings tätort till Kinnevikens i Vänern. Uppdraget har utförts av Jordnära miljökonsult AB, i samarbete med Örebro universitet, Institutionen för natur och teknik, Forskningscentrum Människa-Teknik-Miljö (nedan kallat Örebro Universitet) och Eurofins Environment Testing Sweden AB.

Kinnevikens, som är en vik i södra delen av Vänern, är Lidköpings allmänna huvudvattentäkt för dricksvatten och har därmed ett mycket högt skyddsvärde. Genom att långsiktigt arbeta för god vattenkvalitet i Kinnevikens och Vänern säkerställer man flera samhällsekonomiska värden, såsom tekniska värden, naturvärden och sociala värden.

I Lidköpings kommun pågår flera projekt som syftar till att minska mikroplastförekomsten i Vänern. Lidköpings kommun planerar för ett nytt avloppsreningsverk, Ängens ARV, som förutom långtgående rening av näringsämnen och återvinning av fosfor, även utformas för rening av läkemedel och mikroplaster. Lidköpings Energi AB, som är ett kommunalt bolag som driver ett värmeverk (nedan kallat "värmeverket") med avfallsförbränning i östra hamnområdet, har också fått bidrag från Naturvårdsverket för att utföra åtgärder i syfte att minska utsläpp av föroreningar inklusive mikroplaster via dagvatten från sin anläggning. I Lidköpings centrum har kommunen också låtit anlägga en multifunktionell växtbädd för rening av mikroplaster m.fl. föroreningar från dagvatten från en centralt belägen parkeringsplats.

Nationellt saknas idag en mer övergripande bild av hur mikroplastflödena ser ut i tätorterna. Allt dagvatten från Lidköpings tätort, samt utlopp och bräddningar från avloppsreningsverket leds, antingen via recipienter, eller direkt till Kinnevikens. Aktuell kartläggning ska ge ett kunskapsunderlag om flödena av mikroplast i och från tätorten för att bedöma eventuellt åtgärdsbehov och prioriteringar.

Den generella kunskapen om mikroplaster, deras egenskaper, källor och flöden i samhälle och miljö är idag begränsad. Flertalet studier har genomförts i Sverige de senaste åren för att försöka skapa en bild av hur situationen ser ut idag, samt för att identifiera de största flödena och viktigaste källorna. Stora kunskapsluckor tillsammans med metodiska svårigheter har resulterat i att resultaten från de olika studierna sällan är jämförbara. Det finns i dag ingen standardiserad metodik för hur övervakning eller provtagning av mikroplaster bör genomföras (Naturvårdsverket, 2017).

1.2 Områdesbeskrivning

Lidköping är en tätort i Västra Götaland belägen vid Vänerns sydöstra strand (figur 1). Staden delas in i två delar av ån Lidan. Stadsdelen väster om Lidan benämns ofta nya staden och delen öster om Lidan som gamla staden. Förutom Lidan finns vattendragen Toftabäcken på västra sidan och Svartebäcken samt Brantabäcken på den östra sidan om Lidan, vilka alla rinner ut i Kinnevikens. Kinnevikens är den del av Vänern som är belägen mellan Kinnekulle i öst och Kållandshalvön samt Kållandsö i väst.

I Lidköpings kommun bor idag ca 40 000 invånare varav 70 % återfinns i de centrala delarna av staden. Staden har för sin storlek en bred flora av industrier och näringsliv så som rederier, livsmedelsindustrier, jordbruksverksamheter samt flertalet plastindustrier. Plastindustrierna tillsammans med två konstgräsplaner, avfallsförbränningsanläggningen, ridskolan och Kartåsens avfallsanläggning betraktas som möjliga punktkällor till mikroplaster i Kinnevikens via dagvattnet. Mer diffusa utsläpp av mikroplaster förekommer sannolikt från väg och däckslitage.



Figur 1. Översiktskarta över Lidköping med Kinnevikens. Bild: ©Lantmäteriet

1.3 Mikroplaster

1.3.1 Definition

Mikroplaster (MP) är ett samlingsnamn för plastpartiklar med en diameter < 5 mm (NOAA, 2009; ECHA, 2019). Mikroplast kan bildats oavsiktligt då plastföremål slits och plastartiklar frigörs (sekundära MP) eller avsiktligt som tex plastpellets (primära MP). Primära mikroplaster tillverkas avsiktligt t ex i form av plastpellets eller granulat som används i industriella produkter (t ex blästring, konstgödsel, läkemedelsvektorer, produkter i petroleumindustrin, färg, bläck, underlag på sportarenor) eller hushållsprodukter (t ex skrubbrämer, tandkräm, disk-, tvätt- och rengöringsmedel. Sekundära mikroplaster formas oavsiktligt genom mekanisk, kemisk och biologisk nedbrytning av större fragment och föremål (tex vid däckslitage eller när skräp bryts ned) (Naturvårdsverket, 2017; Karbalaei et al., 2018; ECHA, 2019). Begreppet "plast" i sammanhanget mikroplaster är ofta ett mycket vitt begrepp. I denna undersökning inkluderas även gummipolymerer i begreppet.

1.3.2 Källor

Mikroplaster härrör från land- och hav-/sjöbaserade källor och mikroplast, där mikroplast från landbaserade källor tros dominera även om större kartläggningar ännu inte gjorts och få studier har gjorts på förekomsten av mikroplast i terrestra miljöer (Ziajahromi, et al., 2016; Karbalaei et al., 2018). Naturvårdsverket identifierar aktiviteter relaterade till trafik, industriell produktion, hantering av plastskräp, konstgräsplaner, tvättning av textilier som består av syntetfiber, färger samt nedskräpning som de troliga huvudsakliga källorna till mikroplast i miljön (Naturvårdsverket, 2017; IVL, 2018).

1.3.3 Spridning och egenskaper

Det existerar en mängd potentiella transportvägar för mikroplast från källa till hav och sjöar. Det pågår idag omfattande arbete med att kartlägga spridningsvägar för mikroplast från källa ut i miljön. Transport via dag- och avloppsvatten samt deposition från luft anses vara de huvudsakliga vägarna för spridning från landbaserade källor (Naturvårdsverket, 2017).

1.3.4 Egenskaper

Mikroplastpartiklarnas storlek och densitet är avgörande för hur de beter sig i vattenmiljön. Partiklar med hög densitet sedimenterar lättare och därmed relativt nära källan, medan lättare partiklar hålls flytande i vattenmassan. Densiteten avgör också var i vattenmassan de kan befinna sig, ytligt eller djupare. Partiklar av samma typ och storlek kan återfinnas i både vattenmassan och i sediment och fördelningen påverkas av en rad faktorer. Plastpartiklarnas egenskaper har således en stor inverkan på hur de sprids och vilka effekter som kan förväntas.

Olika plastpolymerer har olika kemiska och fysiska egenskaper vilket påverkar spridningen av dem. Egenskaperna hos polymererna kan dock förändras över tid via t ex påväxt eller nedbrytning (Naturvårdsverket 2017).

1.3.5 Effekter

Mikroplaster har flera potentiella risker och mycket forskning om deras effekter på miljön och på organismer pågår. Man har visat att mikroplaster kan tas upp och ackumuleras av organismer (som "föda") av ett antal organismer och orsaka kvävning, blockera mag-tarmsystemet och orsaka svält och invärtes skador. De kan överföras mellan trofinivåer i näringskedjan och påverkar organismer som zooplankton, musslor, marina larver, kräftdjur, fiskar och fåglar. Förutom att partiklarna i sig kan ha skadliga effekter så kan de olika plastpolymererna påverka organismer genom att läcka ut skadliga kemikalier som tillsats plasten vid tillverkningen, sådan plaster är t ex PVC och polyuretan. Plasterna kan också fungera som bärare av t ex organiska miljöföroreningar och bekämpningsmedel (Kärrman et al., 2016; SETAC, 2019). Det europeiska forskningsnätverket SAPEA (2019) uttrycker att de generella nivåerna av mikroplaster i miljön än så länge sannolikt är under de nivåer som ger effekt.

1.3.6 Polymerer

1.3.6.1 Plastpolymerer

Mikroplaster består av syntetiskt framställda polymerer av antingen olje- eller biobaserade råvaror. En vedertagen, specifik, definition av mikroplast saknas och huruvida gummipartiklar faller under definitionen varierar. Mikroplastpartiklarna har varierande form, t ex korn, flagor, fragment, pellets, mikrosfärer eller fibrer (Naturvårdsverket, 2017).

I tidigare genomförda internationella studier har polypropen (PP), polyeten (PE) och polystyren (PS) varit de mest förekommande polymererna/plasttyperna i vatten. Att just dessa polymerer identifieras tros delvis bero på att de är vanligt förekommande komponenter i förpackningsindustrin, men också på deras densitet, som gör att de hålls flytande i vattenfas (Naturvårdsverket, 2017). PP och PE står för närmare 50 % av plasten som används inom EU (PlasticEurope, 2017). Åtta av de vanligaste plastpolymererna och deras användningsområden presenteras kortfattat i tabell 1 nedan (Naturskyddsföreningen, 2020).

Tabell 1. Vanligt förekommande plastpolymer, förkortningar, samt de vanligast förekommande användningsområdena för respektive polymer.

Typ av plast	Förkortning	*Vanliga användningsområden
Polyeten	PE	plastfilm, kassar, beläggningar i förpackningar, förvaringskärl för livsmedel, klädhängare, höljen på kablar och ledningar
Polypropen	PP	livsmedelsförpackningar, plastfilm, leksaker, vattenrör, medicinsk plast, bilindustrin
Polystyren	PS	vitvaror, elektronik, bygg- och konstruktionsmaterial, laborieutrustning, livsmedelsförpackningar, höljen till papper
Polyvinylklorid	PVC	kabelhöljen, fönsterkarmar, golvmattor, kylskåp, vägguttag, leksaker, bilindustrin, läkemedelsindustrin, regnkläder
Polytereftalat	PET	flaskor, förvaringskärl, livsmedelsförpackningar, fleeceläder, duschdraperi
Polykarbonatplast	PC	mobiltelefoner, kretskort, optiska linser, CD-skivor, livsmedelsförpackningar, flaskor
Polymetylmetakrylat	PMMA	bilindustrin, linser, rör, ishockeyrinkar
Polyamid (Nylon)	PA6	textil, skor, väskor, mattor, köksredskap, livsmedelsindustrin

* Även andra användningsområden förekommer

1.3.6.2 Gummipolymerer

Gummi är en grupp polymera organiska ämnen som har elastiska egenskaper. Gummiartiklar har traditionellt tillverkats av naturliga material till exempel från mjölksaft från träd. Idag är dock syntetisk tillverkat gummi vanligare än naturgummi. Syntetgummi framställs främst från petroleum (Nationalencyklopedin, 2020). Många gummiprodukter så som tex bildäck består av kombination av naturgummi och syntetiskt gummi. Vanliga polymerer som används i bildäck är polyisopren (naturgummi) tillsammans med polybutadien och styrenbutadien (som båda är syntetgummi) (ScienceDirect, 2003).

1.3.7 Tidigare nationella undersökningar

Hittills har ett fåtal nationella studier publicerats och dessa har främst baserats på visuell analys och antal partiklar. Variation i provtagningsmetoder, analystekniker och typ av vatten som provtagits begränsar möjligheten till jämförelser.

Örebro universitet genomförde under 2017 på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten undersökningar i Sveriges fyra största sjöar: Vänern, Vätten, Mälaren och Hjälmaren. Provtagningarna genomfördes med högvolympump och partiklarna sorterades i två olika fraktioner, >300 µm och 50-300 µm. Analyserna genomfördes genom visuell bedömning med hjälp av ljusmikroskop (mikroskopering) samt för ett slumpartat urval av proverna med infraröd spektroskopi (FTIR). I studien kunde konstateras att högst halter återfanns i tillflöden till sjöarna och att mer uppströms mätningar behövs för att ha att identifiera källor (Örebro universitet, 2017). Samma metoder för provtagning, visuell bedömning och FTIR-analys har tillämpats i aktuell undersökning.

Andra liknande undersökningar har genomförts, med andra typer av metoder och/eller analyser. Uppsala vatten (2017) har undersökt förekomsten av mikroplaster analyser i spill-och dagvatten. I Göteborg studerades förekomsten och spridningen av mikroplast från vägtrafiken under 2018 (Göteborgs Stad, 2018). Vidare finns studier genomförda gällande förekomsten av mikroplaster på bohuslänska stränder och i sediment (Göteborgs universitet, 2019) och mikroplastspridning från konstgräs (Ecoloop, 2019). IVL (2018) har på uppdrag av Stockholms stad kartlagt källor och spridningsvägar i syfte att ta fram ett åtgärdsprogram gällande mikroplaster i miljön i Stockholms innerstad. Från studien kunde konstateras att vägtrafik samt nedskräpning kopplad till byggprocesser var de största källorna tillsammans med spridning via tvätt av syntetfibrer och spill från konstgräsplaner.

Från tidigare genomförda undersökningar har det konstaterats att mikroplaster återfinns både på land och i akvatiska miljöer så som sötvattensystem, ytvatten samt i sediment. Studierna har verifierat att mikroplasternas spridning i och till marina miljöer beror på en rad olika faktorer så som partiklarnas densitet, källornas lokalisering, strömmar, vågor och biologiska processer.

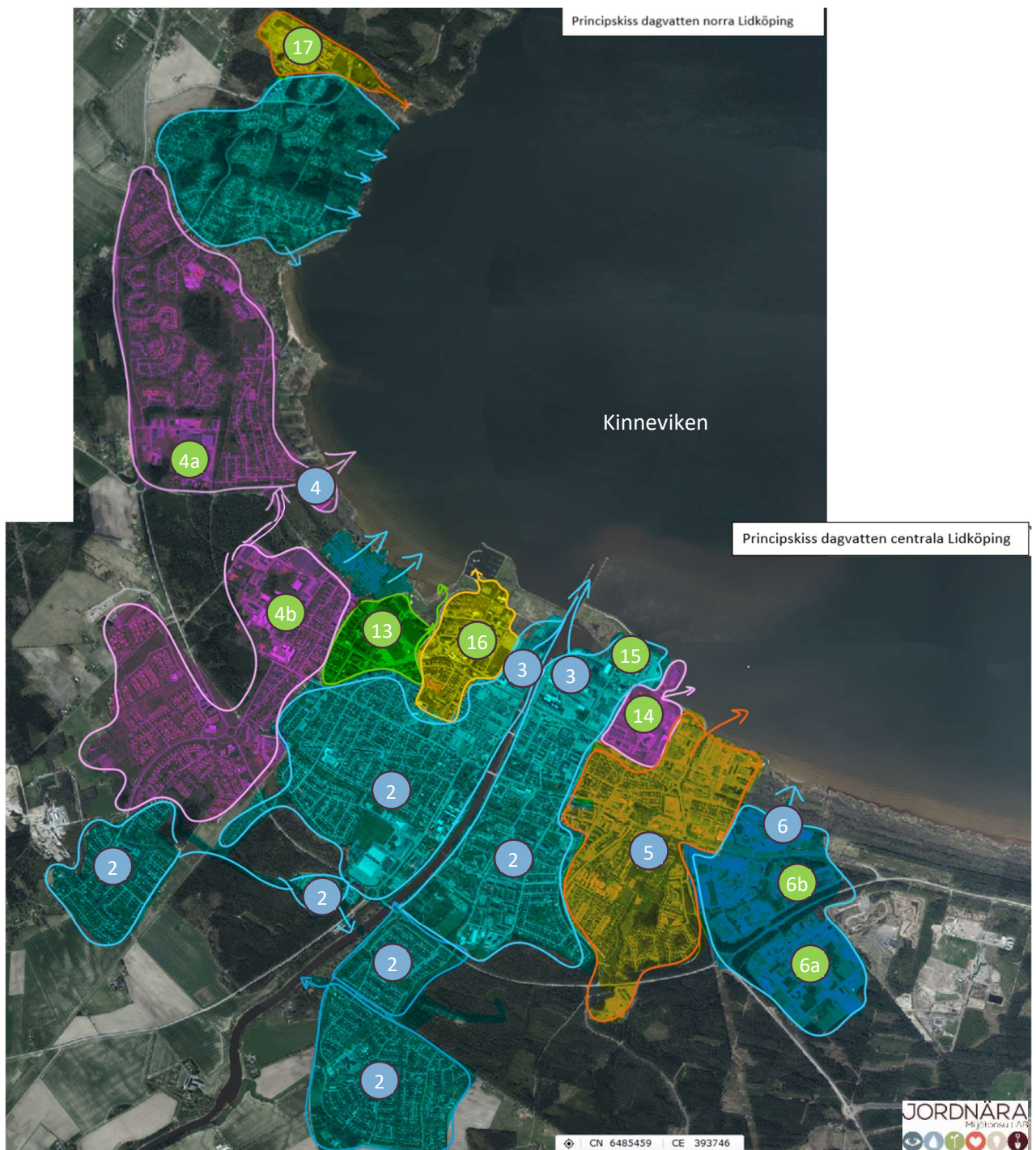
Vidare konstateras att för att kunna bedriva ett effektivt arbete med att förhindra ytterligare spridningen av mikroplaster i miljön krävs fördjupad kartläggning av partiklarnas rörelse i vattensystemen, samt ytterligare arbete med identifiering av källor, så att åtgärder kan vidtas på rätt sätt och på de rätta platserna.

2 Provtagningsstrategi

Syftet med nu genomförd undersökning var att göra en översiktlig kartläggning av flöden av mikroplaster från Lidköpings tätort till Kinnevik i Vänern, med en uppskattning av den totala mängd mikroplaster som transporteras ut från Lidköpings tätort till Vänern, samt att om möjligt kunna identifiera spridningsvägar och större punktkällor. Uppdraget inleddes därför med en kartläggning av dagvatten- och spillvattenflöden, som underlag till valet av provpunkter.

2.1 Kartläggning av dagvattenflöden

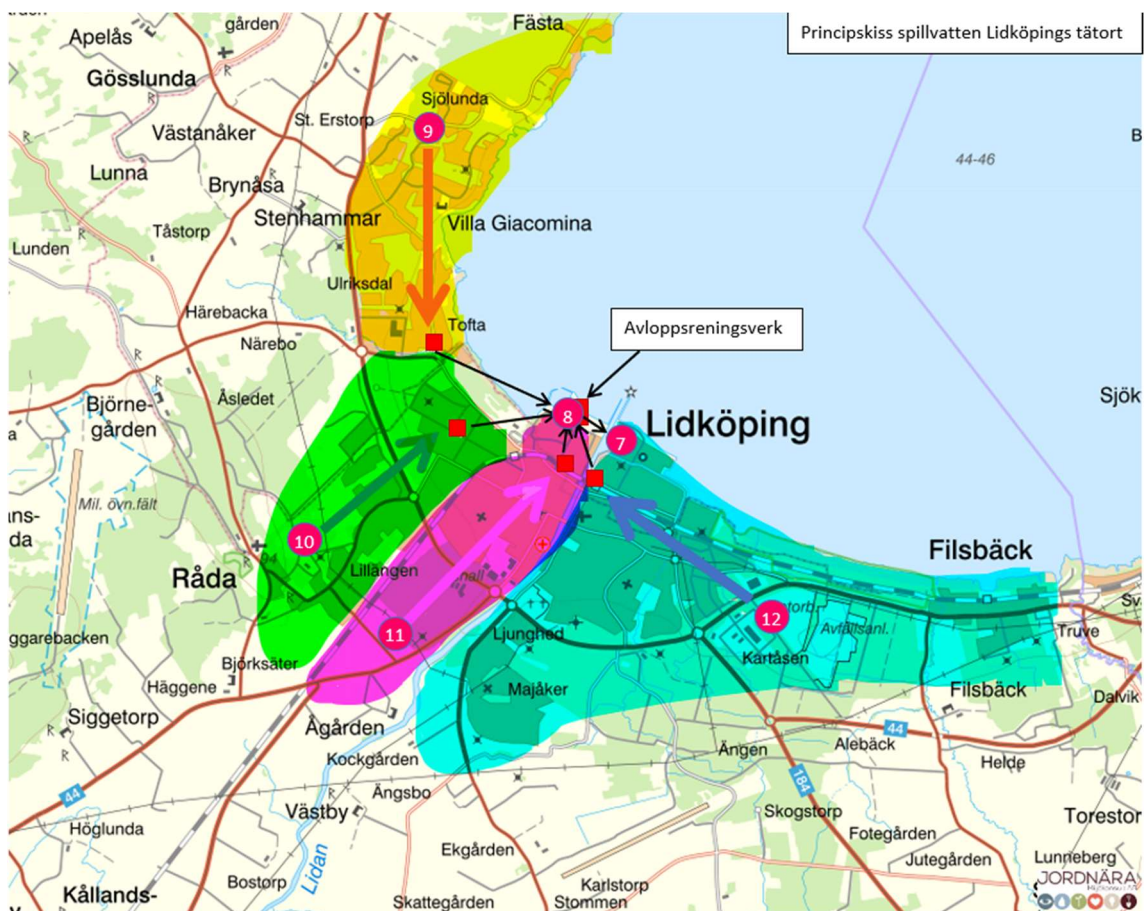
Dagvattnet i Lidköpings kommun avrinner antingen via de olika vattendragen eller genom utsläpp direkt till Kinnevik. Stora delar av dagvattnet från de centrala delarna av Lidköping avleds via flertalet utlopp till ån Lidan som mynnar i Kinnevik. Till Toftabäcken avrinner dagvatten från den västra delen av Lidköping, medan Svartebäcken och Brantabäcken fungerar som recipienter för dagvattnet i de östra delarna av staden. I figur 2 åskådliggörs de olika dagvattenflödena i Lidköpings tätort baserade på Lidköping Vatten-Avlopps ledningsritningar över dagvattennätet. Pilarna åskådliggör till vilken recipient som dagvattnet flödar från de olika områdena i tätorten.



Figur 2. Principskiss över dagvattenflöden i Lidköpings tätort. Pilarna åskådliggör till vilken recipient som dagvattnet flödar från de olika områdena i tätorten innan vattnet når huvudrecipienten Kinnevikens i Vänern. Numreringen avser områden som provtas med avseende på mikroplaster. Blå numrering avser att dagvattnet provtagits först när det nått recipienten med grön numrering avser att provtagning skett direkt i dagvattenflöde från aktuellt område. Icke numrerade områden har inte provtagits inom ramen för denna undersökning. (Flygfoto: www.hitta.se)

2.2 Kartläggning av spillvattenflöden

Spillvattnet i Lidköpings tätort pumpas via 4 pumpstationer till Lidköpings avloppsreningsverk (ARV), som är beläget vid Vänern i Västra Hamnen (figur 3). Via pumpstationerna kommer även vatten från områden utanför tätorten. Efter rening leds det reade vattnet knappt 500 m österut till ett utlopp i norra delen av Lidan, drygt 500 m innan Lidan mynnar ut i Kinnevikens. Utloppet är beläget ca en meter under Lidans medelvattenyta. Bräddavloppet från avloppsreningsverket mynnar i samma ledning som utloppet för det reade vattnet. Utöver det bräddas vatten även direkt vid de fyra pumpstationerna.



Figur 3. Principskiss över spillvattenflöden i Lidköpings tätort. Pumpstationer markerade med små röda fyrkanter och avloppsreningsverket markerad med större röd fyrkant. Pilar visar principen för hur flöden går, inte hur ledningarna är dragna. Utloppet från reningsverket är markerat med en svart pil från reningsverket och ut i Lidan som sedan mynnar i recipienten Kinnevikens i Vänern. Numreringen avser vilka områden som provats med avseende på mikroplaster. (Kartunderlag: Lantmäteriet, 2019)

2.3 Provpunkter

Utifrån kartläggningen av de större spill- och dagvattenflödena har provpunkter valts ut och placerats enligt figur 4 och tabell 2. Provpunkterna täcker in samtliga större spill- och dagvattenflöden från Lidköpings tätort. Provtagning har utförts i utloppet i samtliga större recipienter, Lidan, Toftabäcken, Svartebäcken och Brantabäcken. I Toftabäcken och Brantabäcken justerades provpunkterna i en andra provtagningsomgång till dagvattenutsläpp uppströms dessa punkter, då preliminära resultat från den första provtagningen visade på låga halter i dessa punkter.

Provtagning har utförts i Lidan uppströms samtliga dagvattenutsläpp från Lidköpings tätort för att kunna bedöma bakgrundsbelastningen från källor uppströms Lidköping. För bäckarna har provtagning uppströms inte prioriterats i detta skede, då inga större tätorter släpper ut sitt dagvatten i dessa vattendrag.

Fyra större direkta dagvattenutsläpp till Kinnevikens och ett till Lidan har provtagits. Området Stenhammar i norra delen av Lidköpings tätort har inte kunnat omfattas i sin helhet då detta område har ett stort antal mindre dagvattenutlopp direkt till Kinnevikens. För att få en uppfattning av halterna av mikroplaster i ett dagvatten från denna typ av område har en provpunkt placerats i ett dagvattenutsläpp från Övre Stenhammar. Konstgräsplanen som är belägen vid Vänerens strand vid Framnäs i nordvästra delen av Lidköping dräneras ut via en ledning och ett kort dike direkt ut i Framnäs vikens. Detta flöde har inte inkluderats i kartläggningen då beslut finns att avveckla denna plan inom kort.

Provtagning gjordes i samtliga fyra pumpstationer som leder avloppsvatten från de fyra olika delarna av Lidköpings tätort till avloppsreningsverket för jämförelse av innehållet av mikroplast i de olika avloppsvattenströmmarna.



Figur 4. Provtagningsplan med provpunkter för kartläggning av mikroplaster i vatten i Lidköpings tätort. Röda punkter markerar provtagning i spillvatten, blå punkter markerar provtagning i recipientvatten dit dagvatten leds och gröna punkter representerar provtagning i dagvatten (Kartunderlag: ©Lantmäteriet, 2020).

Tabell 2. Beskrivning av provpunkter i kartläggningen av mikroplaster i vatten i Lidköpings tätort.

Provpunkt	Vattentyp	Motiv till placering	Markanvändning i avrinningsområdet, möjliga källor	
1	Lidan uppströms, Skölmetorp	Större recipient	Uppströms Lidän, ovan samtliga dagvattenutsläpp från Lidköpings tätort.	Vatten från tätorter uppströms Lidköping samt jordbruks- och naturmark.
2	Lidan centralt, Järnvägsbron	Större recipient	En stor del av Lidköpings tätorts dagvatten har runnit ut i Lidän vid denna punkt.	Centrumbebyggelse, bostadsområden (villor och flerbostadshus), sportanläggningar (ej konstgräs), gator, cykelvägar.
3	Lidan nedströms, Piren	Större recipient	Nedströms punkt, ARV samt dagvatten från hamnområdena inkl värmeverket har runnit ut.	Hamn- och industriområde, avfallsförbränningsanläggning, ARV.
4	Toftabäcken	Mindre recipient	Inkluderar dagvattenutsläpp från norra delarna av tätorten inklusive Tofta industriområde.	Lättare industriområden inkl plastindustrier, bostadsområden (villor och flerbostadshus), gator samt troligen konstgräsplan.
4a	Toftabäcken a	Dagvatten	Delflöde av punkt 4 Toftabäcken från Tofta industriområde norr om Toftabäcken.	Lättare industriområden inkl plastindustrier, bostadsområden (framför allt villor), gator.
4b	Toftabäcken b	Dagvatten	Delflöde av punkt 4 Toftabäcken från område söder om Toftabäcken.	Lättare industriområden inkl plastindustrier, bostadsområden (villor och flerbostadshus), gator.
5	Svartebäcken	Mindre recipient	Inkluderar dagvattenutsläpp från östra delarna av centrum.	Hamnområde, bostadsområden (villor och flerbostadshus), ridanläggning.
6	Brantabäcken	Mindre recipient	Inkluderar dagvattenutsläpp från östra utkanten tätorten.	Industriområden, handelsområden, större vägområden.
6a	Brantabäcken a	Dagvatten	Delflöde av punkt 6 Brantabäcken från Ånghagens industriområde och Kartåsens industriområde	Industriområden, större vägområden.
6b	Brantabäcken b	Dagvatten	Delflöde av punkt 6 Brantabäcken från mindre industriområde.	Industriområde (mindre).
7	Reningsverk (ARV) utgående	Spillvatten (renat)	Omfattar allt renat spillvatten som släpps ut från Lidköpings tätort.	Bostäder, industrier. Fibrer från tvättning av kläder.
8	Reningsverket (ARV) inkommande	Spillvatten (orenat)	Omfattar allt orenat spillvatten inkommande till ARV.	Bostäder, industrier. Fibrer från tvättning av kläder.
9	Pumpstation Tofta	Spillvatten (orenat)	Spillvatten från de norra delarna av Lidköpings tätort	Lättare industriområden inkl plastindustrier, bostadsområden (framför allt villor), gator.
10	Pumpstation Älgvägen	Spillvatten (orenat)	Spillvatten från de västra delarna av Lidköpings tätort.	Bostadsområden (villor, flerbostadshus), lättare industriområden, handelsområden.
11	Pumpstation Rörstrand	Spillvatten (orenat)	Spillvatten från de centrala västra delarna av Lidköpings tätort (nya staden).	Bostadsområden (villor, flerbostadshus), lättare industriområden, hamnområden, handelsområden.
12	Pumpstation Järnvägsbron	Spillvatten (orenat)	Spillvatten från de östra västra delarna av Lidköpings tätort (gamla staden).	Bostadsområden (villor, flerbostadshus), lättare industriområden, hamnområden, handelsområden.
13	Dagvatten Framnäs	Dagvatten	Direkta utsläpp till Kinnevikens av större dagvattenflöden.	Bl a handelsområde med större parkeringsplats. Bostadsområden (villor och flerbostadshus).
14	Dagvatten Östra hamnen	Dagvatten	Direkta utsläpp till Kinnevikens av större dagvattenflöden.	Del av Östra hamnen med industriområden.
15	Dagvatten Värmeverket	Dagvatten	Utsläpp av dagvatten till Kinnevikens via Lidän.	Värmeverket.
16	Dagvatten Småbåtshamnen	Dagvatten	Direkta utsläpp till Kinnevikens av större dagvattenflöden.	Hamn- och industriområde i västra hamnen samt bostadsbebyggelse (villor och flerbostadshus).
17	Dagvatten Sjölanda semesterby	Dagvatten	Direkta utsläpp till Kinnevikens av dagvattenflöde från nybyggt villaområde.	Nybyggt villaområde. Byggarbetsplats.

2.4 Provtagning

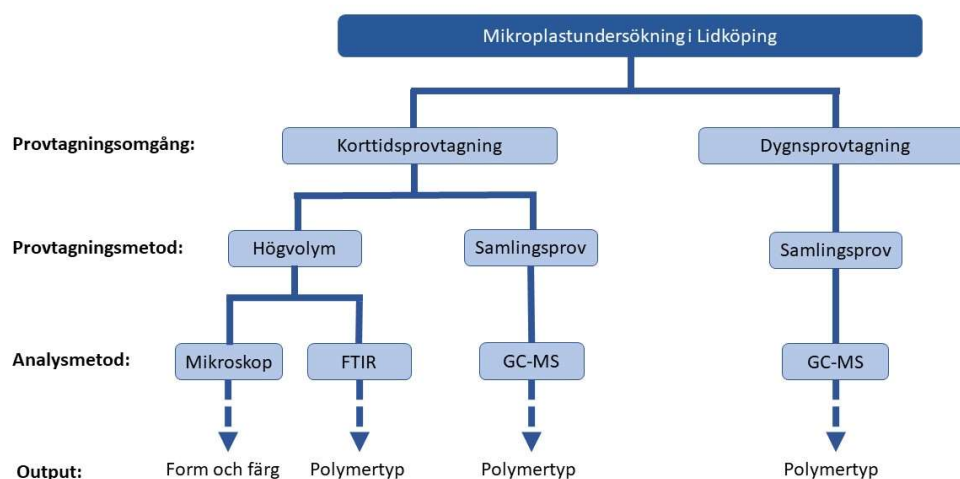
Det finns idag inga standardiserade metoder för övervakning och provtagning av mikroplaster. För vattenprovtagning används vanligen traditionella provtagningsmetoder med stickprov eller samlingsprov, med eller utan pump, men Örebro universitet har utvecklat en provtagningspump med kapacitet för mycket höga volymer och samtidig filtrering och fraktionering av mikroplaster. De analystekniker som vanligen används för analys av mikroplaster är idag t ex visuell analys med mikroskop eller svepelektronmikroskop (SEM), masspektrometri med föregående pyrolys (Py-GCMS) eller IR-spektroskopi (FTIR).

Det relativt mindre dataunderlag som finns från tidigare studier resulterar i en svårighet att bedöma vilka halter som kan förväntas och med vilken variation och därmed vilken provtagningsteknik som är lämpligast. I denna studie används två förfaranden (figur 5).

- Tidsstyrd samlingsprovtagning av delprover om totalt ca 8L prov med efterföljande filtrering av totalt 1L prov och kvantitativ analys och polymeridentifiering på Py-GCMS.
- Högvolympumpning med direktfiltrering (volym 0,06-30 m³) och efterföljande visuell, kvalitativ bedömning med mikroskop och polymeridentifiering med FTIR.

Samtliga provpunkter (21 st) har provtagits och analyserats enligt det första förfarandet med samlingsprov, som utgör ett praktiskt arbetssätt, enligt branschpraxis. Analysmetoden som används ger kvantitativa data på viktsbasis med möjlighet att bedöma halter och mängder, samt kvalitativ information om polymertyp. Det andra förfarandet har använts i flera tidigare studier och den höga provtagningsvolymen möjliggör detektion av mikroplaster i lägre halter. Den visuella bedömningen ger kvantitativa data definierat som antal partiklar. De kvalitativa bedömningarna ger information om partikelstorleksfördelning, färg, partikeltyp (fragment, fiber, sfärer, etc) vilket kan ge viktig information för källspårning eller bedömning av spridningsförutsättningar.

Strategin styrdes till att ge en ögonblicksbild av ett stort antal provpunkter för att bestämma storleksordningen på olika flöden i syfte att identifiera de största flödena och mängderna som avsätts till Kinnevikens vid Lidköpings tätort, för att kunna prioritera åtgärder mot utsläpp av mikroplast. Provtagningstider och tillfälle samordnades med provtagning enligt de två förfarandena för sju provpunkter och tillfällena. En schematisk överblick för projektet presenteras övergripande i figur 5.



Figur 5. Schematisk illustration av två olika arbetsgångar vid kartläggningen av mikroplast i vatten i Lidköpings tätort.

3 Material och metod

3.1 Provtagning

Provtagning i totalt 21 provpunkter genomfördes i två provtagningsomgångar. I den första provtagningsomgången provtogs 7 provpunkter parallellt med två olika provtagningsmetoder, högvolymprovtagning och tidsstyrd samlingsprovtagning (ISCO-pump). Provtagningen genomfördes under ca 1-2 h, i fortsättningen benämnt som korttidsprovtagning. Vid korttidsprovtagningen gjordes provtagningen i Lidan från aluminiumbåt.

I den andra provtagningsomgången genomfördes tidsstyrd samlingsprovtagning i totalt 18 provpunkter under 24h, i fortsättningen benämnt som dygnsprovtagning. I provpunkt 1, 3, 5 och 7 genomfördes en dygnsprovtagning på samma plats som i korttidsprovtagningen. I provpunkt 4 och 6 flyttades provpunkterna till dagvattenutsläpp något uppströms. Provpunkt 2 uteslöts i den andra provtagningsomgången. Vid dygnsprovtagning i Lidan placerades den tidsstyrda ISCO-pumpen på en flotte som förankrades med ankare. Vid provtagning i övriga provpunkter placerades ISCO-pumpen på marken i direkt anslutning till respektive provtagningspunkt. Högvolympumpar placerades antingen på botten i respektive provpunkt eller hängande från broar (där broar fanns tillgängliga). För bilder från provtagningen se bilaga 2.

Prover genererade med högvolympump analyserades visuellt med mikroskop på Örebro universitet. Ett urval av högvolymsproverna analyserades dessutom med FTIR (endast fraktion >300 µm). Prover genererade med samlingspump analyserades med Pyrolys GC-MS-analys på Eurofins Environment. Provtagningspunkter, provtagningsmetoder samt analysmetoder presenteras i tabell 3. Utöver mikroplastanalyser analyserades även ett antal stödparamaterar, såsom oljeindex, metaller, turbiditet, pH osv. För mer detaljerad information om provpunkter, utrustning och provtagningspunkter se bilaga 1.

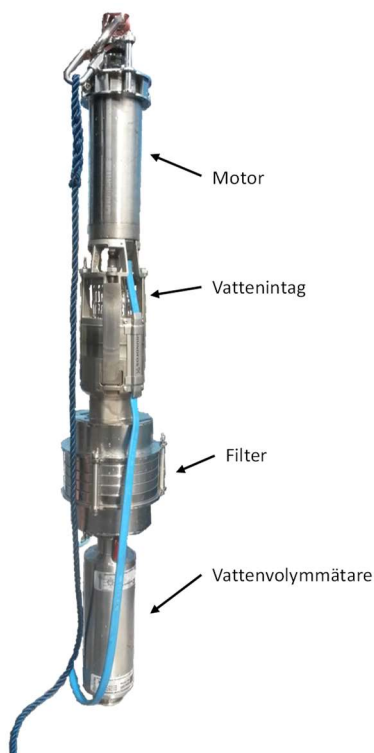
Tabell 3. Provpunkter för recipienter, spillvatten och dagvatten tillsammans med respektive provtagningsmetod och mikroplastanalysmetod vid kartläggning av mikroplast i Lidköpings tätort.

Provpunkt	Vattentyp	Provtagningsmetod			Analysmetod		
		Högvolyms Korttid	Samlingsprov Korttid	Samlingsprov Dygnsprovtagning	Mikroskop	FTIR	GC-MS
1 Lidan uppströms, Skölmatorp	Större recipient	X	X	X	X	X	X
2 Lidan centralt, Järnvägsbron	Större recipient	X	X		X	X	X
3 Lidan nedströms, Piren	Större recipient	X	X	X	X	X	X
4 Toftabäcken	Mindre recipient	X	X		X	X	X
4a Toftabäcken a	Dagvatten			X			X
4b Toftabäcken b	Dagvatten			X			X
5 Svartebäcken	Mindre recipient	X	X	X	X	X	X
6 Brantabäcken	Mindre recipient	X	X		X	X	X
6a Brantabäcken a	Dagvatten			X			X
6b Brantabäcken b	Dagvatten			X			X
7 Reningsverk (ARV) utgående	Spillvatten (renat)	X	X	X	X	X	X
8 Reningsverket (ARV) inkommande	Spillvatten (orenat)			X			X
9 Pumpstation Tofta	Spillvatten (orenat)			X			X
10 Pumpstation Älgvägen	Spillvatten (orenat)			X			X
11 Pumpstation Rörstrand	Spillvatten (orenat)			X			X
12 Pumpstation Järnvägsbron	Spillvatten (orenat)			X			X
13 Dagvatten Framnäs	Dagvatten			X			X
14 Dagvatten Östra hamnen	Dagvatten			X			X
15 Dagvatten Värmeverket	Dagvatten			X			X
16 Dagvatten Småbåtshamnen	Dagvatten			X			X
17 Dagvatten Sjölanda semesterby	Dagvatten			X			X
Totalt antal provtagningar/analyser		7	7	18	7	7	25

3.1.1 Högvolyms

Högvolymsprovtagning genomfördes med två olika pumpar utvecklade av KC Danmark. I Provpunkt 1-3 (Lidan) genomfördes provtagningen med pumpen (230 V AC, 0,55 kW) som är den andra generationens pump som utvecklades av KC Danmark inom EU projektet CleanSea 2012-2014. Pumpen är gjord i rostfritt stål och har en total längd på 160 cm, maxdiameter på 29 cm, och vikt på ca 35 kg. Pumpen består av en motor placerad högst upp, följt av ett intag för vatten, en filterstack med plats för tre filter med olika maskstorlek, och en elektromagnetisk flödesmätare längst ner som mäter vattenvolymer med hög precision (figur 6). Pumpens maxkapacitet är 25 000 L/h och maxdjupet är 60 m. I denna studie hängdes pumpen ner horisontellt ca 0,5 m ut från båten med vattenintaget ca 50 cm under vattenytan (ytligare provtagning var inte praktiskt möjlig pga vågrörelser). Filtren är gjorda av rostfritt stål och tillverkade med laserskärning i en diameter av 14 cm. I denna studie användes filter med maskstorlek 300 µm och 50 µm. Innan provtagning rengjordes filtren med avjonat vatten i ultraljudsbad, och förvarades i metallburkar som klätts med aluminiumfolie.

I provpunkt 4-7 (Brantabäcken, Svartebäcken, Toftabäcken och Avloppsreningsverket (utgående renat avloppsvatten)) genomfördes provtagning med en mindre pump från KC Denmark (figur 7). Även denna är i rostfritt stål och utrustad med samma filterstack som den större pumpen samt en ram konstruerad för att kunna placera pumpen på botten i grundare vattendrag (proven tagna i avloppsreningsverket och Svartebäcken). Pumpen var även utrustad för att kunna hängas ner från en bro (proven tagna i Brantabäcken och Svartebäcken). Vattenintaget hölls 5-10 cm under vattenytan förutom i reningsverket där pumpen stod på botten med intaget ca 25 cm under ytan. Pumpens maxkapacitet är ca 4 m³/h och flödet mättes med en mekanisk flödesmätare kopplad till en digital display. Filtren hanterades på samma sätt som för den större pumpen. Alla prover lagrades i ett kylrum vid 5.5 °C fram till analyser.



Figur 6. Den stora högvolympumpen, ca 1,6 m lång, består av en motor placerad högst upp, följt av ett intag för vatten, en filterstack med plats för tre filter, och en elektromagnetisk flödesmätare längst ner som mäter vattenvolymen med hög precision.



Figur 7. Den lilla högvolympumpen är utrustad med samma filterstack som den stora pumpen och en ram som gör att den kan placeras på botten i grundare vattendrag.

3.1.2 Tidsstyrd samlingsprovtagning

Peristaltiska tidstyrda ISCO-pumpar med glasbehållare användes för att ta samlingsprov både under korttidsprovtagningar, i samband med högvolymsprovtagningen (provpunkt 1-7), och vid dygnsprovtagningar (provpunkt 1-17), (figur 8 och 9).

I den peristaltiska pumpens vevhus används en mjuk silikon slang. När rotorn snurrar i vevhuset tvingas vattnet förflytta sig igenom slangen. På utsidan av pumpen användes en slät transparent PVC-slang, tillverkad av livsmedelgodkänd PVC. PVC-slangen fästs till silikonslangen genom att den träs över en mellankoppling av rostfritt stål. I andra ändan på PVC-slangen kopplades ett metallmunstycke i rostfritt stål. Slangens längd anpassades efter provpunkterna och byttes ut efter varje provtagning. Vid varje provtagningsomgång pumpades minst 1 L vatten genom slangen för att minska risken för kontaminering. Blankprovtagning har utförts med utrustningen.

Vid korttidsprovtagningen var pumparna inställda på att samla upp delprov var femte minut under tiden som högvolymsprovtagningen pågick. Antalet delprov varierade då något med provtagningstiden varvid provvolymen för delproven fick justeras för att tillräcklig provmängd skulle erhållas. Vid dygnsprovtagningarna var pumparna inställda på att under 24 timmar samla upp 72 delprov á 120 ml vilket gav samlingsprov på ca 8,8 liter. Efter avslutade provtagningar hölls samlingsproven över i rostfritt kärl och omblandades väl genom omrörning innan delning och direkt transport till laboratoriet Eurofins Environment, utan mellanlagring. Prover filtrerades på laboratoriet (i Bergen, Norge) och filtren analyserades med Py-GCMS analys.

3.1.3 Blankprov

Fältblanker för högvolympumparna bestod av filter som fanns med ute vid fältarbetet, sattes i pumpen och sedan togs ut utan att pumpen sänkts ner i vattnet. Fältblanker för den tidsstyrda pumpen erhöles genom provtagning av kranvatten under representativ tid. För provtagningskärlen som användes för transport av vattenprover till lab gjordes materialblanker för varje batch flaskor som användes, där en tom flaska skickades med proverna och analyserades på lab.

3.2 Laboratorieanalyser

3.2.1 Mikroplastanalyser

Analys av mikroplaster har utförts med visuell bedömning i mikroskop, polymeridentifiering med FTIR och GC-MS med föregående pyrolys. En översikt av antalet analyser ges i tabell 4.

Tabell 4. Antal prover som analyserats med olika analysmetoder i kartläggningen av mikroplaster i vatten i Lidköpings tätort.

Analyspaket	Korttidsprovtagning		Dygnsprovtagning
	Högvolyms	Samlingsprov	Samlingsprov
Mikroskopering	7		
FTIR	7		
Pyrolys- GC-MS (Py-GCMS)		7	18



Figur 8. ISCO-pump av modellen GLS.



Figur 9. Tidstyrd peristaltisk ISCO-pump som använts vid korttid- och lång tidsprovtagning.

3.2.1.1 Visuell analys och FTIR

Visuell analys och FTIR utfördes på forskningscentrum MTM, Örebro universitet. Från provtagningen med direktfiltrering erhöles två storleksfraktioner, partiklar >300 μm respektive partiklar >50-300 μm .

Partiklar > 300 μm

Alla partiklar som identifierades som mikroplast sorterades in i kategorier relaterade till färg, längd, bredd och deskriptiva kategorier som ofta används vid rapportering kring mikroplast: fragment, mikrosfär, pellet, expanderad cellplast (skumplast) och fiber. Plastpartiklarna plockades av till förvägda petriskålar i glas med hjälp av pincett och sedan droppades väteperoxidlösning (30%) över för att bryta ner ev organiskt material och rengöra partiklarna inför analys med IR-spektroskopi (Attenuated total reflection-Fourier-transform infrared spectroscopy, ATR-FTIR). Proven placerades i ugn (50 °C) över natt och petriskålen vägdes sedan när provet hade torkat för att få torrvikten på partiklarna.

Den visuella analysen gjordes med ett ljusmikroskop (Stemi 500, Zeiss) och vidare togs bilder av representativa partiklar från de olika kategorierna (Axiocam ERc 5s).

En andel partiklar > 0,5 mm i varje prov analyserades med ATR-FTIR för att bestämma polymertyp. Partiklarna valdes ut slumpvis från de olika mikroplastkategorierna. I de fall då det fanns en större grupp av liknade partiklar så analyserades ett större urval partiklar från den gruppen. Erhållna spektra matchades mot ett bibliotek bestående av nio vanligt förekommande polymerer (PE, PP, PS, PA, PET, PVC, PHA, PHB, PLLA (tabell 1)). Kriteriet för en positiv matchning sattes till > 95%. Spektra som inte matchade någon av polymererna i biblioteket benämndes "oidentifierad polymer".

Partiklar > 50-300 µm

Materialet som fångats upp på 50-µm filtret fördes över till en glasburk genom att försiktigt skrapa med en spatel och spola med avjonat vatten från en sprutflaska. Proceduren upprepades tills filtret bedömdes som rent. Därefter tillsattes ca 50 ml väteperoxidlösning (30%) för att bryta ner organiskt material och glasburken ställdes i en ugn över natt (50 °C). Vätskan filtrerades sedan över ett membranfilter (polypropen, 10 µm porstorlek). Då kvarvarande material i de flesta fall bestod av en betydande mängd sandpartiklar utfördes en densitetsseparation med natriumklorid (NaCl) för att separera de lättare mikroplasterna från de tyngre sandpartiklarna. Materialet på membranfiltret fördes över till ett 50-ml Falconrör och ca 40 ml mättad NaCl-lösning (1,2 g/mL) tillsattes. Lösningen läts stå och sedimentera i ca 30 min varvid den övre delen av vätskan försiktigt hälldes av. Vätskan filtrerades sedan över ett membranfilter med 3x3 mm rutnät (cellulosanitrat, 0,8 µm porstorlek). Separationen med NaCl upprepades tre gånger för att undvika förlust av partiklar. Analysen gjordes sedan under samma ljusmikroskop som för den större partikelfraktionen.

Filtret från Brantabäcken (Bilaga 5b, bild 1) innehöll en stor mängd organiskt material som plockades av och delades upp på tre glasburkar med väteperoxidlösning (30%) som placerades i 50 °C över natt. Vätskan återfiltrerades sedan över filtret som analyserades som vanligt. Porerna i filtret från Lidans utlopp (Bilaga 5b, bild 6) var igensatt av en fintrådig kletig substans som försvårade den visuella analysen varvid filtret blötlades i väteperoxidlösningen i en vid petriskål i 50 °C över natt.

3.2.1.2 Pyrolysis-GCMS

Filtrering och analys med Py-GCMS utfördes av Eurofins Environment Testing Sweden AB/Norway AS. Med analysmetoden kan 8 olika typer av plastpolymerer samt två olika gummipolymerer identifieras och kvantifieras (tabell 4). Samlingsproverna genererade med den tidstyrda samlingspumpen (ISCO), filtrerades och oxiderades (vid behov) för att sedan analyseras. Vid filtreringen användes filter med porstorlek 42 µm respektive 263 µm, parallellt. Samtliga prover har filtrerats med porstorlek 42 µm, vilket resulterar i en fraktion med mikroplast större än >42 µm i diameter. Fyra prover filtrerades även parallellt med porstorlek 263 µm, vilket genererar en fraktion av mikroplast med diameter >263 µm. Teoretiskt inkluderar alltså fraktionen >42 µm även den större fraktionen >263 µm.

3.2.2 Stödparametrar

Analys av stödparametrar utfördes av Eurofins Environment Testing Sweden AB. I samtliga provpunkter tagna med tidstyrd samlingsprovtagning genomfördes analys av: metaller, kväve, fosfor, ammoniumkväve, pH, konduktivitet, suspenderade ämnen, turbiditet, TOC samt oljeindex. Härutöver genomfördes analys av bromid på ett urval av provpunkterna enligt önskemål från beställaren (tabell 5).

Tabell 5. Antal analyserade stödparametrar i de olika provtagningsomgångarna.

Analyspaket	Korttidsprovtagning		Dygnsprovtagning
	Högvolyml	Samlingsprov	Samlingsprov
Metaller (10 st. samt kvicksilver) uppslutet och filtrerat	-	7	18
N, P, NH4+	-	7	18
Bromid	-	7	10
Suspenderande partiklar	-	7	18
Turbiditet	-	7	18
Oljeindex	-	7	18
pH	-	7	18
Konduktivitet	-	7	18
TOC	-	7	18

3.3 Flöden

3.3.1 Recipienter

Medelflöden från nedre delen av Lidan (punkt 3) har tagits fram från SMHIs modelldata där beräkningar av delavrinningsområden och vattenförekoster har beräknats med den hydrologiska modellen S-HYPE. Den totala modellberäknade vattenföringen i nedre delen av Lidan har korrigerats med mätdata i punkter längre uppströms där mätningar finns vilket ger minskad osäkerhet (SMHI, 2017). Medelflöden för Toftabäcken (punkt 4) och Brantabäcken (punkt 6) har utretts i en hydrologisk utredning inom ramen för en dagvattenutredning för Lidköpings kommun (Ekologgruppen, 2018). För Svartebäcken (punkt 5) finns inte motsvarande data varför beräkning har gjorts enligt metoden för dagvatten, se kapitel 3.3.3.

Under provtagningsstiden i Toftabäcken, Svartebäcken och Brantabäcken gjordes en uppskattning av flödet med nedanstående formel som avstämning:

$$Q = ((B \times D)/2) \times H$$

Q = Flöde (m³/s)

B = Våtbredd (m)

D = Djup (m)

H = Hastighet (m/s)

3.3.2 Avloppsvatten

Lidköpings avloppsreningsverk loggar flöden kontinuerligt på inkommande och utgående vatten i reningsverket, samt på inkommande vatten till de fyra pumpstationerna. Flöden vid aktuell provtagningsperiod, årsmedelflöden för inkommande och utgående vatten samt årsmedelvärde för bräddning har erhållits från avloppsreningsverket (Lidköpings kommun, 2020).

3.3.3 Dagvatten

Medelflöden i de punkter där dagvatten har provtagits (punkt 4a, 4b, 6a, 6b, samt 14-17), som rinner ut direkt i Vänern alternativt Lidan från Lidköpings tätort, har grovt uppskattats genom formeln nedan. På detta sätt har även beräkning av Svartebäckens flöde gjorts eftersom data för denna bäck saknas både i dagvattenutredningen (Ekologgruppen, 2018) samt på SMHI, 2017).

$$Q = A \times P \times \varphi$$

Q = Årsmedelflöde (m³/år)

A = Area (m²)

P = Normalvärden för nederbörd 1961-1990. Station 8332 Lidköping: 600 mm=0,601 m (SMHI, 2020).

φ = Avrinningskoefficienter för olika typer av ytor och olika slag av bebyggelse enligt tabell 4.8 och 4.9 (Svenskt Vatten, 2004)

3.3.4 Osäkerheter

Flöden som används för beräkning av utgående mängder är generellt osäkra eftersom de utgörs av uppskattningar av olika slag. De flöden som beräknats för Lidan utgör årsmedelflöden angivna av SMHI och motsvarar därför inte de flöden som var vid aktuell tidpunkt i Lidan. Detsamma gäller de mindre recipienterna, bäckarna, även om storleksordningen av flödet här har stämts av vid provtagningspunkten genom enklare fältmetod. Beräkningen av flödet från direkta dagvattenutsläpp är grova uppskattningar baserade på schablontal.

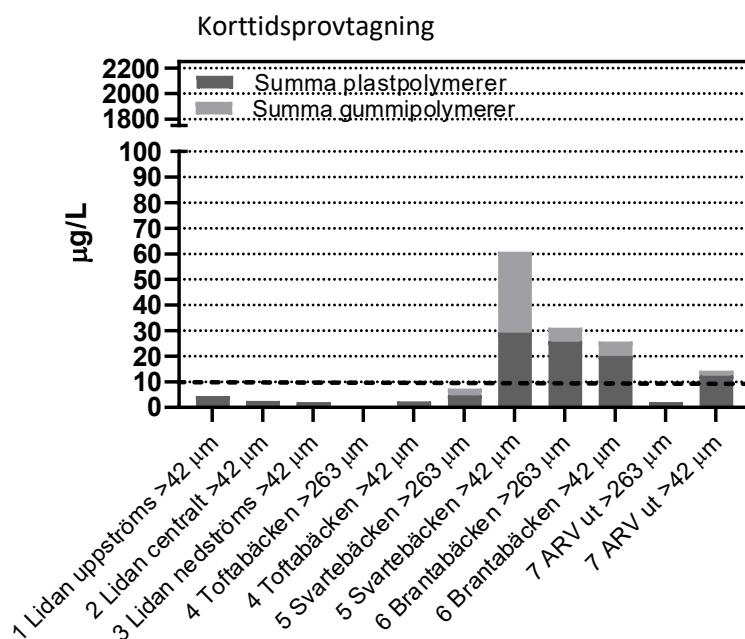
4 Resultat

Samtliga resultat redovisas i bilaga 3–7. Nedan ges en övergripande redovisning av samtliga resultat för mikroplaster och en mer ingående analys görs i diskussionskapitlet.

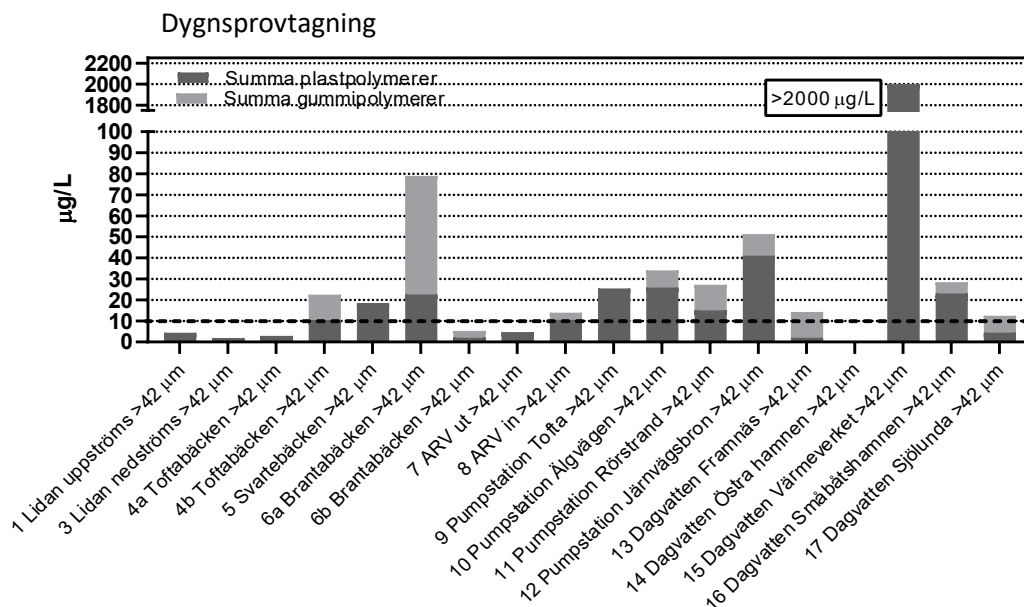
4.1 Mikroplast

4.1.1 Py-GCMS

Mikroplast i fraktionen >42 µm har detekterats i samtliga vatten som provtagits, förutom dagvattenprovet från delar av Östra Hamnen (punkt 14). Halten plastpolymerer varierade generellt mellan detektionsgräns (summa <10 µg/L) och 41 µg/L, men en mycket högre halt påvisades i dagvatten från värmeverket (punkt 15), >2000 µg/L. Halten gummipolymerer var i samma storleksordning som plastpolymererna med intervallet mindre än detektionsgräns (<1 µg/L) upp till 56 µg/L. Samtliga resultat från samlingsprovtagning och efterföljande analys på Py-GCMS presenteras överskådligt i figur 10a och b.



Figur 10a. Halt mikroplaster fördelat på plastpolymerer och gummipolymerer (µg/L) i vattenprover från fyra ytvatten (punkt 1-6) samt utgående vatten från avloppsreningsverket (punkt 7) i Lidköping. Samlingsprov togs ut under ca 2h och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med två olika filter, med porstorlek 42 µm respektive 263 µm. Summor under 10 µg/L (markerad är under analysens rapporteringsgräns för summaparametern, men redovisas för en tydligare jämförelse, med ej detekterade halter beräknade som noll. Notera skaländringen längs y-axeln.



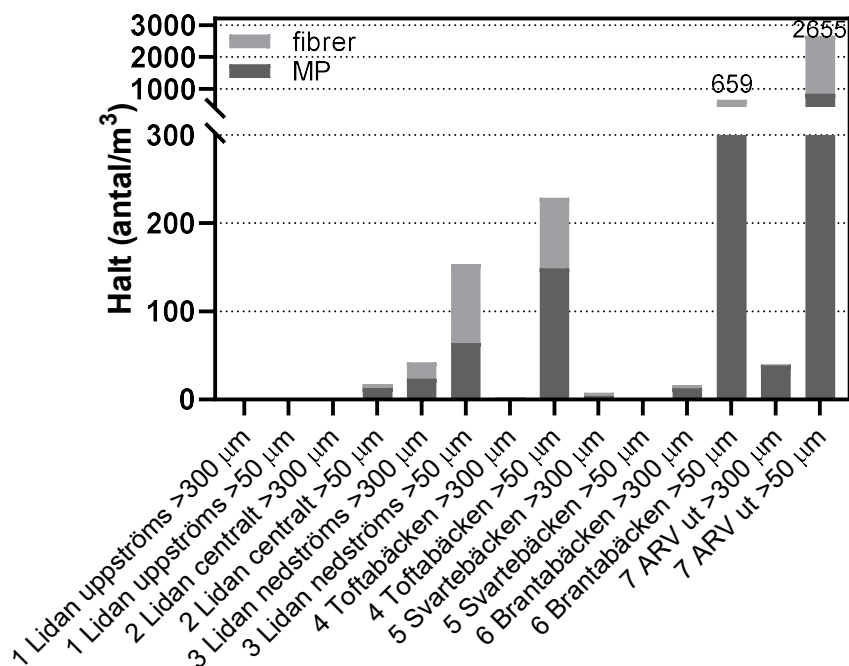
Figur 10b. Halt mikroplaster fördelat på plastpolymerer och gummipolymerer (µg/L) i vattenprover från sju provpunkter i yt-vatten (punkt 1-3, 5), in- och utgående vatten från avloppsreningsverket (punkt 7-8), spillvatten från fyra pumpstationer (Punkt 9-12) samt fyra dagvatten i Lidköping (punkt 4a-b, 6a-b, 13-17). Samlingsprov togs ut under ca ett dygn och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med porstorlek 42 µm. Summer under 10 µg/L är under analysens rapporteringsgräns för summaparametern, men redovisas för en tydligare jämförelse, med ej detekterade halter beräknade som noll. Notera skaländringen längs y-axeln.

4.1.2 Visuell analys

Mikroplastpartiklar >50 µm inklusive fibrer har detekterats i samtliga sju vatten som provtagits. I provet från Lidan uppströms tätorten detekterades däremot inga mikroplaster i fraktionen >300 µm, och figur 11 se bilaga 5. Antalet mikroplaster varierade generellt mellan 1-2655 MP/m³. Den högsta halten påvisades i utgående vatten från ARV och näst högsta halten (659 MP/m³) påvisades i Brantabäcken. I samtliga prover är antalet mikroplaster lägre i fraktionen >300 µm, jämfört med fraktionen 50-300 µm.

4.1.3 Blankprov

I blankprov pumpat som samlingsprov med tidsstyrd pump och analyserats med Py-GCMS var samtliga polymerer under analysens detektionsgräns. Fältblanker för den visuella analysen visade på 3 partiklar och 36 fibrer för fraktionen 50-300 µm och 0 partiklar och 8 fibrer för >300 µm. Resultaten har korrigerats för blankhalterna.



Figur 11. Antal visuellt påvisade mikroplastpartiklar (MP) och fibrer i 14 vattenprover från ytvatten och utgående vatten från avloppsreningsverket (ARV). Bilden är översiktlig och de lägsta halterna har inte synliggjorts, se respektive provpunkt nedan för mer detaljer. Notera skaländringen längs y-axeln.

4.2 Stödparametrar

Resultaten från laboratorieanalyser av stödparametrar har sammanställts tillsammans med jämförvärden och riktvärden i bilaga 6a-6b. Analysrapporter för motsvarande parametrar finns i bilaga 7.

Dagvatten och recipientvatten har här för en första enkel utvärdering jämförts med Lidköpings kommuns preliminära riktvärden för årsmedelhalter av föroreningar i dagvatten (Lidköping, 2017) kompletterat med Göteborgs stads riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten (2013) där riktvärde för Lidköping saknas. Avloppsvatten jämförs med Lidköpings ABVA (2018), dvs krav på utsläpp av avloppsvatten från yrkesmässig verksamhet.

5 Diskussion

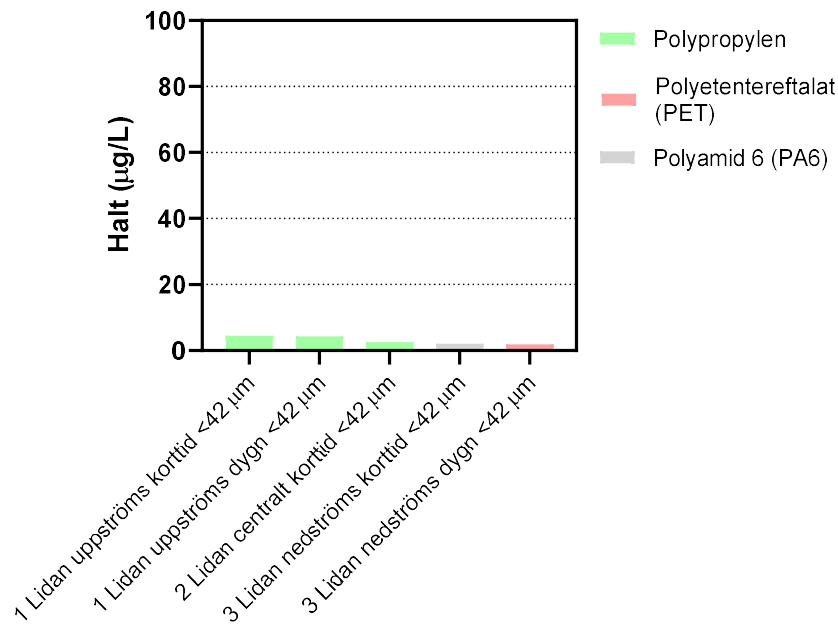
5.1 Halter av mikroplast

5.1.1 Recipienten Lidan

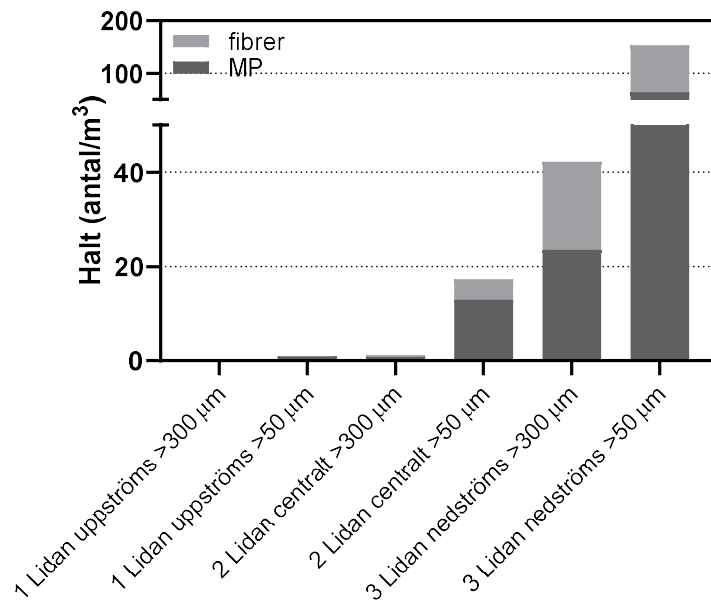
Prover tagna i Lidan som samlingsprov och analyserade med Py-GCMS visade låga halter mikroplaster (summa mindre än analysens rapporteringsgräns) i samtliga tre provpunkter (1-3), med både korttids- och dygnsprovtagning. I recipienten analyserades endast fraktionen >42 µm (som dock inkluderar >263 µm). Storleksordningen var densamma i samtliga prover, med halterna 1,9-4,5 µg/L, och i respektive prov är det bara en enskild polymer, av tio analyserade, som påvisats (figur 12). I provpunkten uppströms (punkt 1) och centralt vid järnvägsbron (nedströms centrum, punkt 2) detekterades polypropylen. Vid utloppet (i punkt 3) detekterades polyamid och PET, i korttids- respektive långtidsprovtagningen. Gummipolymerer detekterades inte i Lidan vid någon av provtagningarna. Det bedöms att halterna detekterade i Lidan är mycket låga till följd av det mycket stora flödet i recipienten och att förekomsten av enstaka polymer sannolikt är slumpmässig i de prover som tagits ut som samlingsprov.

Även den visuella analysen efter högvolymsprovtagning visar på ett mycket lågt antal mikroplaster i Lidans vatten uppströms tätorten (punkt 1), med totalt 1 MP/m³ (båda fraktioner). Den visuella analysen kan dock ge mer information om skillnaden mellan provpunkterna i Lidan, än vad samlingsprovtagningen kunde ge. Antalet mikroplaster ökar nedströms och strax nedströms centrum är halten 14 MP/m³ och vid utloppet 88 MP/m³ (figur 13). Resultaten av den visuella analysen indikerar att halten mikroplaster ökar nedströms Lidköpings tätort. Ca 25-50% av antalet mikroplaster i proverna från Lidan är formade som fibrer, men eftersom de är relativt små och lätta bidrar de inte signifikant till mängden på viktsbasis.

De partiklar som analyserats med avseende på polymertyp på FTIR, innehöll polypropylen nedströms centrum och polyetylen och polypropylen vid utloppet. Polypropylen detekterades även av Py-GCMS nedströms centrum (punkt 2), men inte vare sig polypropylen eller polyetylen detekterades i utloppet. Polyamid och PET som identifierats i Lidan med Py-GCMS detekterades inte i FTIR-analysen. FTIR-analysen detekterade även ett antal oidentifierade polymerer.



Figur 12. Halt mikroplaster och påvisade plastpolymerers fördelning (µg/L) i vattenprover från Lidån. Samlingsprov togs ut under ca 2h (korttid) respektive ett dygn och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med porstorlek 42 µm. Summor under 10 µg/L är under analysens rapporteringsgräns för summaparametern, men redovisas för en tydligare jämförelse, med ej detekterade halter av enskilda polymerer beräknade som noll. Gummipolymerer påvisades inte.



Figur 13. Antal visuellt påvisade mikroplastpartiklar (MP) och fibrer i 3 vattenprover från Lidån. Provtagningen utfördes med högvolymsprovtagning där proverna filtrerades seriellt med två filter, med 50 respektive 300 µm porstorlek. Notera skaländringen längs y-axeln.

Antalet mikroplaster per m³ som påvisats i Lidan är i nivå med de halter som tidigare redovisats för andra svenska ytvatten (tabell 6; Örebro universitet, 2017). Halterna i bäckarna är högre än de högsta tidigare uppmätta halterna.

Tabell 6. Halter mikroplast (antal MP/m³) i ytvatten och utgående vatten från ARV i Lidköpings tätort (aktuell undersökning) samt halter i andra svenska ytvatten provtagna med samma metodik och utrustning (Örebro universitet, 2017). Resultaten avser mikroplastpartiklar med 50-300 µm diameter.

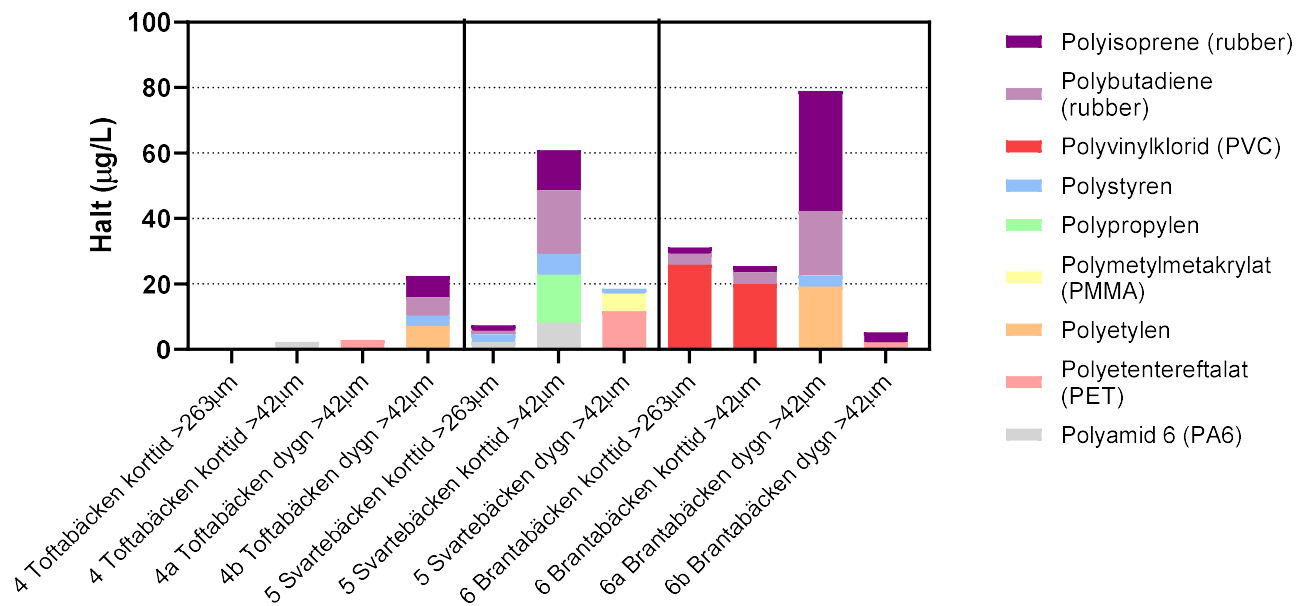
Halt mikroplast i aktuell undersökning			
Antal (MP/m ³) (n=1)			
Provpunkt	Plats	Antal (MP/m ³)	
1	Lidan uppströms (n=1)	1	
2	Lidan centralt (n=1)	13	
3	Lidan nedströms (n=1)	64	
4	Toftabäcken (n=1)	149	
6	Brantabäcken (n=1)	319	
7	ARV ut (n=1)	852	
Halt mikroplast i nationella ytvatten ¹			
		Min-max	Median
		Antal (MP/m ³)	Antal (MP/m ³)
Nyköpingsåarna 2017 (n=4)		0-13	2,5
Östersjön (n=6)		0-70	5,1
Ytvatten i Goteborg 2017 (n=30)		0-81	0,06
Stora sjoar 2017 (n=15)		1,5-30	2

1) Örebro universitet, 2017

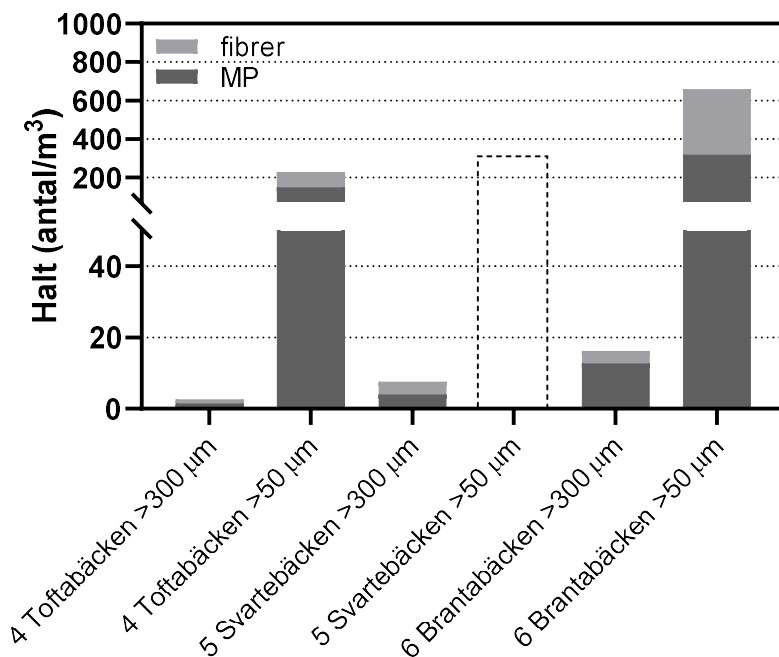
Med samma metodik som ovan och med liknande provtagningsstrategi som i aktuell undersökning utför Örebro universitet (2020, *in prep*) nu en studie av mikroplastflöden i Örebro stad, med provtagning av ytvatten i Svartån, bäckar och utgående vatten från ARV. Preliminära resultat visar att Lidköpings vattendrag och avloppsreningsverk har halter i samma storleksordning som motsvarande vatten i Örebro.

5.1.2 Ytvatten i bäckar

Betydande halter av mikroplaster har påvisats i de bäckar som identifierats som större vattenflöden, från tätorten ut i Kinnevik, med tillflöden av dagvatten. Generellt är halten mikroplaster, både på viktsbasis och som antal, lägre för den större fraktionen (>263 µm respektive >300 µm) jämfört med den mindre fraktionen (>42 µm respektive 50-300 µm) (figur 14-15). En generell observation är att förekomsten av olika polymerer är relativt lika mellan fraktionen MP>263 µm och >42 µm (endast Py-GCMS), för respektive provpunkt och tillfälle, dvs samma typ av plast återfinns i båda storleksfraktionerna oberoende av totalhalten mikroplaster i provet. Sammansättningen av plast mellan olika provpunkter och provtagningsstillfällen varierar. I ytvattnet från bäckar har hög andel gummipartiklar (ca 50%) påvisats i ett antal prover. Provtagningspunkterna 4a och b respektive 6a och b representerar snarare ett dagvatten än ett recipientvatten och är således mindre utspädda.



Figur 14. Halt mikroplaster och påvisade plastpolymerers fördelning (µg/L) i vattenprover från tre bäckar i Lidköpings tätort. Samlingsprov togs ut under ca 2h (korttid) respektive ett dygn och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med porstorlek 42 µm. Summor under 10 µg/L är under analysens rapporteringsgräns för summaparametern, men redovisas för en tydligare jämförelse, med ej detekterade halter av enskilda polymerer beräknade som noll.



Figur 15. Antal visuellt påvisade mikroplastpartiklar (MP) och fibrer i 3 vattenprover från bäckar. Den streckade stapeln symboliserar en okänd halt, bedömd utifrån antal partiklar, då osäkerheten i volymsbestämningen inte möjliggjorde en haltberäkning. Provtagningen utfördes med högvolumsprovtagning där proverna filtrerades seriellt med två filter, med 50 respektive 300 µm porstorlek. Notera skaländringen längs y-axeln.

5.1.2.1 Toftabäcken

I Toftabäcken var halterna låga i utloppet vid tillfället för korttidsprovtagningen, med en påvisad låg halt av polyamid i fraktion MP>42 µm. I provet som filtrerades med 263 µm-filter detekterades inga mikroplaster. Även den visuella analysen indikerar att Toftabäcken har något lägre antal mikroplaster jämfört med övriga bäckar.

Vid dygnsprovtagningen provtogs två delflöden som går samman vid utloppet. I delflöde 4a som avleder dagvatten från en del av Tofta industriområde (med bl a plastindustrier) detekterades en mycket låg halt, av endast polymeren PET. I delflöde 4b som är dagvatten från Stubbehagens industriområde (med bl a plastindustri och tvätter) samt ett villaområde påvisades högre halter, totalt 22 µg/l, varav ca 55% är gummirelaterade polymerer. Plastpolymererna domineras av polyetylen och polystyren. Polyamid som påvisades vid korttidsprovtagningen vid utloppet påvisades inte i delflödena.

Toftabäcken har övergripande lägre halter än de övriga provtagna bäckarna. Den noterade skillnaden mot övriga bäckar och skillnaden mellan provpunkterna kan inte förklaras med de begränsade provtagningar som gjorts, eller med typen av område som utgör avrinningsområde. Både 4a och 4b är vältrafikerade industri- och villaområden, med identifierade verksamheter som kan utgöra en risk för spridning av MP.

FTIR-analysen detekterade polyetylen och polystyren i provet som tagits med högvolympump (>300 µm), i utloppet (punkt 6). Dessa polymerer detekterades inte med Py-GCMS i det parallella samlingsprovet, men de detekterades i 6b vid dygnsprovtagningen.

5.1.2.2 Svartebäcken

I korttidsprovet från Svartebäcken som analyserats med Py-GCMS domineras mikroplaster av gummipolymerer (36 respektive 52%) och plastpolymererna polyamid, polypropylen och polystyren, i de båda storleksfraktionerna. Polypropylen och polystyren identifierades även med FTIR. Den totala halten i fraktionen >263 µm är 11% av fraktionen >42 µm, vilket indikerar att de dominerande mikroplaster i Svartebäckens utlopp vid provtagningstillfället har storleken 42-263 µm. Totalhalten vid korttidsprovtagningen (>42 µm) var 61 µg/L och vid dygnsprovtagningen 19 µg/L. Vid dygnsprovtagningen ser sammansättningen i provet helt annorlunda ut. Inga gummipartiklar påvisades och de dominerande plastpolymererna är PET och PMMA. Svartebäcken tar emot avrinning från östra delarna av centrala Lidköping, de eventuella specifika källor som identifierats inom området är trafik och en ridanläggning med fibersand.

Den visuella analysen visar att antalet mikroplaster i Svartebäcken var i samma storleksordning som i de övriga bäckarna. Vid provtagningen satte det mindre filtret igen mycket snabbt, vilket innebär att en mycket liten volym pumpades genom filtret och flödesmätningen blev väldigt osäker. Därav kan inte halt som antal per volymenhet beräknas för fraktionen 50-300 µm i denna provpunkt.

5.1.2.3 Brantabäcken

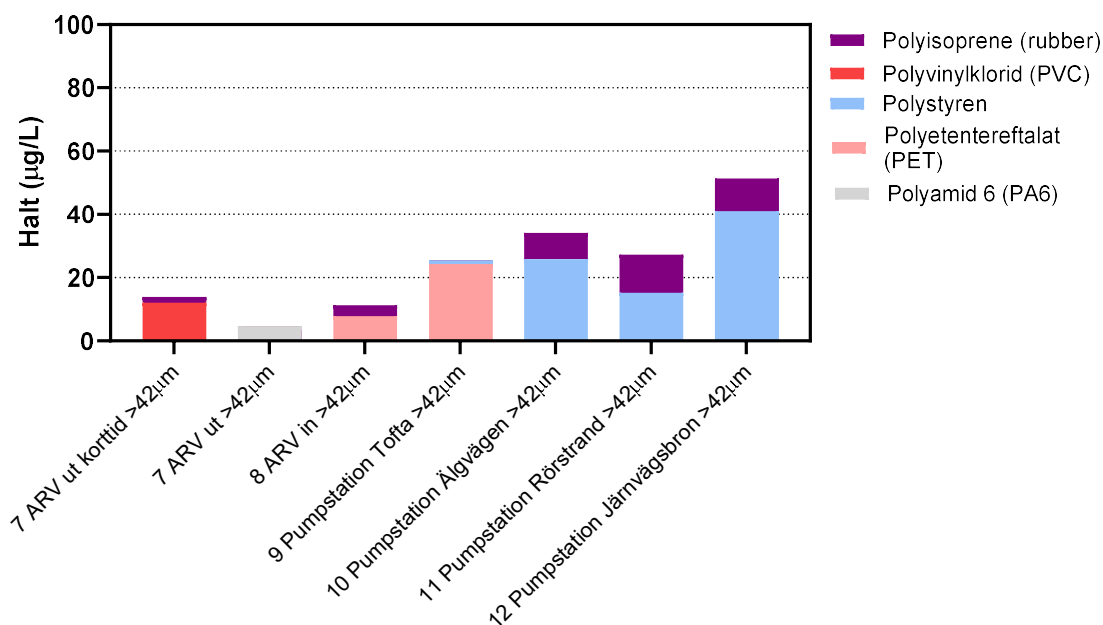
Av de provtagna bäckarna uppvisar Brantabäcken de högsta halterna mikroplast, både analyserat med Py-GCMS (viktsbasis) och i den visuella analysen (antal). I utloppet gav korttidsprovtagningen 26 och 31 µg/L, i fraktionerna >42 respektive >263 µm. De likvärdiga halterna indikerar att mikroplaster vid denna provtagning utgörs av nästan enbart MP >263 µm (på viktsbasis). Sammansättningen av polymerer domineras till 78% av PVC och resterande 22% av gummipolymerer. FTIR-analysen visar på polyetylen och polypropylen samt oidentifierade polymerer i provet taget under samma tid.

I dygnsprovtagningen justerades provtagningen till två punkter högre uppströms, för att minska eventuell utspädning nedströms källorna, då de preliminära resultaten från korttidsprovtagningen vid utloppet visade låga halter. I dessa punkter var totalhalterna 79 µg/L (6a) respektive 5 µg/L (6b). Punkt 6a, som uppvisar höga halter, är ett dagvatten från Kartåsens industriområde där identifierade eventuella källor är Kartåsens återvinningsanläggning, mindre plastindustri samt trafiktätt område med mycket tung trafik. Kartåsens lakvatten från deponi leds dock enligt uppgift till spillvattennätet. 71% av totalhalten i 6a utgörs av gummipolymerer. Den dominerande plastpolymeren är polyeten. Förutom gummipolymer (58%) har plastpolymeren PET identifierats.

5.1.3 Spillvatten

5.1.3.1 Pumpstationer

Pumpstationerna provtogs endast med dygnsprovtagning och analyserades med Py-GCMS (endast >42 µm). Spillvattnet innehåller i storleksordningen samma halter som de provtagna bäckarna. Totalhalterna i pumpstationerna är 25-51 µg/L, se figur 16. Tre av fyra pumpstationer (Älgvägen (10), Rörstrand (11) och Järnvägsbron (12)) har en liknande fördelning av polymerer, med ca 2/3 polystyren och 1/3 av gummipolymeren polyisopren. Den fjärde pumpstationen vid Tofta (9) har vid provtagningstillfället en annan sammansättning, med nära 100% PET.



Figur 16. Halt mikroplaster och påvisade plastpolymerers fördelning (µg/L) i spillvattenprover från inkommande och utgående vatten från ARV samt från fyra pumpstationer i Lidköpings tätort. Samlingsprov togs ut under ca 2h (korttid) (endast punkt 7, ARV utgående) respektive ett dygn och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med porstorlek 42 µm. Summor under 10 µg/L är under analysens rapporteringsgräns för summaparametern, men redovisas för en tydligare jämförelse, med ej detekterade halter av enskilda polymerer beräknade som noll.

5.1.3.2 Avloppsreningsverket (ARV)

Utgående renat vatten från ARV provtogs med båda provtagnings- och analysteknikerna, med provtagning under ca 2h och 24h. Vid tillfället för korttidsprovtagningen var flödet genom ARV högt och man hade slamflykt i processen. Totalhalten av mikroplaster var då 14 µg/L, med 85% PVC och 15% gummipolymer (>42 µm). FTIR-analysen visade på förekomst av polyetylen och polypropylen, och en större andel oidentifierade polymerer.

Den visuella analysen visar på relativt höga halter mikroplast, med större antal partiklar jämfört med bäckarna (figur 11). Jämfört med bäckarna är också den relativa andelen fibrer hög (70% av det totala antalet). En stor andel fibrer kan sannolikt förklaras av att spillvatten innehåller högre andel fibrer från källor som t ex tvätt av textilier och att dessa lättare passerar processen i ARV, jämfört med bäckarna som sannolikt är mer påverkade av trafikmiljö och partiklar som bildas av fragmentering av plast från utomhusverksamheter (avfallshantering, byggarbetsplatser, mm) och nedskräpning.

I provet från reningsverket återfanns en stor mängd genomskinliga partikelliknande fragment som identifierades som polyeten med FTIR, de flesta i storleken 500-1000 µm. Dessa utgjorde 42% av de identifierade mikroplasterna i den visuella analysen (se bild i bilaga 5a). Det är inte känt varifrån dessa partiklar härrör. Även karaktäristiska gula fragment identifierades i utgående avloppsvatten samt i provet från Lidans utlopp, vilka tycks kunna härledas till en specifik (okänd) källa.

Liksom i Lidan och bäckarna, är antalet partiklar >300 µm färre än i fraktionen 50-300 µm. Detta förhållande i halt, mellan utgående vatten från ARV och bäckar, skiljer sig från resultaten från samlingsprovtagningen (korttid) och analys med Py-GCMS, som visar att vatten från ARV har lägre halt av mikroplaster jämfört med bäckarna (figur 10b). Skillnaden kan bero på sammansättningen av partiklar i de olika vattentyperna (ytvatten jämfört med processat spillvatten), med genomsnittligt lägre densitet på de partiklar som går ut från ARV, jämfört med sammansättningen i bäckarna. Ett stort antal lättare partiklar och en stor andel fibrer indikerar att dessa inte renas i samma grad som tyngre partiklar i ARV och att utgående partiklar från ARV är av en karaktär som kan spridas längre i vattenmassan jämfört med tyngre partiklar som sedimenterar nära utloppet.

Vid dygnsprovtagningen av utgående vatten från ARV (som endast utfördes med samlingsprovtagning och Py-GCMS) var halten lägre, 5 µg/L. Vid detta tillfälle var processen mer normal och slamflykt förekom inte. Endast polyamid identifierades med Py-GCMS. Halterna under dessa mer normala förhållanden i processen är jämförbara med halterna i recipienten Lidan.

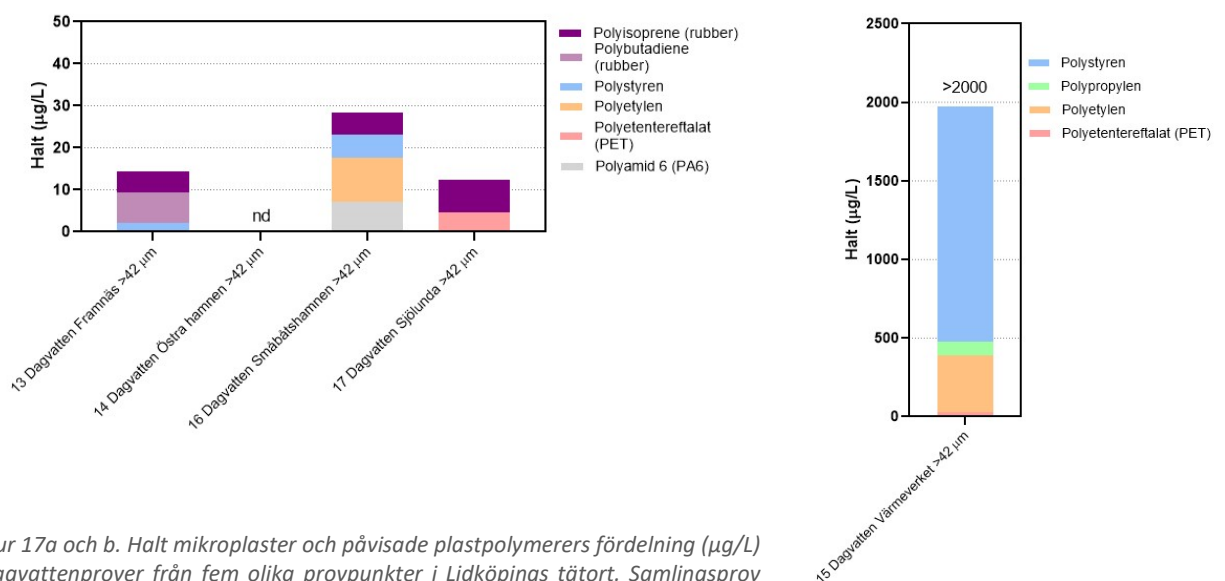
Dygnsprovtagning utfördes även för inkommande vatten till ARV. Totalhalten mikroplaster var 14 µg/L, och polymerfördelningen domineras av PET (55%), polystyren (19%) och gummipolymeren polyisopren (25%). Detta är de polymerer som sammantaget även detekterats i de fyra pumpstationerna. Ingen av dessa polymerer detekterades i utgående vatten vid normala driftsförhållanden (figur 16).

Sammantaget ger de olika provtagnings- och analysmetoderna lite olika bild av mängd och identitet på de mikroplaster som finns i utgående vatten från ARV, vilket skiljer sig från övriga provtyper i den aktuella undersökningen där resultaten varit mer överensstämmande.

Uppsala vatten (2017) har sammanställt data för Kungsängsverket samt ett antal andra svenska och norska avloppsreningsverk. I jämförelse är antalet partiklar per volym ut från Lidköpings ARV i samma storleksordning och vid provtagningstillfället relativt högt (852 MP/m³ och 1800 fibrer/m³). Vid aktuellt provtagningstillfälle förekom slamflykt i processen. Vid senare tillfälle var mängden mikroplast 65% lägre (viktsbasis), då gjordes dock ingen visuell analys.

5.1.4 Dagvatten

Fem dagvattenutsläpp har provtagits med samlingsprovtagning under ett dygn och analyserats med Py-GCMS (fraktion >42 µm). Dagvatten från del av Östra hamnen (14) hade inga påvisbara halter av mikroplaster vid provtagningstillfället. Tre dagvatten (Framnäs (13), Småbåtshamnen (16) och Sjölunda (17)) hade totalhalter i nivå med övriga vatten i denna undersökning, 12-28 µg/L (figur 17a). De polymerer som sammanlagt identifierats i dessa dagvatten är polystyren, polyetylen, PET och polyamid. Vid Framnäs är 86% av partiklarna bestående av gummipolymer, samt en liten andel polystyren. En stor del av detta dagvatten härrör från Framnäs köpcentrum och parkering som är ett vältrafikerat område. Dagvatten från Sjölunda (17) visar också på en större andel gummipolymerer (64%) och plastfraktionen utgörs främst av PET. I dagvatten från Småbåtshamnen (16) har tre plastpolymerer identifierats, polystyren, polyetylen och polyamid. Gummipolymer utgör 19% av sammansättningen. Dagvattnet från Värmeverket (15) hade en mycket hög halt mikroplast, med över 2000 µg/L. 75% av plastpolymererna utgörs av polystyren i detta prov, övriga identifierade polymerer är polypropylen, polyetylen och PET. Gummipolymerer detekterades inte i dagvattnet från värmeverket (figur 17b). Polystyren skulle kunna härröra från frigolit som hanteras och lätt bryts ner mekaniskt i småpartiklar som sprids på området, men detta eller andra potentiella källor har ännu inte undersökts.



Figur 17a och b. Halt mikroplaster och påvisade plastpolymerers fördelning (µg/L) i dagvattenprover från fem olika provpunkter i Lidköpings tätort. Samlingsprov togs ut under ca ett dygn och analyserades på Py-GCMS efter filtrering med porstorlek 42 µm.

Mikroplast- och gummipartiklar har studerats i dagvatten (och sopsand) från centrala Göteborg (Göteborgs stad, 2018). Dagvattenproverna innehöll ca 2-25 MP/L (>100 µm, fibrer inkluderat) och 1700-6000 MP/L (>20 µm). I aktuell studie är antalet MP >50 µm i proverna från bäckarna betydligt lägre i motsvarande fraktion (0,2-0,7 MP/L, inklusive fibrer). Dagvattenproverna i aktuell studie har inte analyserats visuellt. I dessa båda studier är antalet partiklar i mindre fraktioner tydligt högre än i grövre fraktioner.

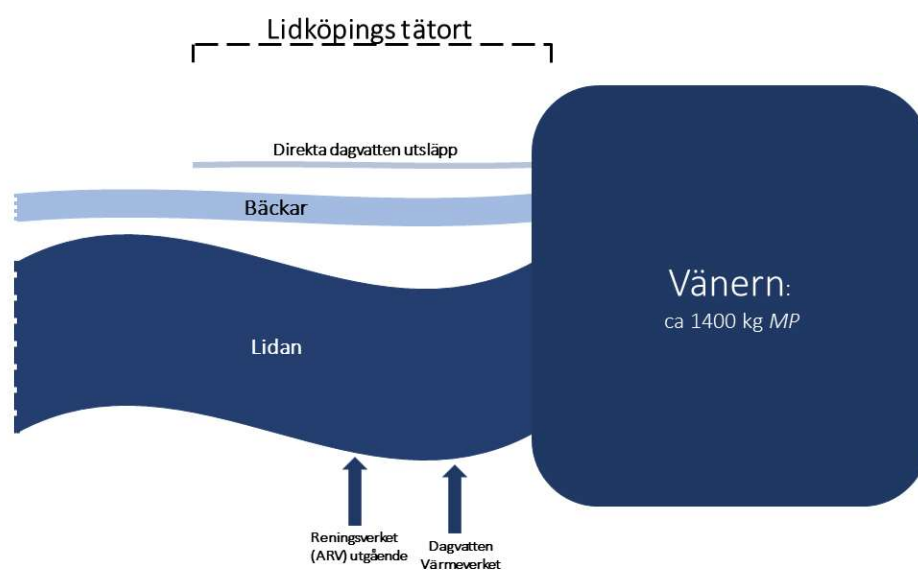
Antalet gummipartiklar i dagvattenproverna i Göteborg var i samma storleksordning som plastpartiklar, men en mycket stor andel (ca 90%) förelåg i fraktionen 20-100 µm. Antalet gummipartiklar har inte studerats visuellt i aktuell undersökning. Baserat på vikt är andelen gummi i denna studie mycket varierande i olika prover, från inget detekterat gummi upp till 71% i en av bäckarna och 86% i ett av dagvattnen (>42 µm, dygnsprovtagning).

5.2 Belastning av mikroplast till Kinnevikens

Mängden mikroplast som sprids ut i Kinnevikens via recipienter och dagvattenutläpp vid Lidköpings tätort har beräknats utifrån uppmätta koncentrationer i samlingsprov analyserade med Py-GCMS. I tabell 7 nedan presenteras ungefärliga mängder total mikroplast (kg) inklusive gummipartiklar identifierade i de 8 punkter som är utsläppspunkter i Väneren. I bilaga 4 redovisas beräknade mängder för samtliga provpunkter.

Baserat på data från aktuell undersökning görs uppskattningen att ca 1 400 kg mikroplaster transporteras ut till Kinnevikens via recipienter och dagvattenutsläpp som mynnar vid Lidköpings tätort. Lidans flöde uppskattas bidra med ca 90% av belastningen av mikroplaster till Kinnevikens (figur 18), men halten som detta beräknas på är mycket låg och under analysmetodens detektionsgräns för totalhalt, vilket resulterar i att den totala mängden blir osäker. Resterande mängder mikroplaster till Kinnevikens härrör främst från bäckarna Brantabäcken, Svartebäcken och Toftabäcken (ca 9%), där Brantabäckens belastning är fem gånger större än övriga bäckar. Övriga dagvattenflöden som mynnar direkt i Väneren bidrar med ca 0,4%. De områden i tätorten där dagvattenutsläpp inte provtagits bedöms utgöra ett försumbart tillskott till den totala mängden. Likaså bedöms bräddning från avloppsreningsverket och dess pumpstationer endast utgöra ett marginellt tillskott till mängden mikroplaster (drygt 2 kg/år eller ca 0,1%).

Sett till att dagvattnet från Värmeverket kommer från en enskild verksamhet är verksamhetens bidrag till belastningen betydande och i samma storleksordning som belastningen från utgående vatten från ARV (bidraget från värmeverkets dagvatten och ARV ingår i Lidans flöde och belastningen i provpunkt 3, se även bilaga 4).



Figur 18. Schematisk illustration av massflöden av mikroplast till Vänern via transportvägarna Lidan, bäckar samt direkta dagvatten utsläpp. Dagvatten från Värmeverket och utgående vatten från reningsverket (ARV) utgör en del av det totala flödet via Lidan ut i Vänern.

Tabell 7. Uppskattade mängder mikroplast ut i Vänern via Lidköpings tätort under ett år, beräknat utifrån årsmedelflöden av vatten för respektive transportflödena och koncentrationer mikroplast identifierat med Py-GCMS, (MP>42 µm). I de punkter där både korttid och dygnsprovtagning genomförts har slutlig mängd mikroplast beräknats utifrån ett medelvärde av de uppmätta koncentrationerna. Provpunkten Lidan nedströms är placerad geografiskt så att den inkluderar flöden via Värmeverkets dagvatten och Avloppsreningsverket utgående vatten.

Mängder mikroplast ut i Vänern under ett år		
Provpunkt	Plats	Mängd mikroplast (kg)
3	Lidan nedströms	1300
4	Toftabäcken	10
5	Svartebäcken	14
6	Brantabäcken	100
13	Dagvatten Framnäs	1
14	Dagvatten Östra hamnen	---*
16	Dagvatten Småbåtshamnen	4
17	Dagvatten Sjölunda	0,2
Summa	Utsläpp till Vänern	1400

* Alla analyserade polymerer under detektionsgräns för analysen.

Eftersom halterna som uppmätts i Lidan är mycket låga är osäkerheten i värdena på viktsbasis relativt stor, vilket medför att det inte går att bedöma den eventuella skillnaden i halter uppströms och nedströms. En beräkning av den mängd (kg) mikroplaster som Lidköpings tätort bidrar till i Lidan är därför inte möjligt att göra baserat på viktsbasis. Storleksordningen på mängden (st) bedöms dock som tillförlitlig. Den visuella analysen, som baseras på en mycket större provvolym och därmed har högre känslighet, visar att antalet mikroplaster tydligt ökar nedströms Lidköpings centrum och ytterligare i utloppet, där fler dagvattenflöden bland annat Värmeverket (15) samt även utgående vatten från ARV tillkommit till Lidan (tabell 8). Jämfört med halterna uppströms, är halterna baserat på antal ca 20 gånger högre nedströms centrum (provpunkt 2) och 100 gånger högre vid utloppet (provpunkt 3), vilket indikerar en tydlig gradient.

Belastningen av mikroplaster beräknat på antal partiklar ger ungefär samma förhållanden mellan de olika flödena ut till Kinnevikens, jämfört med uppskattningen beräknad på viktsbasis, där Lidan utgör den större delen av belastningen. Baserat på antal utgör Lidan uppskattningsvis ca 95% av belastningen och bäckarna ca 5%. Om man i stället relaterar bäckarna till de två andra provpunkterna i Lidan (uppströms och centralt) ger detta att bäckarna tillsammans bidrar med ungefär lika mycket partiklar till Kinnevikens som Lidköpings centrala delar. Det stora tillskottet av partiklar till Lidan sker nämligen nedströms centrum just innan utloppet. Här mynnar bl a utloppet från ARV, dagvattnet från Värmeverket och ett flertal övriga dagvattenflöden från hamnområdet. Här ligger också Lidköpings hamn, där båttrafiken möjligen påverkar mikroplasternas rörelser och håller dem flytande i den fria vattenfasen och i ytligare vatten i en större utsträckning.

Tabell 8. Belastning beräknad på antal mikroplaster för respektive provpunkt samt årsmedelflöden i respektive punkt. Antal mikroplast har analyserats visuellt med mikroskopering, och redovisas som summan av mikroplast 50 µm-300 µm och MP>300 µm.

Antal mikroplast beräknad per år i varje provpunkt				
Provpunkt	Plats	Provtagningsomgång	Flöde (m ³ /år)	Antal (st)
1	Lidan uppströms	Korttidsprovtagning	618 105 600	6x10 ⁸
2	Lidan centralt	Korttidsprovtagning	618 105 600	90x10 ⁸
3	Lidan nedströms	Korttidsprovtagning	618 105 600	500x10 ⁸
4	Toftabäcken	Korttidsprovtagning	4 730 400	7x10 ⁸
5	Svartebäcken	Korttidsprovtagning	368 079	-
6	Brantabäcken	Korttidsprovtagning	4 099 680	10x10 ⁸
7	ARV ut	Korttidsprovtagning	4 261 895	40x10 ⁸

5.2.1.1 Plast- och gummipolymerer

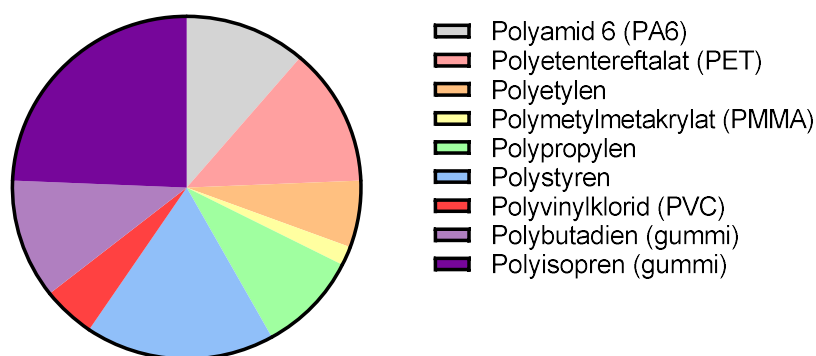
De mest frekvent förekommande polymererna var gummipolymeren polyisopren (påvisad i 54% av samtliga prover) och plastpolymeren polystyren (39%) (se figur 19). Samtliga av de 10 polymerer som ingår i analysen med Py-GCMS, utom polykarbonat, påvisades i ett eller flera prov.

Sex prover analyserades med FTIR med avseende på tre polymerer (polyetylen, polypropylen och polystyren). Polyetylen och polypropylen påvisades i fem av sex prover och polystyren påvisades i ett av sex analyserade prover. Fem av dessa sex prover innehöll också andra polymerer som inte kunde identifieras med den aktuella FTIR-metoden. Utfallet i vilka polymerer som hittats med vilken metod är inte direkt jämförbar eftersom FTIR utförts på ett urval av partiklar (se jämförande kommentarer angående metoderna nedan).

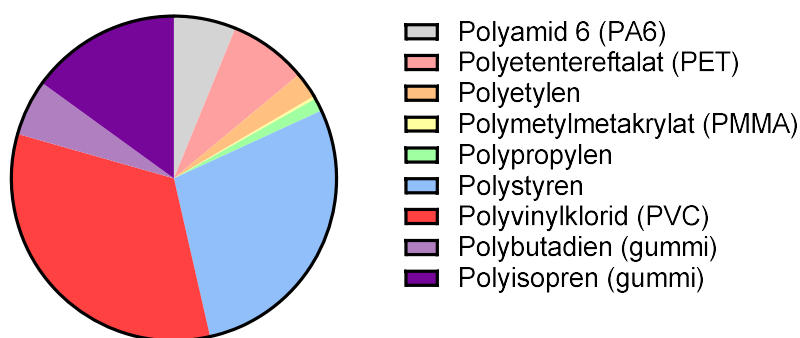
En översiktlig, indikativ bild av fördelningen av mängden (kg) plast i Lidköpings tätort presenteras i figur 20. Sammantaget visar den att polystyren, PVC och gummipartiklar tycks bidra till en stor andel av de plaster som cirkulerar i Lidköpings tätort, och att källspårning bör fokusera på källor som kan kopplas till denna typ av plaster. Mängden mikroplast i varje prov har uppskattats utifrån uppmätt polymerkoncentration, i ett eller flera uttagna prov, i relation till det specifika flödet i den punkten. Då flödet i Lidan är mycket stort i förhållande till övriga flöden i undersökningen och endast en typ av polymer detekterats i varje uttaget prov i Lidan blir andelen av den enstaka polymeren oralistiskt stor, därför har provpunkterna i Lidan uteslutits från redovisningen i figur 20.

Sammantaget är polystyren, PVC, PET och gummipartiklar de polymerer som är mest frekvent förekommande och/eller förekommer i betydande relativ mängd. Den stora mängden polystyren härrör främst från Värmeverkets dagvatten, men lägre koncentrationer av polymeren förekommer i ett stort antal prover och har således stor spridning generellt i tätorten. PVC har detekterats i färre antal prover, men i relativt höga halter i Brantabäcken och i utgående vatten från avloppsreningsverket. PET har påvisats i ett antal prover och av särskilt intresse är att denna polymer utgör den större andelen av plastpolymerer i provet från Tofta pumpstation, vilket skilde sig från sammansättningen i de övriga tre pumpstationerna. PET har också identifierats i ingående avloppsvatten. Gummipartiklar har identifierats i ca en tredjedel av proverna och mängden uppskattas till ca 20% av den totala mängden plastpartiklar, i relation till övriga provpunkter förutom Lidan. Sannolikt härrör merparten av gummipartiklarna från trafik och framförallt slitage av däck.

Frekvens och mängd av enskilda polymerer kan inte beräknas för Lidan inom ramen för denna undersökning.



Figur 19. Frekvens (% av antal prover) av påvisade polymerer av mikroplast (inklusive gummi) i 28 vattenprover i recipient, in- och utgående vatten från avloppsreningsverket (ARV), spillvatten från fyra pumpstationer samt fyra dagvatten i Lidköping.



Figur 20. Ungefärlig relativ mängd (vikt-%) av påvisade polymerer av mikroplast (inklusive gummi) i 23 vattenprover i ytvatten, in- och utgående vatten från avloppsreningsverket (ARV), och spillvatten från fyra pumpstationer samt fyra dagvatten i Lidköping. Data för Lidån har uteslutits.

5.3 Stödparametrar

Det har inte ingått i aktuellt uppdrag att göra en utvärdering av de stödparametrar som analyserats, endast en redovisning av resultat görs, med nedanstående kommentarer.

Dagvattnet från värmeverket (punkt 15) konstateras ha mycket höga halter av arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel, zink, kväve, fosfor, oljeindex, suspenderade ämnen, turbiditet och TOC. Halter av framför allt krom och nickel är höga även för filtrerade prover. Dessa halter är betydligt högre än tidigare uppmätta halter i dagvattnet från Värmeverket (Ekblad, 2020). I övrigt är uppmätta halter av zink, kväve och fosfor, suspenderade ämnen, turbiditet och TOC generellt förhöjda i dagvatten och recipienter. Utöver detta återfinns förhöjda halter av ett flertal metaller i olika provtagningspunkter.

I inkommande avloppsvatten (punkt 8-12) förekommer förhöjda halter av oljeindex, zink och kadmium jämfört med Lidköpings ABVA (2018). I övrigt ses låga halter av övriga analyserade stödparametrar i både inkommande avloppsvatten och utgående renat avloppsvatten.

Det finns inga tidigare omfattande studier som har analyserat samband mellan mikroplaster och stödparametrar i vatten. En sådan utvärdering omfattas inte heller av detta uppdrag, men analyserna har utförts inför kommande utvärderingar.

5.4 Jämförande kommentarer om provtagnings- och analysmetoderna

Provtagningsstrategin är utformad för att få så mycket information om respektive provpunkt som möjligt och inte för att i huvudsak jämföra arbetsgång och metoder, men vissa reflektioner om metodernas relation till varandra och tillämpligheten kan göras.

Fördelning av partiklar i de olika storleksfraktionerna och deras inbördes relation i halt överensstämmer generellt mellan de båda provtagnings- och analysförfarandena. Fyra prover analyserades på Py-GCMS efter parallell filtrering med två olika filter med 42 µm respektive 263 µm. Halten mikroplast var lägre i den större fraktionen för tre av proverna, dvs en mindre andel av mikroplasterna var >263 µm, och likvärdig för båda fraktioner i det fjärde provet (Brantabäcken (6)). Den visuella analysen ger tydligt lägre antal mikroplast (inkl fibrer) för fraktionen >300 µm jämfört med fraktionen 50-300 µm, i samtliga sju prover som analyserats med denna metod.

Resultaten indikerar att antal mikroplaster påvisade efter högvolymsprovtagning och den viktbaserade halten bestämd med Py-GCMS har viss korrelation, men jämförbara resultat finns endast för en storleksfraktion och fyra provpunkter. Proverna för de tre bäckarna indikerar viss korrelation, men för det fjärde provet, som är från utgående avloppsreningsverk, förhåller sig inte resultaten för de båda analysmetoderna lika som till övriga analyserade prover. Analyserna visar på relativt låga halter på viktsbasis, bestämda med Py-GCMS, men den visuella analysen visar att detta prov innehåller ett mycket stort antal partiklar.

Utifrån provtagningen med samlingsprov om ca 8 L från recipienten Lidan varav 1 L vatten analyserades bedöms att förfarandet inte ger tillräcklig känslighet. Halterna i Lidan var, åtminstone vid provtagningstillfället, för låga för att få signifikanta resultat i både mängd och typ av polymer. Vid provtagningstillfällena var flödet i Lidan högt, men sannolikt måste oavsett större volymer provtas. Högvolymsprovtagningen i kombination med visuell analys gav ett mer kvantifierbart och kvalitativt resultat, även om dataunderlaget är för litet för att göra en bedömning av analysens precision och varians.

Mycket liten överensstämmelse kan ses mellan Py-GCMS och FTIR för de polymerer som ingår i båda analysmetoderna (polyetylen, polypropylen, polystyren, polyamid, PVC, PET). Huruvida detta beror på analysmetodernas känslighet, provberedning eller provtagningsmetod kan inte avgöras med data från denna undersökning. Bestämningen med FTIR har gjorts på ett urval partiklar, inte hela provet, så detta har självklart stor inverkan på vilka polymerer man hittar, men de polymerer som påträffats med FTIR har inte påvisats i samma utsträckning (frekvens) i Py-GCMS.

6 Slutsatser

6.1 Mängd mikroplaster

- En betydande mängd mikroplaster, uppskattat till ca 1,4 ton, förs årligen ut till Kinnevikens i Vänern via flöden som mynnar vid Lidköpings tätort. Merparten (90-99%) härrör sannolikt från källor inom själva Lidköpings tätort, och 1-10% från uppströms källor.
- Knappt 90% av mängden (kg) mikroplaster som går ut i Kinnevikens via Lidköpings tätort kommer via Lidan. Antalet mikroplaster i Lidan ökar när Lidan passerar Lidköpings centrala delar och ytterligare ökning ses efter hamnområdet med 100 gånger fler partiklar i utloppet jämfört med uppströms tätorten.
- Förutom Lidan utgör bäckarna Toftabäcken, Svartebäcken och Brantabäcken relativt sett stora transportvägar av mikroplast, varav Brantabäcken har ett dubbelt så stort flöde av mikroplast jämfört med de övriga två. Den uppmätta halten i Svartebäcken är dock mycket hög.
- Mikroplaster har påvisats i samtliga provtagna vatten och har därmed en stor spridning i Lidköpings tätort.
- Dagvatten från Värmeverket ger ett betydande bidrag till mängden mikroplast i Kinnevikens. Bidraget anses vara relativt stort sett till att det är en enskild verksamhet och att området har jämförelsevis lite trafik och således litet tillskott av gummipartiklar. Dagvatten från andra enskilda verksamheter har inte kartlagts.
- Utgående vatten från avloppsreningsverket ger som enskild verksamhet ett betydande tillskott av mikroplaster till Kinnevikens. Halterna i utgående vatten på viktsbasis är låga, men resultaten indikerar att bidraget av antalet partiklar med låg densitet och fibrer är mycket stort (90% av antalet partiklar i utloppet). Även om mängden räknat i kg är liten i förhållande till den totala mängden i Lidan, kan den stora andelen lättare partiklar/fibrer medföra en större spridning och större påverkan på organismer och miljön i den fria vattenfasen, jämfört med tyngre partiklar som sjunker ner till botten närmre utloppet.
- I utgående vatten från avloppsreningsverket identifierades en större mängd genomskinliga polyetenfragment, med okänt ursprung. Identifiering av dessa partiklars ursprung skulle kunna minska belastningen från avloppsreningsverket avsevärt. I avloppsvattnet och i ytvattnet i Lidans utlopp finns även karaktäristiska gula plastfragment som tycks härröra från en specifik källa.
- Generellt bör val av åtgärder inkludera andra parametrar än enbart mängder beräknade på viktsbasis. Det finns annars en risk att åtgärden riktas mot endast större partiklar med hög densitet och att man missar mindre partiklar och fibrer som kan vara ett större problem, beroende på källa och slutlig recipient.

- Sammantaget är polystyren, PVC, PET och gummipolymerer de polymerer som är mest frekvent förekommande och/eller förekommer i betydande relativ mängd. Den stora relativa mängden polystyren kan hänföras till Värmeverkets dagvattenutsläpp, men har också stor spridning i övriga vatten. Det relativt stora inslaget av gummipolymerer visar att trafik utgör en stor källa till mikroplastpartiklar i Lidköpings tätort, i likhet med vad andra studier har indikerat.

6.2 Provtagnings och analysteknik

- Högvolymsprovtagning lämpar sig väl för vatten med låga halter suspenderat material och låga halter mikroplast, då den stora provtagningsvolymen möjliggör lägre detektionsgränser. Tidsstyrd provtagning lämpar sig väl för flöden med något högre koncentrationer mikroplaster och kan tillämpas vid både vid låga och höga halter suspenderat material. En annan fördel med tidsstyrd provtagning är att den är lättillgänglig och kostnadseffektiv.
- Arbetsgången med samlingsprovtagning och analys av tio olika polymerer med Py-GCMS gav ett bra underlag för att identifiera de större mikroplastflödena. Metodiken ger god information om vilka plast- och gummipolymerer som förekommer i de provtagna vattnen och kan bidra till att identifiera specifika källor. Metodikens detektionsgräns är dock i nivå med eller strax över de halter som återfinns i större recipienter med stor utspädning, renare dagvatten och utgående vatten från avloppsreningsverk. Detta medför stor osäkerhet i mängder beräknade på dessa halter och en massbalansberäkning blir därför svår att utföra. En stor fördel med denna arbetsgång är att den är lättillgänglig, kostnadseffektiv och ett redan inarbetat tillvägagångssätt enligt branschpraxis.
- Högvolymsprovtagning med visuell analys ger bättre upplösning av data vid låga halter. Analysen ger kompletterande information som dels kan underlätta identifiering av specifika källor, men som också kan visa att andra källor och flöden än de som ger störst mängd på viktsbasis kan vara av stor betydelse för antalet partiklar som släpps ut. Metoden är tidskrävande och något svårtillgänglig, men utveckling av en metod som mer automatiserat och kostnadseffektivt kan bestämma antal och karaktär bedöms vara av stor vikt för att rätt åtgärder ska kunna vidtas för reduktion av mikroplaster.
- Val av filterstorlek och fraktionsfördelning har stor inverkan på resultaten och bör väljas med medvetenhet. De få studier som gjorts nationellt, inklusive denna, indikerar att mindre fraktioner (20-300 µm) innehåller ett jämförelsevis betydligt större antal partiklar än grövre fraktioner. Korrelationen mellan antal och mängd på viktsbasis eller effekter är dock inte klarlagd.
- En betydande del av de identifierade polymererna i undersökningen utgjordes av gummipolymerer, vilket visar på vikten av att inkludera gummi i urbana studier av mikroplastflöden.

7 Rekommendationer

Utifrån resultat och slutsatser i denna undersökning rekommenderas följande:

- Källorna till den stora mängd mikroplaster som förs ut från tätorten via Lidan behöver kartläggas genom utökade undersökningar samt uppströmsarbete, i syfte att identifiera lämpliga åtgärder för att minska den totala belastningen på Kinnevikens i Vänern.
- Mikroplastflöden via bäckarna Toftabäcken, Svartebäcken och Brantabäcken bör likaså kartläggas genom utökade undersökningar samt uppströmsarbete, i syfte att identifiera lämpliga åtgärder för att minska den totala belastningen på Kinnevikens i Vänern. Även undersökning av lämpliga åtgärder vid eller nära utflödena till bäckarna kan vara ett alternativ.
- I planeringen av det nya avloppsreningsverket Ängens ARV i Lidköping bör man sträva efter att optimera processen för att minska antalet mikroplaster i utgående vatten med fokus även på fibrer och lättare partiklar. Detta kan få stor effekt på det totala antalet mikroplaster som förs ut till Kinnevikens.
- En stor andel av mikroplastpartiklarna i utgående avloppsvatten utgörs av en enskild typ av partiklar med samma färg, form och storlek, vilket indikerar att det finns en stor enskild källa eller flera källor med samma resulterande partiklar som bör identifieras. Om denna källa identifieras och åtgärdas kan belastningen av mikroplastpartiklar minska med ca 40%, utifrån resultaten i denna undersökning.
- Det pågående projektet med dagvattenrening av mikroplaster på Värmeverket bör inkludera en utökad kartläggning av samtliga dagvattenflöden ut från området. Reningsanläggningen bör utformas så att reduktion av mikroplaster optimeras.
- Reduktion av spridningen av gummipartiklar från trafik bör prioriteras, med en föregående kartläggning och prioritering av flöden och sammansättning och egenskaper för ingående partiklar, i syfte att sätta in rätt åtgärder.
- Uppföljande kartläggning och åtgärder bör främst riktas mot att minska de källor från vilka mikroplaster bildas och sprids, där åtgärder bör riktas mot ansvarsfull produktion, konsumtion och hantering av plast (SAPEA, 2019).

Lidköping, 2020-04-07



Fel! Hittar inte referenskölla.



Fel! Hittar inte referenskölla.

Referenslista

Ašmonaite, G och Carney Almroth, B., 2019: Effects of microplastics on organisms and impacts on the environment: Balancing the known and unknown. Report. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Gothenburg.

ECHA, 2019: Annex XV restriction report. Proposal for restriction on intentionally added microplastics. Version 1.2. European chemicals agency. 22 augusti 2019.

Ecoloop, 2019: Mikroplastspredning från en modernt utformad konstgräsplan med skyddsåtgärder. Fallstudie Bergaviks IP, Kalmar. 2019-10-24.

Ekologgruppen, 2018: Utredning om hållbar dagvattenhantering, Lidköpings kommun, Ekologgruppen, 2018-02-19.

Göteborgs Stad 2013: Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten. Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013

Göteborgs Stad, 2018: Förekomst och spridning av mikroplaster, gummi och asfaltspartiklar från vägtrafiken. Dnr 2172/18.

Göteborgs Universitet, 2019: Undersökning av mikrokräp längs bohuslänska stränder och i sediment. Rapport 2019.

IVL Svenska Miljöinstitutet, 2018: Mikroplast i Stockholms stad - källor, spridningsvägar och förslag till åtgärder för att skydda Stockholms stads vattenförekomster. Nr C 334, Juli 2018.

Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T.R. and Cole, M., 2018: Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. Environmental Science and Pollution Research. 25 (36): 36046–36063.

Kärrman, A., Schönlau, C och Engwall, M., 2016: Exposure and effects of microplastics on wildlife. A review of existing data. MTM Research centre, School of Science and Technology, Örebro university.

Lidköpings kommun, 2017: Handbok för dagvatten i Lidköpings kommun. Utkast. 2017-09.

Lidköpings kommun, 2018: ABVA, Tilläggsbestämmelser, krav på utsläpp av avloppsvatten från yrkesmässig verksamhet, Lidköpings kommun, Teknisk Service, Vatten-Avlopp, 2018

Lidköpings kommun, 2020: Sammanställning flöden 2019 Lidköpings ARV, Lidköpings kommun, Vatten-Avlopp, 2020-03-16

Nationalencyklopedin, 2020: Gummi. Tillgänglig:

<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/gummi>, hämtad:2020-04-06.

<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/gummi> (hämtad 2020-04-06)

Naturskyddsföreningen, 2020: De vanliga plasterna och tillsatämnen. Tillgänglig:

<https://www.naturskyddsforeningen.se/node/35087/#D>, hämtad 2020-03-20.

Naturvårdsverket, 2017: Mikroplaster- Redovisning av regeringsuppdrag om källor om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Rapport 6772, juni 2017.

NOAA, 2009: PlasticEurope, 2017: Plastics- the facts 2017.

ScienceDirect, 2003: Synthetic Rubber. Household Technologies, Field Guide to appropriate Technology, 2003.

SAPEA, 2019: A scientific perspective on microplastics in nature and society. Evidence review report no 4. SAPEA Science Advice for policy by European Academies.

SETAC, 2019: Plastics pollution: A breakdown. SETAC Science Brief. SETAC Society of environmental toxicology.

SMHI, 2017: Data för delavrinningsområden – sötvatten.

<https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/data-for-delavrinningsomraden-sotvatten-1.118236>

SMHI, 2020: Normalvärden för nederbörd 1961-1990.

https://www.smhi.se/pd/klimat/normal_values/SMHI_month_year_normal_61_90_precipitation_mm.txt) Station 8332 Lidköping. Hämtad 2020-03-21

Svenskt Vatten, 2004: Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90. Svenskt Vatten, mars 2004.

Sweco, 2017: Tekniskt underlag del 2. Lidköpings kommun och Götene kommun. Lidköpings vattentäkt Kinnevik. Uppdragsnummer 1311805000.

<https://lidkopning.se/innehall/2017/04/Del2LidkopingsvattentktKinnevik.pdf>, hämtad 2019-11-25

Uppsala vatten, 2017: Mikroplaster i spill- och dagvatten, En undersökning av Kungsängsverket och Kungsängsdammen i Uppsala. 2017-09-21.

Ziajahromi, S., Neale, P.A. and Leusch, F., 2016: Wastewater treatment plant effluent as a source of microplastics: review of the fate, chemical interactions and potential risks to aquatic organisms. Water Science & Technology 74(10)

Örebro universitet, 2017: Mikroplaster i Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmarén 2017. Vätternvårdsförbundet Rapport 131, Vänerns Vattenvårdsförbund Rapport 110, Mälarens Vattenvårdsförbund 2019, Hjälmarens Vattenvårdsförbund Rapport 2019.

Örebro universitet, 2020 *in prep.*

Muntligt

Ekblad, 2020: Johan Ekblad, miljösamordnare, Lidköping Energi AB, 2020-03-31.