



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 18042

Examensarbete 30 hp
Augusti 2019

Förekomst av mikroplast i dagvatten

En jämförande studie av dagvatten från vägtrafik
och konstgräs i Uppsala

Yvonne Trinh

REFERAT

Förekomst av mikroplast i dagvatten – *En jämförande studie av dagvatten från vägtrafik och konstgräs i Uppsala*

Yvonne Trinh

Material av plast är praktiska och användbara, vilket medför att de återfinns i många produkter som används i vardagen. På grund av dess egenskaper har framställning av produkter och användning av plast ökat sedan massproduktionen av plast började. Mikroplast definieras som plastobjekt med en storlek mindre än 5 millimeter. Eftersom att material av plast förekommer i många produkter så har det lett till en spridning av mikroplast som påträffas på flertalet platser i naturen runtom i världen.

Svenska Miljöinstitutet, IVL, har granskat kartlagda uppkomstkällor till och spridningen av mikroplaster i Sverige. De två största landbaserade källorna till mikroplast är slitage av vägbanor och däck respektive mikroplast från konstgräsplaner. Utifrån kartläggningen sker spridning vidare till omgivningen och därför är det angeläget att undersöka belastningen som kan förekomma i dagvattnet från dessa källor.

I den här studien har mängden mikroplast undersökts med en minsta storleksfraktion på 100 mikrometer i dagvatten från trafikvägen Bolandsgatan och konstgräsplanen Stenhagens IP i Uppsala. Provtagning utfördes på dagvatten i dagvattenbrunnar genom att ta stickprov och med en provtagare som möjliggjorde flödesproportionell provtagning. Insamlade prover filtrerades där mikroplast sedan analyserades visuellt i stereomikroskop. Analysen av mikroplast kombinerades även med ett smälttest.

I undersökningen av den trafikerade vägen Bolandsgatan var 98 % av alla partiklar svarta. De svarta partiklarna kategoriserades som mikroplast som har uppkommit i samband med slitage av vägtrafik. Vid undersökning av konstgräsplanen Stenhagens IP påträffades ett gräsfragment som kategoriserades som mikroplast från konstgräsplanen.

Mikroplastmängden i dagvatten från den trafikerade vägen Bolandsgatan erhöles till 33 kg/år. Emissionsfaktorn för blandad trafik beräknades till $2,2 \cdot 10^{-5}$ kg/fordonskm. Emissionsfaktor för mikroplast från däck, som beräknats utifrån mätningar i dagvatten från vägtrafik, har inte presenterats i tidigare studier. Från vägtrafiken i Uppsala kommun och Sverige erhöles mängden till 27 000 kg/år respektive $1,5 \cdot 10^6$ kg/år. Från konstgräsplanen Stenhagens IP var mängden mikroplast $6,3 \cdot 10^{-2}$ kg/år. Från konstgräsplaner i Uppsala kommun och Sverige erhöles mängden till 0,56 kg/år respektive 48 kg/år. Vid beräkning av mikroplastmängder finns det en osäkerhet i bestämningen av volymen, ökar partikelradien med en faktor 2 så ökar volymen 8 gånger. Enligt den här studien är mikroplastmängder från vägtrafik i Sverige ungefär 5 gånger mindre än Naturvårdsverkets uppskattning, mängder från konstgräsplaner i Sverige är ungefär 30-50 gånger mindre än Naturvårdsverkets resultat.

Nyckelord: mikroplast, dagvatten, vägtrafik, konstgräsplan, Uppsala, emissionsfaktor

Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Box 337, SE-751 05 Uppsala, ISSN 1401-5765

ABSTRACT

Prevalence of Microplastics in Storm water – A Comparative Study of Storm water Runoff from traffic roads and artificial turfs in Uppsala

Yvonne Trinh

Materials made from plastic are practical and durable, therefore plastic is found in many every day products. Because of the properties of plastics, the manufacturing of products and usage of the material has increased consequently leading to the creations of microplastics in varying sizes. The definition of microplastics is plastic materials with a size smaller than 5 millimeters. Because of a huge prevalence in products the consequence is microplastics being found on many places in nature around the world.

The Swedish Environmental Research Institute, IVL, has been assigned by the Swedish Environmental Protection Agency to review identified origins and the pathways of microplastics in Sweden. According to the study the largest source of microplastics from outdoor activities on land is from road wear and the abrasion of tyres followed by artificial turfs. Since microplastics are presumed to be spread to the environment, it is of concern to investigate potential microplastic load in storm water from these sources.

The investigation of microplastic amounts has been studied in sizes ≥ 100 micrometres in storm water from the traffic road Bolandsgatan and the artificial turf Stenhagens IP in Uppsala. Samples were collected, using random sampling and with an automatic sampler enabling flow proportional sampling. Filtration of collected water samples were carried out followed by analysing microplastic visually in a stereo microscope. The analyses of microplastics were also combined with a melting test.

In the study of the traffic road Bolandsgatan 98 % of all particles were black colored. The black colored particles were identified as microplastic originated from road wear. When studying the artificial turf Stenhagens IP a grass fragment was identified as microplastic originated from the artificial turf.

Microplastic amounts from the traffic road Bolandsgatan are 33 kg/year. The emission factor for mixed fleet is $2.2 \cdot 10^{-5}$ kg/vehicle km. An emission factor for microplastic from road traffic has not been presented in other studies before. The amount of microplastics from road traffic in Uppsala was estimated to 27 000 kg/year and in Sweden to $1.5 \cdot 10^6$ kg/year. From the artificial turf Stenhagens IP the amount was $6.3 \cdot 10^{-2}$ kg/year. By upscaling the amounts of microplastics from artificial turfs in Uppsala and Sweden the amounts were estimated to 0.56 and 48 kg/year, respectively. According to this study, the spread of microplastic from road traffic in Sweden is 5 times less than the estimated value and the amount from artificial turfs is 30-50 times less compared to the investigation by the Swedish Environmental Protection Agency.

Keywords: microplastic, storm water, road traffic, artificial turf, Uppsala, emission factor

Department of Earth Science, Uppsala University, Box 337, SE-751 05 Uppsala, ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och avslutar 5 år av studier. Arbetet har utförts som ett uppdrag åt Uppsala Vatten och Avfall AB inom Planeringsavdelningen. Handledare på Uppsala Vatten och Avfall AB har varit Irina Persson med Maria Khalili som bihandledare. Ämnesgranskare har varit Fritjof Fagerlund och examinator har varit Monica Mårtensson vid Institutionen för geovetenskaper på Uppsala universitet.

Tiden som det har tagit att utföra examensarbetet på har varit extremt lärorik och givande, för det tackar jag Uppsala Vatten och Avfall AB samt alla som har varit inblandade. Under arbetets gång har ett flertal personer varit engagerade och gett stöd och därmed riktar jag ett stort tack till dem. Ett tack riktas till Irina Persson och Maria Khalili som har gett vägledning och assistans vid provtagning samt bidragit med ett stort engagemang under arbetets gång. Ett tack till Fritjof Fagerlund som har varit hjälpsam, gett goda råd och bidragit till givande och värdefulla diskussioner.

Till medarbetarna på Vattenlaboratoriet på Uppsala Vatten och Avfall AB riktas ett stort tack för tillhandahållande av nödvändig utrustning och deras enorma hjälpsamhet, det uppskattas mycket. För värdefull hjälp och givande diskussioner riktas även ett stort tack till Johan Hamelius och Rasmus Elleby. Jag skulle även vilja tacka medarbetarna på Planeringsavdelningen och Planering nät som har avvarat sin tid för att ge stöd i arbetet.

Ett tack riktas även till Mikael Olshammar på Svenska Miljöinstitutet, IVL, och Sara Andersson på Trafikverket, Mats Benker och Tommy Thylén på Uppsala kommun för sin hjälpsamhet med att svara på frågor under arbetets gång. Tack till Robert Jönsson på WRS för tillhandahållande av utrustning och goda råd inför projektet.

Jag skulle även vilja tacka för alla åren på W för en lärorik studietid och speciellt tacka alla som har förgyllt min tid i Uppsala.

Yvonne Trinh

Uppsala, augusti 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Förekomst av mikroplast i dagvatten – *En jämförande studie av dagvatten från vägtrafik och konstgräs i Uppsala*

Yvonne Trinh

Plastmaterial är praktiska och användbara, därför finns plaster i många produkter som används varje dag. Det är ett material som är beständigt och billigt, vilket har lett till att tillverkningen av plastmaterial har ökat med åren. På grund av en ökad plastmängd i samhället har det bidragit till att små plastobjekt har bildats. Dessa plastobjekt kallas för mikroplast och har en storlek mindre än fem millimeter. Mikroplast kan påverka ekosystem och arterna i ekosystemen på grund av storleken på plastobjekten och för att de bryts ner långsamt när objekten har spridits i naturen.

I Sverige har det gjorts en undersökning för att identifiera källorna till mikroplast och vilka som är de största källorna. Enligt Naturvårdsverket visade det sig att den största källan av mikroplast som uppstår på land är från vägtrafiken och att en stor mängd kommer från slitage av bildäck. En annan källa som också bidrar till en stor andel är från konstgräsplaner. Att vägtrafiken är den största källan på land baseras på information om hur mycket olika fordon totalt kör på ett år och hur mycket av fordonsdäcken som slits vid körning. Information om hur mycket gummigranulat som fylls på varje år på konstgräsplaner gör att det är den andra största mikroplastkällan på land.

I den här studien har förekomsten av mikroplast i dagvatten från en trafikerad väg och en konstgräsplan i Uppsala undersökts. Studien har genomförts genom att samla in prover på dagvatten från den trafikerade vägen Bolandsgatan och konstgräsplanen Stenhagens IP. Eftersom att mikroplaster är små objekt som i vissa fall inte kan ses med blotta ögat behövs analyser som gör det möjligt att identifiera objekten. En vanlig metod för att analysera mikroplast är att filtrera det insamlade vattenprovet för att sedan undersöka filtret i mikroskop. Analysen kan även kombineras med att smälta hittade objekt för att försäkra sig om att hittade objekt är mikroplast. Mikroplastobjekt som undersöktes som minsta storlek var objekt större än 100 mikrometer för att mindre storlekar är svåra att identifiera med hjälp av endast mikroskop. En indelning gjordes i storlekar större än 100 respektive 300 mikrometer för att kunna undersöka mikroplast i mindre fraktioner men även för att kunna jämföra med tidigare studier.

Enligt resultaten från den trafikerade vägen Bolandsgatan var 98 % av alla mikroplastpartiklar svarta. Vid undersökning av partiklarna från den trafikerade vägen identifierades de också som mikroplast som har bildats i samband med vägtrafiksslitage. Det kunde identifieras genom att jämföra med nermalda bitar av fordonsdäck. Från konstgräsplanen Stenhagens IP hittades ett grönt gräsfragment som var möjligt att identifiera efter jämförelse med referensprov från konstgräsplanen. Inga gummigranulat hittades i dagvattnet från konstgräsplanen.

Studien visade att spridning av mikroplast från den trafikerade vägen Bolandsgatan är 33 kg/år. För varje gång ett fordon kör slits fordonsdäcken som kan leda till en spridning av mikroplast. Emissionsfaktorn för mikroplast från fordonsdäck beräknades till $2,2 \cdot 10^{-5}$ kg/fordonskm. En emissionsfaktor för mikroplast i dagvatten från vägtrafik har inte presenterats i andra studier tidigare. Beräkningar för vägtrafiken i Uppsala

kommun och Sverige visade att 27 000 kg/år respektive $1,5 \cdot 10^6$ kg/år mängd mikroplast transporteras med dagvattnet. Det innebär ett resultat som är 5 gånger mindre än Naturvårdsverkets uppskattning. Resultatet från konstgräsplanen Stenhagens IP visade att spridningen av mikroplast i dagvatten är $6,3 \cdot 10^{-2}$ kg/år. Vid uppskattningar för konstgräsplaner i Uppsala kommun är resultatet 0,56 kg/år och i Sverige 48 kg/år. Detta ger resultat som visar att spridning av mikroplast från konstgräsplaner i Sverige är 30-50 gånger mindre än vad Naturvårdsverket har uppskattat. Fler mätningar behöver dock göras för att kunna försäkra att resultaten är tillförlitliga.

ORDLISTA

Avrinningsområde	Ett område där vatten rinner av på ytan och avrinning sker med ett gemensamt utlopp vid en given punkt.
Avrinningskoefficient	Ett mått på maximal andel nederbörd som ytligt avrinner, efter förluster från avdunstning, infiltration i mark, upptag av växtlighet eller magasinering i markens ojämnheter, från ett avrinningsområde.
Dagvatten	Ytavrinning från regn- och smältvatten som via diken, ledningar rinner vidare till vattendrag eller för rening.
Emissionsfaktor	Mängden partiklar som slits från fordonsdäck för varje kilometer som körs uttryckt i kg/fordonskm.
Effektiv radie	En antagen radie som har bestämts utifrån analyserad storlek på mikroplastobjekt.
Flödesproportionell provtagning	Automatisk provtagning när en specifik vattenvolym har passerat, ju högre vattenflöde desto tätare blir provtagningsintervallet, vilket bidrar till att prover som är proportionella mot flödet.
Gummigranulat	Fyllnadsmaterial som bland annat läggs på konstgräsplaner.
Hårdgjorda ytor	Anlagda ytor med låg eller ingen genomsläpplighet som förhindrar markinfiltrering av regn- och smältvatten.
Årlig körsträcka	Antal kilometer svenska fordon kör totalt på ett år, summan av körsträckor ger det totala trafikarbetet.
Mikroplastobjekt	Mikroplast som innefattar både mikroplastpartiklar och syntetiska fibrer.
Trafikarbete	Belastning från trafik på vägar inom ett visst område. Anges ofta i fordonskm per år.
Vattenrecipient	Sjöar, vattendrag, diken, mark och grundvatten som är mottagare av spill- och dagvatten.
Årsmedeldygnstrafik	Medelvärdet av antal fordon som kör på en väg per dygn under ett år.
Årsmedelnederbörd	Medelvärdet av nederbördsintensiteten som faller över ett område under ett år.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE	2
1.2	AVGRÄNSNINGAR	2
2	TEORI OCH BAKGRUND	3
2.1	MIKROPLAST	3
2.1.1	Definition	3
2.1.2	Uppkomst och spridningsvägar	3
2.1.3	Egenskaper hos plast	4
2.2	DAGVATTEN	4
2.3	VÄG OCH TRAFIK	5
2.3.1	Däck	6
2.3.2	Asfalt	7
2.3.3	Undersökning av vägtrafik	7
2.4	KONSTGRÄSPLAN	7
2.4.1	Utformning och uppbyggnad	8
2.4.2	Gummigranulat	8
2.4.3	Åtgärder mot mikroplast från konstgräsplaner	9
2.4.4	Undersökning av konstgräsplaner i Stockholm	9
3	METOD	11
3.1	PROVTAGNING	11
3.1.1	Val av provtagningsplats	12
3.1.2	Provtagning av dagvatten	13
3.1.3	Nederbörd vid provtagning på Bolandgatan	15
3.1.4	Nederbörd vid provtagning på Stenhagens IP	15
3.2	FILTRERING	17
3.2.1	Val av filterstorlek	17
3.2.2	Filtreringsmetod	18
3.3	ANALYS	19
3.4	KONTAMINATIONSRIK	20
3.5	BERÄKNINGAR	20
3.5.1	Vattenflöde	20
3.5.2	Lutning hos ledning	21
3.5.3	Årlig medeldagvattenvolym	21

3.5.4	Mikroplastmängd	22
3.5.5	Belastning från trafikerad väg	23
3.5.6	Belastning från konstgräsplan	26
	RESULTAT	26
3.6	BOLANDSGATAN	26
3.7	MIKROPLAST FRÅN VÄGTRAFIK	29
3.8	STENHAGENS IP	29
3.8.1	Resultat (stickprov)	29
3.8.2	Resultat (flödesproportionell provtagning)	31
3.9	MIKROPLAST FRÅN KONSTGRÄSPLANER	33
4	DISKUSSION	33
4.1	BOLANDSGATAN	33
4.1.1	Mikroplastmängd från vägtrafik	34
4.1.2	Jämförelse med tidigare studier	34
4.2	STENHAGENS IP	35
4.2.1	Mikroplastmängd från konstgräsplaner	36
4.2.2	Jämförelse med tidigare studier	36
4.3	Provtagning och analys	37
4.4	Beräkningar	38
4.5	FÖRSLAG PÅ VIDARE FORSKNING	39
5	SLUTSATS	40
6	REFERENSER	41
6.1	MUNTLIGA REFERENSER	45

Bilagor

- Bilaga A. Uppmätt vattendjup
- Bilaga B. Omblandning av prover
- Bilaga C. Lutning hos ledning
- Bilaga D. Uppmätt vattenflöde
- Bilaga E. Resultat från Bolandsgatan (2018-04-05)
- Bilaga F. Resultat från Bolandsgatan (2018-04-05)
- Bilaga G. Resultat från Stenhagens IP (2018-04-04)
- Bilaga H. Resultat från Stenhagens IP (2018-06-21)

1 INLEDNING

Under år 2016 uppgick plastproduktionen i världen till 355 miljoner ton (PlasticsEurope, 2018). Den stora mängden av plast som tillverkas idag anses vara ett problem bland annat för att plast i varierande storlekar har hittats längs kuster och i hav världen över (Depledge et al., 2013; Wright et al., 2013). Mikroplast definieras som plastpartiklar med storlek mindre än 5 mm, dessa kan ha påverkan på ekosystem och de arter som ingår i ekosystemet (Arthur et al., 2009; Wright et al., 2013). Intag av plast har observerats hos flertalet marina arter enligt en studie utförd av Taylor et al. (2016) och bland dessa arter även hos fiskar som utgör föda åt människor (Rummel et al., 2016). Eftersom det är ett relativt nytt forskningsområde är osäkerheterna dock stora kring potentiella risker associerade med mikroplast (GESAMP, 2015). På grund av storleken på objekten, den stora förekomsten samt låga nedbrytningshastighet är mikroplast potentiellt biotillgängliga för organismer (Galgani et al., 2010; Lassen et al., 2015).

Svenska Miljöinstitutet, IVL, har på uppdrag av Naturvårdsverket och regeringen i Sverige, kartlagt källor till och spridningen av mikroplaster i Sverige. Enligt undersökningen är den största landbaserade källan till mikroplast slitage av vägbanor och fordonsdäck samt konstgräsplaner. Beräkningar och uppskattningar har utförts där uppkomsten av mikroplast från däck är 7670 ton årligen och från konstgräsplaner mellan 1640 - 2460 ton varje år i Sverige. Mikroplast från vägtrafiken och konstgräsplaner misstänks därefter spridas vidare till omgivningen. Identifieringar av spridningskällor är bland annat baserade på uppskattningar på däckslitage samt mängden granulat som tillförs konstgräsplaner årligen (Magnusson et al., 2016).

Beroende på hur och var dagvatten (vattenavrinning från hårdgjorda ytor) bildas finns det i vissa fall ledningssystem där dagvatten leds vidare för rening eller orenat direkt till vattendrag och sjöar (Dagvattenguiden, u. å.). Information om spridning av mikroplast via dagvatten är bristfällig och är ett av områdena där mer forskning behövs (Magnusson et al., 2016). Avloppsreningsverk utgör även punktkällor för mikroplast med ursprung från kläder i fleecematerial och hygienprodukter. Stora mängder mikroplast hamnar i svenska kustvatten årligen men eftersom information om transportvägen från utsläppskällan till vattenrecipienter saknas, är osäkerheten stor kring andelen som hamnar i havet (Magnusson et al., 2016).

På grund av osäkerheter i utsläppsmängder då ett fåtal studier genom faktiska mätningar av mikroplast i dagvatten har utförts, är det således angeläget att genomföra ytterligare mätningar (Magnusson et al., 2016). Genom att undersöka uppkomsten av mikroplast från källor som har utpekats som de största landbaserade källorna, det vill säga från vägtrafiken och konstgräsplaner, kan bidraget från de utpekade källorna i Naturvårdsverkets utredning kvantifieras. Undersökningar av mikroplast i dagvatten från konstgräsplaner och vägtrafik har inte genomförts tidigare i Uppsala, därmed kan studien bidra till en uppskattning av de totala utsläppsmängderna från de två källorna i Uppsala.

1.1 SYFTE

Syftet med studien är att mäta halten mikroplast som kommer från en hårt trafikerad väg och den som genereras från en konstgräsplan i Uppsala. Genom att undersöka dessa platser kan mängden analyseras och en beräkning genom uppskalning göras för att uppskatta hur stor belastning källorna utgör. Utifrån analyserade mängder kan en uppskattning på emissionsfaktor av mikroplast från vägtrafik göras. Den uppmätta belastningen kan sedan jämföras med den beräknade belastningen som angivits i utredningen av Naturvårdsverket. På så sätt kan studien användas som underlag för att exempelvis identifiera relevanta åtgärder som kan bidra till att minska spridningen av mikroplast med dagvatten. Dessutom kan studien även bidra till kartläggningen av källor till mikroplast nationellt. De frågeställningar som kommer att behandlas under arbetets gång innefattar följande frågor:

- Hur stor mängd mikroplast [kilogram per år] produceras från en hårt trafikerad väg (Bolandsgatan) i Uppsala?
- Hur stor mängd mikroplast [kilogram per år] produceras från vägtrafiken i Uppsala och i Sverige?
- Hur stor mängd mikroplast [kilogram per år] läcker från en konstgräsplan (Stenhagens IP) i Uppsala?
- Hur stor mängd mikroplast [kilogram per år] läcker från konstgräsplaner i Uppsala och i Sverige?

1.2 AVGRÄNSNINGAR

Undersökningar har utförts på en konstgräsplan och en trafikerad väg i Uppsala. Konstgräsplanen som har undersökts i studien är en fotbollsplan och årsmedeldygnstrafiken på den trafikerade vägen var 6700 fordon/dygn år 2016.

Provtagningar har endast utförts under perioden mars-juni år 2018.

Prover på gummigranulat, gräsfragment och granulat från bildäck har använts som referensprover i undersökningen trots att mikroplast kan förekomma från andra källor (se avsnitt 2.3.2 *Asfalt*).

I undersökningen användes 100 µm som minsta storlek vid analys av mikroplast, vilket innebär att mikroplast i mindre fraktioner inte har analyserats och därmed inte ingår i studien. I beräkningar har ett antagande gjorts om att mikroplastpartiklar är sfäriska och syntetiska fibrer är cylindriska.

Vid uppskattning av mikroplastmängder i kg/år har kategorisering utförts i storlekar med en partikeldiameter ≥ 100 µm och ≥ 300 µm för att jämföra med tidigare studier med liknande indelning.

2 TEORI OCH BAKGRUND

2.1 MIKROPLAST

2.1.1 Definition

Mikroplast definieras som små plastfragment med en storlek mindre än 5 mm enligt National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA (Arthur et al., 2009). Ingen vedertagen nedre gräns finns för mikroplast utan definitionen har bestämts utifrån vad som är praktiskt tillämpligt. I många studier har filterstorleken 300 µm använts eftersom det är en storlek som vanligen används i maskor vid infångande av plankton och flytande, lösa föremål (Arthur et al. 2009).

Mikroplast kan delas in i primära och sekundära mikroplast. Till de primära mikroplasterna räknas partiklar som avsiktligt tillverkats för att ha en viss storlek. Dessa återfinns i industrier för bland annat plastpellets, rengöringsprodukter, läkemedel och hygienprodukter. I hygienprodukter kan det exempelvis vara mikroplast som har som funktion att skrubba eller polera, vilket förekommer i duschkräm och tandkräm. Gummigranulat från konstgräsplaner hör också till de primära mikroplasterna och kan även höra till sekundära mikroplast. De sekundära innefattar partiklar som genom sönderdelning och slitage av större plastmaterial har fått den storleken exempelvis i samband med byggarbetsplatser eller vid tvättning av kläder innehållandes syntetmaterial. Mikroplast som bildas från vägtrafiken är ett exempel på sekundära mikroplaster (Arthur et al., 2009; Fendall & Sewell, 2009; Magnusson et al., 2016). En insamling av plastpartiklar från västra Nordatlanten som har pågått i över 20 år visar att partikelstorleken har minskat med åren och att partikelkoncentrationen troligtvis kommer att öka med en minskad storlek (Wright et al., 2013).

2.1.2 Uppkomst och spridningsvägar

Plaster som material är relativt billiga att tillverka, vilket medför att det återfinns i många produkter som används i vardagen. Det är ett material med låg nedbrytningshastighet med egenskaper som bidrar till att det är ett praktiskt och användbart material (Naturvårdsverket, 2017b).

Spridning av mikroplast sker via dagvatten men kan även spridas via spillvatten där källan till mikroplast är anslutna hushåll, företag och andra industrier (Magnusson et al., 2016; Magnusson, 2014). Det är en stor mängd mikroplast från exempelvis klädtvätt och hygienprodukter som transporteras med spillvatten till reningsverk enligt Magnusson et al. (2014).

Enligt undersökningar på avloppsreningsverk i Sverige transporteras ungefär $20\text{-}80\cdot 10^3$ mikroplastobjekt/ m^3 (20-300 µm) och $7\text{-}30\cdot 10^3$ mikroplastobjekt/ m^3 (≥ 300 µm) till reningsverken (Magnusson och Wahlberg, 2014). I en studie på Kungsängsverket i Uppsala undersöktes mikroplasmängden, enligt Trinh (2017) transporteras $50\text{-}300\cdot 10^3$ mikroplastobjekt/ m^3 (≥ 300 µm) årligen till avloppsreningsverket. På reningsverken sker rening av spillvatten, vilket minskar mängden mikroplast som når ut till vattenrecipenter medan dagvatten ofta släpps ut orenat (Jönsson, 2016; Dagvattenguiden, 2015). Med vattenrecipenter avses sjöar, vattendrag, diken, mark och grundvatten som är mottagare av spill- och dagvatten (Uppsala kommun, 2014). Enligt

en studie utförd av Jönsson (2016) transporteras $5,4-10 \cdot 10^{-3}$ mikroplastobjekt/m³ (20-300 µm) och 4,8-19 mikroplastobjekt/m³ (≥ 300 µm) till dagvattendammar i Sverige. Enligt undersökningen utförd av Trinh (2017) transporteras 4,7 objekt/m³ (≥ 300 µm) till dagvattendammen Kungsängsdammen i Uppsala. Resultaten av undersökningarna kan även ses i Tabell 1.

Tabell 1. Mikroplastmängden från olika avloppsreningsverk och dagvattendammar i Sverige.

	20-300 µm [objekt/m³]	≥ 300 µm [objekt/m³]	Källa
Avloppsreningsverk (Sverige)	$20-80 \cdot 10^3$	$7-30 \cdot 10^3$	Magnusson & Wahlberg (2014)
Kungsängsverket (Uppsala)	-	$50-300 \cdot 10^3$	Trinh (2017)
Dagvattendammar (Sverige)	$5,4-10 \cdot 10^{-3}$	4,8-19	Jönsson (2016)
Kungsängsdammen (Uppsala)	-	4,7	Trinh (2017)

2.1.3 Egenskaper hos plast

Plaster har olika egenskaper som påverkar hur de kommer att bete sig i vattenmassan. Densiteten påverkar flytförmågan hos mikroplast vilket påverkar var objekten hamnar i vattnet, på ytan eller i sedimenten. Detta gäller även för mikroplastens storlek, vilket även är avgörande för var objekten kommer att hamna. I vissa fall har mikroplast av liknande typ hittats både i den fria vattenmassan och i sedimenten vilket tyder på att andra egenskaper även spelar roll för dess beteende (Thompson, 2004).

Det kan ta hundratals år för plastpartiklar att brytas ner när partiklarna har spridits i naturen. Förutom en låg nedbrytningshastighet hos plastmaterial binds miljögifter även till dessa material (Lassen et al., 2015; Andrady, 2011). Miljögifter som långlivade organiska ämnen, POPs, (Persistent Organic Pollutants) är högresistenta mot nedbrytning i vattenmassan och ämnena binds till plastmaterial (Naturvårdsverket, 2017a; Andrady, 2011). Mikroplast har liknande storleksfördelning som sediment och planktondjur, vilket innebär att plastpartiklarna är potentiellt biotillgängliga för många organismer. Det leder till att organismer potentiellt kan utsättas för miljögifter via intag av mikroplast (Magnusson et al, 2016; Wright et al., 2013; Andrady, 2011).

2.2 DAGVATTEN

Dagvatten kommer från regn- eller smältvatten och genom ytavrinning rinner vattnet till diken, via ledningar till vattendrag eller för rening (Uppsala Vatten, 2016). I Uppsala leds dagvattnet till stor del till Fyrisån men även till Sävjaån och Hågaån (Persson, 2018). Vatten från exempelvis nederbörd infiltrerar vanligen ner i mark som är oexploaterad. På hårdgjorda ytor som asfalt och byggnationer rinner dagvattnet dock vidare, vilket snabbare bidrar till större flöden och vattenvolymer (Uppsala kommun,

2014). Ju mer staden expanderas och förtätas desto mer minskar den naturliga infiltrationen i oexploaterad mark. Vid fortsatt utveckling kommer mängden dagvatten att öka i framtiden vilket kräver att vattnet avleds för att undvika översvämning. Beroende på vilken väg dagvattnet färdas och hur förorenat det är kan det antingen ledas vidare obehandlat direkt till vattenrecipienter eller för rening (Naturvårdsverket, 2017b). En bedömning utförs på om rening av dagvatten ska göras och således kan rening ske i en dagvattendamm eller i ett avloppsreningsverk. I bedömningen ingår även vilken typ av sjö eller vattendrag som ska ta emot dagvattnet där en högre föroreningshalt i dagvattnet kräver en högre reningsgrad (Uppsala kommun, 2014). Enligt riktlinjer ska rening av dagvatten utföras vid nyexploatering av mark i Uppsala Kommun (Persson, 2018).

2.3 VÄG OCH TRAFIK

Den största källan till utsläpp av mikroplast i Sverige kommer från vägtrafiken, vilket uppstår vid slitage av däck, vägmarkeringar och beläggningar enligt Naturvårdsverket (Magnusson et al., 2016). Vägtrafiken bedöms vara en viktig källa när det kommer till utsläpp av mikroplast trots att det finns osäkerheter i uppskattningar (Magnusson et al., 2016). Beroende på fordonsslag är partikelutsläppet från däcken olika stora och de fordonsslag som har tagits med i beräkningen är bilar, bussar, lätta lastbilar, tunga lastbilar och motorcyklar. Slitage av fordonsdäck från personbilar och tunga lastbilar står för de största utsläppen, det vill säga sekundära mikroplaster från vägtrafiken. Även i länder som Norge, Danmark och Nederländerna bedöms däckslitage vara den största källan till mikroplast (Sundt et al., 2014; Lassen et al., 2015; Verschoor, 2014). Beräkningarna för däck i Sverige är baserade på emissionsdata av gummi från däck (g/fordonskm) där uppskattningar har utförts för olika fordonsslag (Gustavsson, 2001). Information om emissionsdata från däck utgår från olika källor där däcktillverkare även ingår enligt Gustavsson (2001), dock saknas information om hur emissionsdata har tagits fram. Tillsammans med information om trafikarbete (fordonskm/år) på svenska vägar har ett teoretiskt värde på mikroplastutsläpp från däck beräknats av Magnusson et al. (2016). Med trafikarbete avses belastning från trafik på vägar inom ett visst område (Trafikverket, 2017a). Trafikarbetet på svenska vägar tas fram utifrån information om körsträckor för olika fordonsslag och baseras på mätarställningsuppgifter för varje fordon. Körsträckor är antalet kilometer som alla svenska fordon kör totalt på ett år, dock framgår det inte var fordonen har förflyttat sig, om det har varit i Sverige eller utanför Sveriges gränser. Det vill säga att summan av körsträckor ger det totala trafikarbetet (Trafikanalys, 2018a; Trafikanalys, 2018b). Den totala körsträckan för alla fordon som har varit i trafik under år 2017 är $1,2 \cdot 10^9$ km och $6,7 \cdot 10^{10}$ km för Uppsala kommun respektive Sverige (Trafikanalys, u. å.).

Enligt Gustavsson (2001) är gummiemissionen från däck 0,05 g/fordonskm och 0,7 g/fordonskm från personbilar respektive bussar. Utifrån information om gummiemissioner från fordonsslagen utfördes en uppskattning för övriga fordonsslag som kan ses i Tabell 2 (Magnusson et al., 2016).

Tabell 2. Gummiemissioner från däck för olika fordonsslag (Gustavsson, 2001; Magnusson et al., 2016).

Fordonsslag	Emissionsfaktor, e_f [g/fordonskm]
Personbil	0,05
Buss	0,7
Motorcykel	0,025 (e_f , personbil/2)
Lätt lastbil	0,05 (e_f , personbil)
Tung lastbil	0,7 (e_f , buss)

Beräkningar och uppskattningar har utförts där uppkomsten av mikroplast i Sverige teoretiskt är 8193 ton per år från vägtrafiken varav 7670 ton kommer från däck och resterande mängd från vägmarkeringar och bindemedlet bitumen (Magnusson et al., 2016).

Påverkande faktorer som bidrar till slitage kan exempelvis vara körstil och fordonsteknik, därav bedöms det vara av intresse att undersöka dessa faktorer. Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) har därmed fått i uppdrag att undersöka utsläppet av mikroplast som kommer från transportsystemet. Syftet med uppdraget är att ökad kunskap om utsläpp från transportsystemet ska tas fram samt spridas vidare (Näringsdepartementet, 2017).

2.3.1 Däck

Ett däck består av en kombination av syntetiskt gummi och naturgummi samt fyllnadsmaterial. Enligt en studie utförd av Evans och Evans (2006) består ett bildäck avsett för en personbil av 30 olika varianter av syntetiskt gummi (elastomerer), däribland även *carbon black*. *Carbon black* är ett fyllnadsmaterial som produceras främst från olja. Förutom syntetiskt gummi innehåller bildäck även textilier där fibrer av polyester och nylon kan ingå. Sammansättningen av de olika materialen bidrar till att bland annat uppnå egenskaper som värme- och köldtålighet, tålighet mot höga hastigheter och förslitande förhållanden (Evans & Evans, 2006; Naturvårdsverket, 2017b).

Mikroplast från vägbanan bildas när vägar slits i samband med trafikbelastning, väghållning vintertid, renhållning men är även beroende av klimatfaktorer. De klimatfaktorer som bidrar till uppkomst eller spridning av mikroplast är exempelvis nederbörd som regn och snö samt vid temperaturväxlingar (Magnusson et al., 2016). Dubbdäcksanvändning under året bidrar till slitage av vägbeläggning och är enligt Gustavsson (2001) den största källan till bildandet av partiklar från vägbeläggning.

2.3.2 Asfalt

En väg består av olika lager av material för att uppnå en viss stabilitet och bärighet. Det översta lagret kallas för slitlager, vilket är lagret som slits. Ett vanligt material som används för produktion av slitlager är asfalt. Asfalt består till 95 % av stenmaterial medan 5 % är bindemedel med bitumen som ämne. Vid framställning av bitumen används i vissa fall tillsatssämnen som polymerer (PMB), vilket antas vara ämnet som bidrar till uppkomsten av mikroplast. Asfalt som slits till partiklar består därmed av grus- och stenmaterial samt en andel bitumen som kan innehålla polymerer (Magnusson et al., 2016).

Spridning av mikroplast från vägtrafiken till hav, sjöar och vattendrag sker via stänk eller transport med dagvatten. Egenskaper hos mikroplast påverkar även spridningssätt, det vill säga om det är via luft eller vatten, och avstånd från källan (Magnusson et al., 2016).

2.3.3 Undersökning av vägtrafik

I en studie utförd av Jannö (2016) undersöktes halten mikroplast i dagvatten från E6 i Göteborg där toxikologiska tester även utfördes. Årsmedeldygnstrafiken var 119 100 fordon/dygn år 2013 där den skyltade hastigheten är 70 km/h. Provtagningar utfördes i en dagvattenbrunn där avrinningsområdet omfattade 2,1 hektar. Stickprover togs vid tre olika nederbördstillfällen och samlades in i 1 l-provtagningsflaskor. Filtrering av proverna utfördes genom 20 µm-filter med analys i mikroskop. Identifiering av mikroplast utfördes i kategorierna partiklar och syntetiska fibrer (Jannö, 2016). Resultatet som erhöles var 45-1050 svarta partiklar/l där partiklarna hade en diameter på 30 – 400 µm. Syntetiska fibrer identifierades även med resultatet 291 – 500 fibrer/l där förekommande färger på fibrerna var transparent, blå och röd. Mätning av vattenflöde vid provtagningstillfällena utfördes inte i undersökningen (Jannö, 2016).

2.4 KONSTGRÄSPLAN

I en studie utförd av Magnusson et al. (2016) uppges att konstgräsplaner avsedda för fotbollsspel är den näst största källan till utsläpp av mikroplast totalt. I Sverige år 2018 finns det omkring 700 konstgräsplaner runt om i landet där gummigranulat används som fyllnadsmaterial (Wallberg et al., 2016; Magnusson et al., 2016; Svenska Fotbollsforbundet, 2018b). Gummigranulat tillverkas i en storlek upp till cirka 3 mm och hör därmed till kategorin primär mikroplast. Vid sönderdelning av gummigranulaten kategoriseras mikroplasterna som sekundära. Varje konstgräsplan fylls årligen med cirka 2-3 ton gummigranulat där mängd och frekvens i återfyllnad varierar, vilket är beroende av hur stor mängd fyllnadsmaterial som bortförs. Fyllnadsmaterialet bortförs från planen via exempelvis snöröjning, dagvatten, spelarnas klädesplagg och skor (Magnusson et al., 2016). Beräkningar av mikroplast från konstgräsplaner är baserade på mängden gummigranulat som fylls på per år och plan. Motsvarande mängd mikroplast från konstgräsplaner antas därmed sprida vidare med dagvatten där spridningsvägarna ser olika ut och det slutligen når vattenrecipienter. Beroende på den geografiska placeringen av en konstgräsplan påverkas även mängden mikroplast som sprids där exempelvis nederbördsfrekvensen i form av snö och regn har påverkan. Spridningen påverkas dessutom av utformning och underhåll av planen.

Kunskapsläget kring spridningen av mikroplast i form av gummigranulat till vattendrag, sjöar och hav är idag bristfällig. Siffror på utsläppsmängder av mikroplast från konstgräsplaner är osäkra eftersom att beräkningarna har utförts med olika metoder, baserade på olika uppgifter då konstgräsplaner varierar i utformning och storlek (Magnusson et al., 2016). Från konstgräsplaner sker dock punktutsläpp av mikroplast i stora mängder (Magnusson et al., 2016).

Anläggandet av konstgräsplaner avsedda för fotbollsspel började i mitten av 1970-talet i Sverige för att fotboll även skulle kunna spelas vintertid. Det var inte förrän under 2000-talet som anläggandet av fler konstgräsplaner tog fart då ett nytt konstgrässystem introducerades. Det nya konstgrässystemet upplevdes som bättre på grund av att gummifyllning anlades samt att längden hos grässtråna ökade. Det finns olika typer av konstgräsplaner och konstruktioner beroende på vad planen nyttjas för. En vanlig planstorlek för en 11-mannaplan har ett spelmått på 65x105 m och ett totalmått på 71x111 m för konstgräsytan (Svenska Fotbollsförbundet, 2018a). I dagsläget finns det totalt 761 stycken 11-mannaplaner i konstgräs varav 9 av konstgräsplanerna finns i Uppsala tätort. Användningen av konstgräsplaner har ökat då det möjliggör mer speltid, omkring 2000 speltimmar per år i jämförelse med en plan av naturgräs med 400 speltimmar per år (Eriksson, 2018).

2.4.1 Utformning och uppbyggnad

En konstgräsplan är uppbyggd av olika lager med en konstruktion där egenskaperna liknar en plan av naturgräs. Uppbyggnaden består av konstgräs som är konstruerad ovanför en sviktpadd som är byggd ovanpå en grusbädd. Under grusbädden finns dessutom ett dräneringssystem för avledning av dagvatten som bildas (Eriksson, 2018; Thylén, 2018; Svenska fotbollsförbundet, 2018). Konstgräset består av grässtrån och i vissa fall gummigranulat och sand. Grässtråna bidrar till att konstgräsplanen efterliknar en plan av naturgräs utseendemässigt. Gummigranulatet ger en bättre studs av bollar och spelkänsla medan sanden bidrar till att konstruktionen hålls på plats samt att fotbollsskor med dubb får fäste. En sviktpadd kan bestå av olika material och har som funktion att ge en egenskap som studs vid fotbollsspelande. Konstgräset och sviktpadden ligger tillsammans i en utgrävd grusbädd (Eriksson, 2018; Thylén, 2018).

2.4.2 Gummigranulat

SBR

SBR-granulat (styren-buta-diengranulat) är det vanligaste alternativet vid val av gummigranulat till konstgräsplaner på grund av den låga kostnaden samt dess egenskaper. Granulaten tillverkas av återvunna bil- och maskindäck och är även svarta till färgen (Magnusson et al., 2016; Svenska Fotbollsförbundet, 2018). I dagsläget är det 60-70 % av konstgräsplanerna i Sverige som använder SBR-granulat. Ett användande av andra alternativ har dock ökat med anledning av miljörisker som SBR-granulat kan medföra (Magnusson et al., 2016). Innehållet av SBR-granulat har undersökts i olika studier och vissa ämnen som har hittats hör till utfasningsämnen och bör inte användas. Ämnena kan påverka hälsa och miljö, dock visar studierna även på stora osäkerheter kring kopplingen av en negativ hälso- och miljöeffekt och användningen av SBR-granulat (Miljöförvaltningen, 2018).

EPDM

Granulat av EPDM (eten-propen-dien) består av nytillverkat vulkaniserat industrigummi. Tillverkningsprocessen kallas vulkning där rågummi används för att skapa EPDM där materialet blir elastiskt och formstabil (Nationalencyklopedin, 2017). Det bidrar till egenskaper som att gummigranulaten har en hög resistens mot UV-ljus och värmepåverkan (Magnusson et al., 2016).

TPE

TPE-granulat (termoplastisk elastomer-granulat) är nytillverkad termoplast som kan återvinnas. TPE anses ha lägre tålighet mot UV-ljus och värmepåverkan i jämförelse med EPDM (TRC, 2008). TPE och EPDM är ett miljövänligare alternativ än SBR, dessa är dock mer kostsamma (Magnusson et al., 2016).

Organiskt fyllnadsmaterial

De organiska fyllnadsmaterialen som finns på marknaden är exempelvis kork där användningen av kokos och bark även förekommer. Användningen av dessa fyllnadsmaterial är inte lika vanlig som oorganiska fyllnadsmaterial, vilka innefattar gummigranulat. Det kan bero på kostnad och att egenskaperna inte motsvarar de som kan uppfyllas av dagens oorganiska fyllnadsmaterial (Naturvårdsverket, 2017b).

2.4.3 Åtgärder mot mikroplast från konstgräsplaner

Vid anläggning av en konstgräsplan finns en rekommendation utfärdad av Svenska Fotbollsförbundet. I rekommendationen finns det information som tar hänsyn till spridningen av mikroplast som kommer från konstgräsplaner och därmed spridningen av gummigranulat. Rekommendationen är att gummigranulat ska återföras till konstgräsplanen, vilket innefattar information om hantering av gummigranulat vid snöröjning. För att undvika spridning via dagvattensystemet kan filterlösningar placeras i anläggningsbrunnar för att fånga upp gummigranulat. Andra rekommendationer är att informera spelare om att borsta bort gummigranulat från skor och plagg efter vistelse på planen (Svenska fotbollsförbundet, 2018).

Sedan år 2017 har Naturvårdsverket finansierat en beställargrupp med syfte att minska påverkan på miljö och hälsa som kan vara relaterade till konstgräsplaner i Sverige. Beställargruppen består av medlemmar som arbetar eller är aktiva inom fritids- och miljöförvaltningar i olika kommuner, sportanläggningar, fotbollsförbund och liknande (Naturvårdsverket, 2017c). Medlemmarna i beställargruppen har möjlighet att påverka investeringar och upphandlingar i framtiden och kan således minimera spridningen av mikroplast men även andra potentiella miljö- och hälsorelaterade faktorer från konstgräsplaner (Beställargrupp konstgräs, u. å.). Uppsala Kommun är en av medlemmarna och bedriver ett aktivt arbete tillsammans med övriga medlemmar (Eriksson, 2018).

2.4.4 Undersökning av konstgräsplaner i Stockholm

I ett examensarbete utförd av Regnell (2017) undersöktes konstgräsplaner i Stockholmsområdet. Provtagningar utfördes på Rågsveds BP, Skytteholms IP och Rissne IP 2 där prover togs från dränerings- och dagvattenbrunnar. Information om anläggningarna kan ses i Tabell 3. Antalet provtagningstillfällen varierade för de olika

platserna. Provtagning genomfördes genom att sänka 1 l-provtagningsflaskor i antingen stillastående eller manuellt omrört dagvatten i brunnen. Uppsamling av dagvatten togs från lysimetrar vid Rissne IP med anledning av dagvattensystemets uppbyggnad. Filtrering av proverna utfördes därefter genom 20 och 300 µm-filter. Analys genomfördes i ett stereomikroskop med indelning av material i kategorierna granulat, gräsfragment, trådfragment och övriga partiklar (organiskt material och mikroplast som inte kan härledas till konstgräs). Vid identifiering av mikroplast har granulat och gräsfragment främst identifierats (Regnell, 2017).

Tabell 3. Anläggningsinformation om konstgräsplanerna i undersökningen av Regnell (2017). Information om Älta IP och Älvsjö IP har inte tagits med då anläggningarna inte ingick som provtagningsplatser.

Anläggning	Storlek [m]	Gummigranulat	Anläggningsbrunn	Avrinningsystem
Rissne IP	60x40	SBR	Information saknas	Lysimeter
Rågsveds BP	60x40	EPDM	Saknas	Dräneringsbrunn
Skytteholms IP, plan 2	105x65	SBR	Öppen	Dräneringsbrunn
Skytteholms IP, plan 3	105x65	SBR	Öppen	Dräneringsbrunn

Vid provtagningsstillfällena uteblev nederbörden eller var inte tillräcklig i vissa fall. Provtagning genomfördes i vattenfyllda dagvattenbrunnar. De provtagningar som anses vara representativa är prover som har tagits efter omrörning av dagvattnet i brunnen vid tillfällena då nederbörden uteblev. Dessa anses motsvara för tillfällena med kraftig nederbörd. Om kraftig nederbörd inte uppstår, sker inte spridning av mikroplast via dagvatten enligt undersökningen. Resultat från provtagningar efter omrörning presenteras endast från undersökningen (Regnell, 2017).

Från Rågsveds BP identifierades 1 partikel (≥ 300 µm) och 1 gräsfragment vilket totalt ger 2 mikroplaster med provtagningsvolym på 1060 ml. Från Skytteholms IP, plan 2 och 3, identifierades 95 partiklar (≥ 300 µm) och 32 gräsfragment, vilket ger ett resultat på omkring 130 mikroplaster med provtagningsvolym på cirka 1000 ml (Regnell, 2017). Resultatet från Rissne IP var osäkra enligt författaren och därmed utförs inte en redogörelse för konstgräsplanen. Information om utflöde fanns endast för Skytteholms IP där flödet var 2-3 dl/s (Regnell, 2017).

3 METOD

3.1 PROVTAGNING

För att undersöka mängden mikroplast togs prover på dagvatten från en trafikerad väg (Bolandsgatan) och en konstgräsplan (Stenhagens IP) i Uppsala, provtagningsplatsernas placering kan ses i Figur 1. Provtagningar utfördes under en period mellan mars och juni i dagvattenbrunnar som var placerade i anslutning till Bolandsgatan respektive Stenhagens IP. Totalt utfördes tre provtagningar varav ett provtagningsstillfälle utfördes på Bolandsgatan och två provtagningsstillfällen på Stenhagens IP.



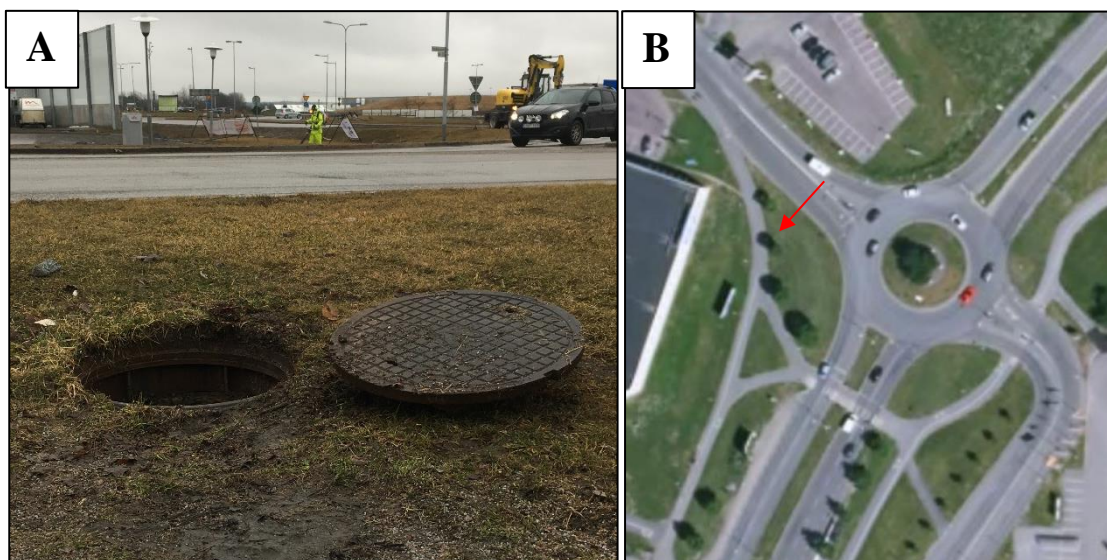
Figur 1. Karta över Uppsala tätort med de utmarkerade provtagningsplatserna, Bolandsgatan (A) och Stenhagens IP (B) © Lantmäteriet (2018).

3.1.1 Val av provtagningsplats

Bolandsgatan

Vid val av provtagningsplats i mätningen av mikroplast från vägtrafik var kriteriet att det skulle vara en gata med hög trafikintensitet i Uppsala. Gatan som uppfyllde kriteriet var Bolandsgatan. Ytterligare en anledning var att dagvattenbrunnen för provtagning är placerad på en gräsmatta, vilket möjliggjorde provtagning utan att begränsa framkomligheten för gatutrafikanter. Dagvattenbrunnen på Bolandsgatan är en nedstigningsbrunn, vilket innebär att det finns möjlighet att gå ner i brunnen. I Figur 2a ses den valda provtagningsbrunnen på Bolandsgatan. Dagvattenbrunnen har ett avrinningsområde på ungefär 15 hektar där dagvattnet transporteras via dagvattensystemet vidare till dagvattendammen Kungsängsdammen (Hamelius, 2018)

Bolandsgatan är en gata i industriområdet Boländerna och är belägen öster om centrala Uppsala, vilket visas i Figur 2b. Området utgörs av hårdgjorda ytor med avrinning från industriområdet som från tak, parkeringar och vägar (Hamelius, 2018). Bolandsgatan är bland de högst trafikerade vägarna i Uppsala med en årsmedeldygnstrafik som var 6700 fordon/dygn år 2016. Bolandsgatan har en väglängd på 600 meter, en vägarea på 4800 m² och en skyltad hastighetsgräns på 50 km/h (Elleby, 2018; Andersson, 2018).



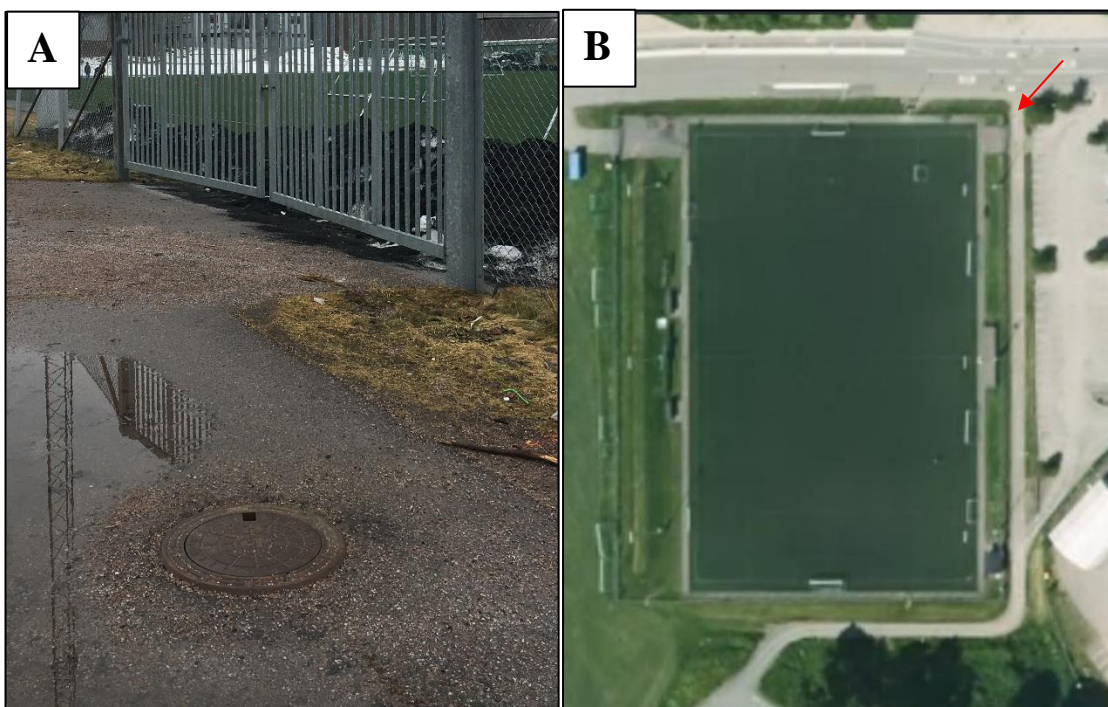
Figur 2a. Dagvattenbrunn där provtagning utfördes på Bolandsgatan. **Figur 2b.** Översiktsbild av Bolandsgatan (trafikvägen i nordvästra riktningen) där dagvattenbrunnen för provtagning är markerad med en röd pil © Lantmäteriet (u. å.a).

Stenhagens IP

Vid mätning av mikroplast från en konstgräsplan var kriteriet att det ska vara en 11-mannaplan (105x65 m) med konstgräs och att planen används regelbundet. Kriteriet var även att provtagning ska utföras från en dagvattenbrunn där avrinningsområdet är begränsat till endast konstgräsplanen. Av de totalt 9 konstgräsplanerna där alla har en storlek på 105x65 m i Uppsala tätort var det konstgräsplanen Stenhagens IP som uppfyllde kriterierna (Svenska Fotbollsförbundet, 2018b). Den valda brunnen för

provtagning är en tillsynsbrunn och i en sådan finns det inte möjlighet att gå ner i brunnen (Hamelius, 2018). I Figur 3a ses den valda provtagningsbrunnen på Stenhagens IP.

Stenhagens IP (Figur 3b) är en konstgräsplan som är belägen i stadsdelen Stenhagen väster om centrala Uppsala. Området runt konstgräsplanen utgörs av parkering, gräsytor och hårdgjorda ytor med ett närliggande köpcentrum. Konstgräsplanen anlades för ungefär 10 år sedan och är uppbyggd av konstgräs, sviktpadd, vilka är placerade 10 cm ner i en grusbädd. Förutom grässtrån består konstgräset av gummigranulatet EPDM med en storlek på 1,0–1,5 mm och är svartfärgad (Järvsäter, 2018; Thylén, 2018). Runtom planen finns sex anläggningsbrunnar där dagvatten avleds och i varje brunn finns en filteranordning där bland annat gummigranulat fångas upp. Via dagvattensystemet finns ledningar som är anslutna till konstgräsplanen där dagvattnet transporteras till Hågaån (Benker, 2018; Ahlm, 2018).



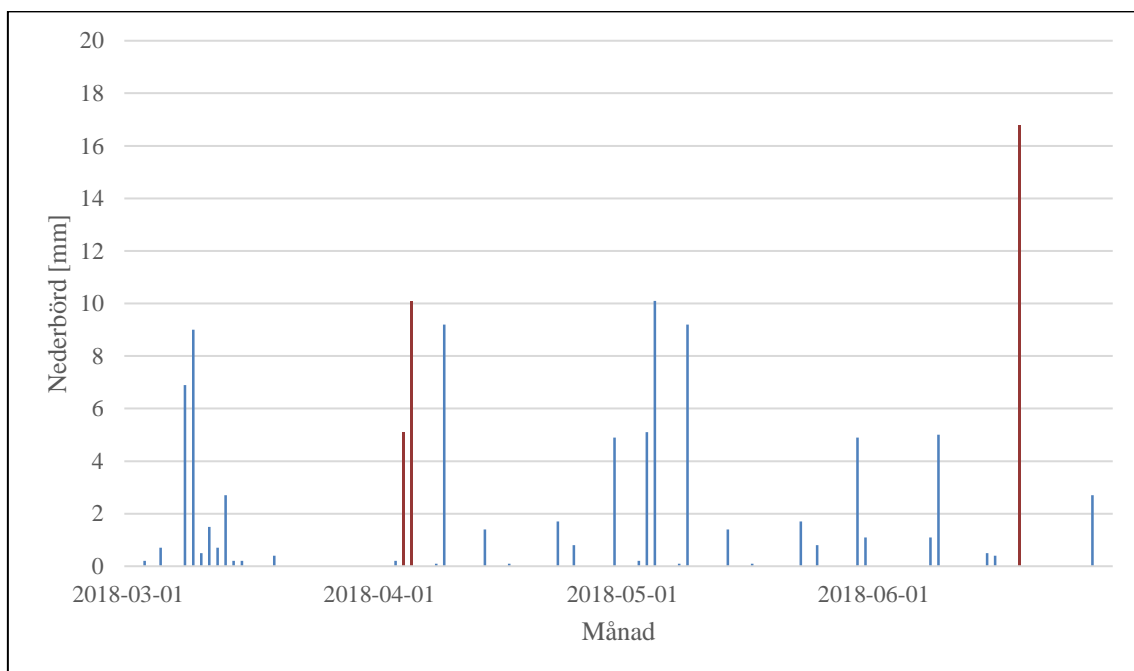
Figur 3a. Dagvattenbrunn där provtagning utfördes på Stenhagens IP. **Figur 3b.** Översiktsbild av Stenhagens IP där dagvattenbrunnen för provtagning är markerad med en röd pil © Lantmäteriet (u. å.b).

3.1.2 Provtagning av dagvatten

Vattenflödet och föroreningshalter i dagvatten varierar stort vid avrinning och mellan olika avrinningstillfällen på grund av torrperioder som leder till att föroreningar ackumuleras. För att erhålla representativa värden av halter i dagvatten eftersträvas provtagning av dagvatten som kan representera en medelhalt. Vid provtagning av dagvatten rekommenderas således flödesproportionell provtagning där prover tas under en hel avrinningsperiod, vilket kan representera medelhalten (Larm & Pirard, 2010).

Metoden går ut på att automatiska prover tas när en specifik vattenvolym har passerat, ju högre vattenflöde desto tätare blir provtagningsintervallet. Automatiska proverna kan tas med hjälp av en tillkopplad flödesmätare, som mäter intensiteten efter att en viss vattenvolym har passerat. Flödesproportionell provtagning rekommenderas framför stickprov och tidsstyrd provtagning då dessa metoder antingen kan ge en underskattning eller överskattning i halter på grund av svårigheter att provta när en medelhalt uppstår (Larm & Pirard, 2010). Flödesproportionell provtagning är en rekommenderad metod men är också resurskrävande. För att få prover som kan representera en medelhalt krävs det att provtagaren är placerad på en provtagningsplats under en längre tid och därför är metoden tidskrävande.

I den här studien har både stickprov och flödesproportionell provtagning valts som provtagningsmetoder. Stickprov valdes då metoden har använts i tidigare studier och således blir det enklare att jämföra resultaten. Flödesproportionell provtagning valdes eftersom att det är en rekommenderad metod för provtagning i dagvatten. De valda provtagningsplatserna påverkade även valet av metod. Stickprov togs för Stenhagens IP (2018-04-04) och Bolandsgatan (2018-04-05) medan flödesproportionell provtagning utfördes för Stenhagens IP (2018-06-21). För att kunna ta dagvattenprover i den här undersökningen har den lägsta nederbördsintensiteten på $\geq 0,6$ mm/h behövts, vilket påverkade antalet genomförda provtagningar. Den totala nederbörden varje dygn under perioden mars-juni 2018 i Uppsala visas i Figur 4.



Figur 4. Total nederbörd varje dygn (anges som staplar) under perioden mars-juni 2018 i Uppsala. Rödmarkerade staplar anger provtagningsstillfällena (Uppsala universitet, 2018).

Under arbetets gång har nederbördsfrekvensen under perioden mars-juni år 2018 varit lägre än normalvärdena under en 30-årsperiod (Tabell 4). Ett undantag gäller dock för

april månad. Provtagning var möjlig att genomföra vid nederbördstillfällena 2018-04-04 och 2018-04-05 under den månaden (Uppsala universitet, 2018).

Tabell 4. Nederbörd under perioden mars-juli år 2018 i Uppsala med normalvärden för mars-juli under en 30-årsperiod (Uppsala universitet, 2018).

Månad	Antal nederbördstillfällen [$\geq 0,6$ mm/h]	Nederbörd [mm]	Normalvärde [mm]
Mars	3	18,4	27,9
April	6	30,0	29,1
Maj	2	11,9	32,7
Juni	5	26,7	44,8

3.1.3 Nederbörd vid provtagning på Stenhagens IP

Nederbördsintensiteten (2018-04-04) var 1,6 mm/h under provtagningstillfället kl. 13.30-15.30. Under de tidigare 7 dygnen föll ingen nederbörd vilket innebär att den totala ackumulerade nederbörden var 0 mm. Den totala ackumulerade nederbörden det dygnet var 4,6 mm (Hamelius, 2018).

Vid provtagningstillfället (2018-06-21) var nederbördsintensiteten 0,6 mm/h och provtagning utfördes kl. 20.00-21.00. Den totala ackumulerade nederbörden under de tidigare 7 dygnen var 4,1 mm med 0,5 mm nederbörd tidigare under samma dygn (2018-06-21). Den totala ackumulerade nederbörden det dygnet (2018-06-21) var 3,6 mm. Nederbördsdata har tagits från Uppsala Vatten och Avfall AB:s mätstation i Flogsta (med koordinaterna 126706,7; 6637036,5) som är belägen 30 m från Flogstavägen 33 i Uppsala (Asp Martins, 2018).

3.1.4 Nederbörd vid provtagning på Bolandsgatan

Vid provtagningstillfället (2018-04-05) var nederbördsintensiteten 3,4 mm/h och provtagning utfördes kl. 11.00-13.00. Under de tidigare 7 dygnen var den totala ackumulerade nederbörden 6,2 mm, all nederbörd föll samma dygn (2018-04-04). Den totala ackumulerade nederbörden det dygnet (2018-04-05) var 6,0 mm. Nederbördsdata har tagits från Uppsala Vatten och Avfall AB:s mätstation i Årsta (med koordinaterna 132583,5; 6638641,7) som är belägen 70 m från Fålhagsleden 103 i Uppsala (Hamelius, 2018).

Provtagning genom stickprov

Stickprover togs från en dagvattenbrunn (2018-04-04) vid Stenhagens IP och (2018-04-05) vid Bolandsgatan. Provtagningar utfördes genom att fästa en 1 l-provflaska med silvertejp mot en provtagningsstav som sedan sänktes ner i brunnen. I tidigare studier har liknande metoder använts vilket möjliggör jämförelser av studier (Jannö, 2016; Regnell, 2017). På Bolandsgatan togs tre replikat vid provtagningstillfället och mätning

av vattendjupet utfördes även. Mätning av vattendjup utfördes genom att sänka ner en provtagningsstav med måttangivelser i brunnen varvid mätningar togs. På Stenhagens IP (2018-04-04) togs endast ett av tre replikat med anledning av att nederbörden var kortvarig och att vattenflödet avtog, vilket ledde till att ytterligare prover inte togs. Ett blankprov vid respektive provtagningsplats togs bestående av en dunk med milli-Q-vatten. Dunken placerades bredvid brunnsöppningen med öppet lock under hela provtagningsperioden.

Flödesproportionell provtagning

Provtagning vid Stenhagens IP utfördes 2018-06-21 med provtagaren Teledyne ISCO 6712C (Figur 5). Vid flödesproportionell provtagning behövs en tillkopplad flödesmätare för att kunna mäta intensiteten på vattenflödet och således samla in vattenprover. I den här studien rekommenderades tidsstyrd provtagning med en förvald volym. För att dagvattenproverna ska kunna representera flödesproportionella prover blandades proverna utifrån uppmätt vattenflöde. Anledningen är att en flödesmätare kan bidra till osäkerheter vid insamling av dagvatten om en felaktig vattenvolym mäts upp (Olshammar, 2018).

Prover togs automatiskt genom att pumpa upp vatten från dagvattenbrunnen. En förvald volym på 400 ml per provtagningsflaska valdes och med hjälp av en distributionsarm fylldes flaskorna med dagvatten. Provtagaren ISCO 6712C har en kapacitet för maximalt 24 provtagningsflaskor per provomgång. På Stenhagens IP pumpades dagvatten upp i två omgångar (omgång 1 och omgång 2) där totalt 48 provtagningsflaskor användes. Mätning av vattendjup utfördes genom att sänka ner en provtagningsstav med måttangivelser mellan provtagningarna. En sammanställning av uppmätt vattendjup för respektive prov kan ses i Tabell A i Bilaga A. Ett blankprov togs även bestående av en dunk med milli-Q-vatten. Dunken placerades bredvid brunnsöppningen med öppet lock under hela provtagningsperioden.



Figur 5. Provtagning av dagvatten vid Stenhagens IP (2018-06-21) med hjälp av provtagaren Teledyne ISCO 6712C. Mätning av vattenflöde utfördes med provtagningsstaven och ett blankprov togs genom att fylla en dunk med milli-Q-vatten.

3.2 FILTRERING

3.2.1 Val av filterstorlek

Forskningsområdet kring mikroplast är relativt nytt och det finns i dagsläget ingen standard för hur provtagning och analys ska utföras. I forskningen kring förekomsten av mikroplast har prover samlats in med olika metoder beroende på den studerade vattentypen som har undersökts (GESAMP, 2015). En vanlig provtagningsmetod är att använda filter med en maskstorlek på omkring 300 μm eftersom de första upptäckterna av mikroplast utfördes genom att använda den filterstorleken (Galgani et al., 2010). På senare år har ett användande av filter i mindre storlekar ökat eftersom mikroplast med en storlek mindre än 300 μm har påträffats. Analyser kombinerad med mer avancerad teknik som FTIR-spektroskopi rekommenderas dock för filterstorlekar mindre än 100 μm för att identifierade objekt ska kategoriseras som mikroplast (GESAMP, 2015; Joint Research Centre, 2013).

I den här undersökningen användes en filterduk med storleken 100 μm med anledning av att det är en storlek som fångar upp mindre partiklar, ner till 100 μm . Det inkommande vattnet innehöll stora mängder material med olika ursprung vilket påverkade hur stor vattenmängd som kunde filtreras innan filtrena sattes igen. Ju mindre filterstorlek desto mindre vattenmängd kan passera och filtreras vilket också ger en fördel i att använda en större filterstorlek. Mikroplastobjekten delades in efter storlek,

vilket utfördes genom att använda filterduken som stöd. En mer detaljerad beskrivning av metoden redovisas i 3.3 ANALYS.

3.2.2 Filtreringsmetod

Filter skars till i cirklar vilka anpassades till filtreringen. Alla filter placerades därefter i petriskålar med kontroll av filtren i stereomikroskop. Vid funnen mikroplast användes en pincett för att avlägsna mikroplasten. Filtrering av proverna och blankprover utfördes med hjälp av mätuppställningen som kan ses i Figur 6.



Figur 6. Mätuppställning med milli-Q-vatten i glasflaska, filterkolv med gummitätningar och plasttratt samt en ansluten slang.

En mätkolv med volymen 1000 ml kopplades till en slang med vattensug för att öka flödes hastigheten. Vid filtrering användes en rostfri ståltratt, gummitätningar och en plasttratt. Inför varje ny filtrering sköljdes metalltratten med kranvatten och därefter milli-Q-vatten för att undvika att rester från föregående filtrering skulle fastna. Milli-Q-vatten förvarades i en glasflaska och täcktes med aluminiumfolie. Dessutom skakades provflaskorna om inför filtrering för att erhålla representativa prov. Alla filter förvarades i petriskålar och locken öppnades endast vid de tillfällena då filtret skulle användas för filtrering. Två pincetter användes för att flytta filtret.

Filtreringstester med olika volymer av dagvatten utfördes och volymen varierade mellan 210 ml och 910 ml för de prover där stickprover valdes som provtagningsmetod. Olika volymer valdes på grund av skillnaden i innehåll för de olika proverna. Innehållet bestod av olika material som exempelvis organiskt material och den uppmätta filtreringsvolymen bestämdes med hjälp av ett mätglas.

Blandning av prover

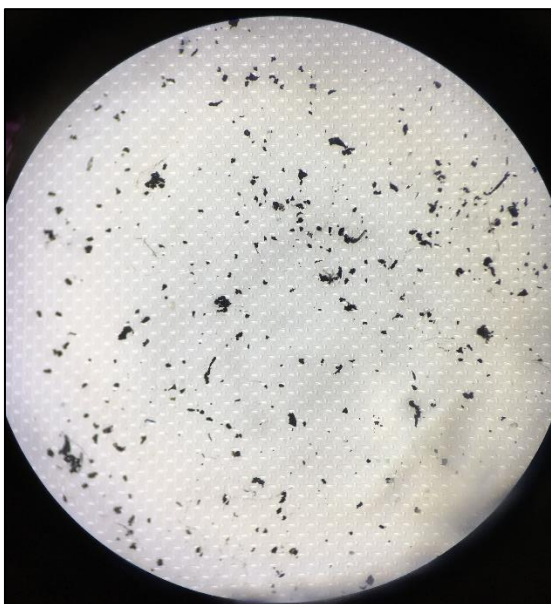
För prover som togs vid Stenhagens IP (2018-06-21) med hjälp av provtagaren Teledyne ISCO 6712C samlades dagvatten in i 24 provflaskor i två omgångar, vilka anges som omgång 1 och 2. Dagvatten från de olika provflaskorna blandades flödesproportionellt med utgångspunkt från prover med högst uppmätt vattendjup och således högst vattenflöde. Vid blandning av dagvattenproverna antogs 100 ml representera 100 % av dagvattnet i en provflaska. Från prover med högst uppmätt

vattenflöde mättes därmed 100 ml upp och hälldes över i en 2,5 l-dunk för omblandning. Från prover med exempelvis 50 % av det högst uppmätta vattenflödet mättes 50 ml upp och hälldes även i dunken. En sammanställning av valda volymer kan ses i Tabell B i Bilaga B. Volymerna mättes upp genom att använda en referens där kranvatten hälldes i en provflaska med markering av de olika volymerna. En ren provflaska markerades på samma sätt där den rena provflaskan sedan användes för att mäta upp dagvattenvolymer från Stenhagens IP. Vid filtrering av prover som togs med hjälp av Teledyne ISCO 6712C varierade volymerna mellan 620 ml och 830 ml.

3.3 ANALYS

Analysen av anträffad mikroplast utfördes manuellt i stereomikroskop med 40 gångersförstoring med vägledning av en guide utfärdad av Marine & Environmental Research Institute (u. å.). Identifieringen utfördes även genom att jämföra med bilder och beskrivningar enligt Norén et al. (2009) samt med hjälp av referensprover.

Referensprover (Figur 7) som undersöktes var gummigranulat från bildäck från Ragn-Sells Däckåtervinning AB och lösa gummigranulat samt grässtrån från Stenhagens IP.



Figur 7. Referensprov bestående av däckgranulat från Ragn-Sells Däckåtervinning AB på ett filter med storleken 100 μm .

Vid osäkerheter flyttades objektet från filtret till ett objektglas för att avgöra smältegenskaper. Smälttestet går ut på att föra objektglasets över en låga och på så sätt bedöms det som syntetiskt eller icke-syntetiskt. Bilder av mikroplast har tagits med hjälp av en mobiltelefonkamera med 12 megapixels-upplösning.

Räkning av mikroplast utfördes genom att använda filterduken som stöd. Objekt som fastnade på 100 μm -filtret var ett potentiellt mikroplastobjekt och undersöktes genom jämförelser och smälttestet. Den största dimensionen (längden fortsättningsvis) hos mikroplastobjekten mättes genom att använda rutnäten på filterduken som mätutrustning. Varje sida på det kvadratiske rutnätet har en längd om 100 μm , på så sätt användes rutnätet som vägledning vid uppskattning av längden hos ett objekt.

Storleksindelning utfördes genom att ett objekt med en längd på 1 ruta på rutnätet delades in i storleken 100 µm, ett objekt med en längd på 1,5-ruta som 150 µm. Längden på ett objekt var ibland kortare eller längre än exempelvis 150 µm, objektet klassades då i kategorin 150 µm. I de fall mikroplastobjektet var mycket kortare än 150 µm, skapades en ny storleksindelning som exempelvis 125 µm. Indelningen av funna mikroplastobjekt varierade mellan 100 och 2200 µm samt mellan 100 och 3600 µm från Bolandsgatan respektive Stenhagens IP. Ju längre objekten var desto svårare blev det att använda filtret som stöd vid mätning av fibrer. Det råder därmed en osäkerhet kring noggrannheten i att mäta längden hos långa mikroplastfibrer med denna metod.

3.4 KONTAMINATIONSRIK

Förvaring av filter utfördes i petriskålar och undersökning i stereomikroskop har genomförts innan insamling av vattenprover för att avlägsna föroreningar. För varje gång filtrena hanteras, som exempelvis när locket från en petriskål lyfts, finns det en risk att föroreningar hamnar i filtret. Kläder i bomull eller naturmaterial samt labbrock har använts för att undvika uppvirvling av partiklar från kläder med innehåll av syntetiskt material. Vid filtrering var filtret placerat mellan den större gummitätningen och metalltratten, där endast filtrets ovansida var i kontakt med metalltratten. En orange tratt användes även men var aldrig i kontakt med filtret. För att underlätta analysen i stereomikroskop, användes lim i utkanten av filtret för att undvika att det flyttades runt i petriskålen.

Det som har varit i kontakt eller i närheten av provtagningarna så som silvertejp, handskar, maskeringstejp har undersökts i stereomikroskop för att kunna utesluta misstankar om kontaminering. Dessutom har blankprover tagits och undersökts i stereomikroskop. Felkällorna har tagits i åtanke vid analysen av mikoplaster, om troliga rester från nämnda felkällor har påträffats har dessa inte tagits med i räkningen.

3.5 BERÄKNINGAR

3.5.1 Vattenflöde

Genom att mäta vattendjupet och med hjälp av övrig information om en dagvattenledning kan vattenflödet beräknas. Det maximala vattenflödet i en fylld ledning kan beräknas med hjälp av Prandtl-Colebrooks samband som visas i ekvation 1,

$$q_{full} = \frac{\pi * D^2}{2} * \sqrt{2 * g * D * S_0} * \log \left[\frac{2,51 * v}{D * \sqrt{2 * g * D * S_0}} + \frac{k * 10^{-3}}{3,71 * D} \right] \quad (1)$$

q_{full} (m³/s) anger det maximala vattenflödet, D (m) anger innerdiametern hos ledningen, g (m/s²) är gravitationskonstanten, S₀ (‰) beskriver lutningen hos ledningen, v (m²/s) beskriver den kinematiska viskositeten hos vatten och k är råhetsvärdet.

För en delvis fylld ledning kan vattenflödet beräknas genom Brettings formel, med förutsättning att det är konstant vattendjup, som kan ses i ekvation 2,

$$\frac{q}{q_{full}} = 0,46 - 0,5 \cos \left(\pi \cdot \frac{y}{D} \right) + 0,04 \cos \left(2\pi \cdot \frac{y}{D} \right) \quad (2)$$

q (m^3/s) anger flödet, q_{full} (m^3/s) anger det maximala vattenflödet, y (m) anger vattendjupet och D (m) anger innerdiametern hos ledningen. Genom att kombinera ekvation 1 och 2 kan således flödet, q , beräknas. Parametervärden för Bolandsgatan och Stenhagens IP visas i Tabell 5. Mätningen av vattenflödet i en ledning med hjälp av att kombinera Prandtl-Colebrooks samband och Brettings formel har använts tidigare och är en metod som används av Uppsala Vatten och Avfall AB (Hamelius, 2018).

Tabell 5. Parametrar för Bolandsgatan och Stenhagens IP för beräkning av vattenflöde.

Parameter	Bolandsgatan	Stenhagens IP	Källa
D [m]	0,6	0,15	Hamelius (2018)
G [m^2/s]	9,81	9,81	Blackman, A. & Gahan, L. (2013)
S_0 [‰]	10,86	16,9	Hamelius (2018)
k [m]	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$0,2 \cdot 10^{-3}$	Hamelius (2018)
v [m^2/s]	1,0	1,0	Blackman, A. & Gahan, L. (2013)

3.5.2 Lutning hos ledning

Lutningen hos en ledning kan beräknas genom ekvation 3, där information från två olika dagvattenbrunnar i en ledning används.

$$S_0 = \frac{(P_1 - P_2)}{a} \cdot 1000 \quad (3)$$

S_0 (‰) anger lutningen, P_1 (m.ö.h) höjden hos en dagvattenbrunn i en ledning och P_2 (m.ö.h) höjden hos en annan dagvattenbrunn i samma ledning, a (m) anger avståndet mellan dagvattenbrunnarna. Information om parametrar hos dagvattenbrunnarna visas i Tabell C i Bilaga C. Råhetsvärdet, k (m), bestämdes utifrån information om ledningens materialegenskaper där ledningen på Bolandsgatan och Stenhagens IP består av betong respektive PVC-plast (Hamelius, 2018).

3.5.3 Årlig medeldagvattenvolym

Den årliga medeldagvattenvolymen, V_d (m^3) hos ett avrinningsområde kan beräknas genom att använda ekvation 4,

$$V_d = A \cdot \varphi \cdot i \quad (4)$$

V_d (m^3) anger den årliga medeldagvattenvolymen, A (m^2) anger arean hos avrinningsområdet, φ är avrinningskoefficienten och i (mm/år) är årsmedelnederbörden. Arean, A , hos avrinningsområdet kan beräknas med hjälp av ekvation 5 (Blackman, A. & Gahan, L., 2013),

$$A = b \cdot l \quad (5)$$

A (m) anger arean, b (m) är bredden och l (m) anger längden. Vid uppskattning av en årlig medeldagvattenvolym (årlig dagvattenvolym fortsättningsvis) utfördes ett antagande om att alla ytor i ett specifikt provtagningsområde har liknande egenskaper och utifrån det bestämdes avrinningskoefficienten. Det undersökta området på Bolandsgatan utgörs av hårdgjorda ytor och parkeringsytor, utifrån dessa bestämdes en viktad avrinningskoefficient i enlighet med Svenskt Vatten P110 (2004). Ett antagande gjordes även om att årsmedelnederbörden i provtagningsområdena har samma värde som årsmedelnederbörden i Uppsala under en 30-årsperiod, data hämtades från SMHI (SMHI, 2007; SMHI, u. å.). I Tabell 6 visas värdena som användes i beräkningen av den årliga dagvattenvolymen för respektive provtagningsplats.

Tabell 6. Parametrar för beräkning av årlig dagvattenvolym för Bolandsgatan och Stenhagens IP.

Parameter	Bolandsgatan	Stenhagens IP
Avrinningsyta, A [ha]	15	0,68
Avrinningskoefficient, ϕ^* [-]	0,75	0,20
Årsmedelnederbörd, i^{**} [mm/år]	544	544
Årlig dagvattenvolym, V_d [m ³ /år]	61 000	740

*Baseras på information om ytor hos omgivningen på respektive plats (Svenskt Vatten, 2004).

**Information om årsmedelnederbörd hämtades från SMHI (2007) och SMHI (u. å.).

3.5.4 Mikroplastmängd

För beräkning av mängden mikroplast, m (kg/år), som transporteras med dagvattnet under ett år från en provtagningspunkt, i det här fallet dagvattenbrunn, användes liknande metod som Russo (2018). Mikroplastmängden beräknades genom ekvation 6,

$$m = c \cdot \rho \cdot V \cdot V_d \quad (6)$$

m (kg/år) anger mängden mikroplast, c (objekt/m³) anger halten mikroplast, ρ (kg/m³) är den uppskattade densiteten hos mikroplast, V (m³) är den uppskattade volymen hos ett mikroplastobjekt (m³) och V_d (m³/år) är den årliga dagvattenvolymen.

I beräkningen av mängden mikroplast bestämdes densiteten genom att utgå från information om de vanligaste plasttyperna med liknande metod som Russo (2018) använde. Medelvärde av plasttypernas densitet användes således i beräkningarna. Den uppskattade volymen hos anträffad mikroplastpartikel, V_{part} (m³), bestämdes i olika volymer med ett antagande om att mikroplastpartiklarna är sfäriska till formen (Blackman, A. & Gahan, L., 2013). Genom att använda ekvation 7 utfördes beräkningen av volymen hos en mikroplastpartikel.

$$V_{part} = \frac{4\pi r^3}{3} \quad (7)$$

r (m) är den effektiva radien hos en mikroplastpartikel. Indelning av mikroplast utfördes efter varje objekts längd, utifrån den största dimensionen hos en partikel. För mikroplastfibrer utfördes även en uppskattning av volymen, V_{fib} (m^3), där syntetiska fibrer antogs vara cylindriska till formen (Blackman, A. & Gahan, L., 2013). Beräkning av volymen hos syntetiska fibrer utfördes med hjälp av ekvation 8.

$$V_{fib} = \pi r_e^2 h \quad (8)$$

r_e (m) är den effektiva radien hos en syntetisk fiber och h (m) är längden hos en fiber. I beräkningarna utfördes ett antagande om att de syntetiska fibrerna har en diameter på $20 \mu m$ och därmed en effektiv radie på $10 \mu m$ (Norén et al, 2009).

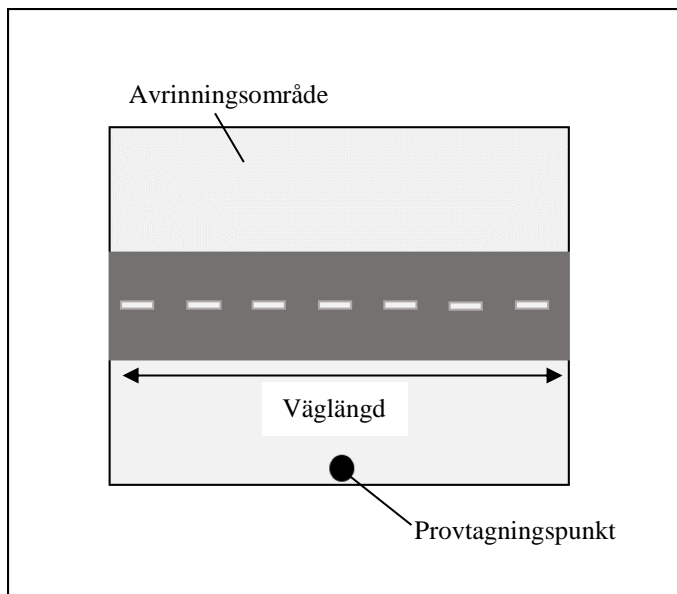
3.5.5 Belastning från trafikerad väg

Från en provtagningspunkt, i det här fallet en dagvattenbrunn, samlas dagvatten från ett avrinningsområde med en beskrivning i Figur 8. Den årliga mängden mikroplast som kommer från ett avrinningsområde, m (kg/år), ges av ekvation 6 och kan delas upp i ekvation 9 och 10

$$C = c \cdot \rho \cdot V \quad (9)$$

$$m = C \cdot V_d \quad (10)$$

där C (kg/m^3) anger den årliga medelkoncentrationen av mikroplast från ett avrinningsområde.



Figur 8. Ett avrinningsområde med en trafikerad väg samt provtagningspunkt.

Vid beräkning av mikroplastbelastningen från vägtrafik för ett större område har olika antaganden utförts. I ett avrinningsområde finns det en trafikerad väg med en viss

väglängd, s (m), och en årsmedeltrafik, $\dot{A}T$ (fordon/år), som ges av $\dot{A}T = (\dot{A}DT \cdot 365)$. Årsmedeltrafiken, $\dot{A}T$, och årsmedeldygnstrafiken, $\dot{A}DT$ (fordon/dygn), anger antalet fordon som kör på den trafikerade vägen med en viss väglängd. Om mängden mikroplast som genereras på avrinningsområdet antas vara proportionell mot trafikarbetet, T (fordonskm/år), som ges av $T = \dot{A}T \cdot s$, kan följdantaganden göras.

Den årliga medelkoncentrationen mikroplast i dagvattnet från ett avrinningsområde, C_{omr} , antas vara proportionell mot trafikarbetet, T , som divideras med den totala årliga medelmängden dagvatten från avrinningsområdet, V_d . På så sätt fås ekvation 11,

$$C_{omr} = e_f \cdot \frac{T_{omr}}{V_{d,omr}} \quad (11)$$

e_f (kg/fordonskm) är emissionsfaktorn som antas gälla för områden med liknande förhållanden vad gäller vägtyp och blandning av fordonsslag. Bestämning av e_f kan göras genom att bestämma medelkoncentrationen av mikroplast för ett område under ett år, C_{omr} , det årliga trafikarbetet för området, T_{omr} , och den årliga mängden dagvatten som rinner av från området, $V_{d,omr}$. Om området antas vara representativt vid uppskattning för ett större område, det vill säga om liknande förhållanden för Bolandsgatan antas gälla för större områden som Uppsala kommun, kan ekvation 11 skrivas om för Bolandsgatan och Uppsala kommun samt parametrar som gäller för de två olika områdena:

$$C_{Bol} = e_f \cdot \frac{T_{Bol}}{V_{d,Bol}}$$

$$C_{Upp} = e_f \cdot \frac{T_{Upp}}{V_{d,Upp}}$$

Genom att kombinera ekvation 11 för Bolandsgatan respektive Uppsala kommun erhålls ekvation 12.

$$C_{Upp} = C_{Bol} \cdot \frac{V_{d,Bol}}{T_{Bol}} \cdot \frac{T_{Upp}}{V_{d,Upp}} \quad (12)$$

Således kan mikroplastmängden, m (kg/år), från Uppsala kommun uppskattas från ekvation 10:

$$m_{Upp} = C_{Upp} \cdot V_{d,Upp}$$

Med liknande beräkningsmetod som för Uppsala kommun uppskattades även mikroplastmängden för Sverige, där Bolandsgatan i beräkningarna antas vara representativ för ett större område som Sverige. Vid uppskattning av den årliga medeldagvattenvolymen som kommer från större avrinningsområden som Uppsala kommun och Sverige har antaganden även utförts. Om mängden mikroplast antas vara genererad från trafikerade vägar i större avrinningsområden, utförs antagandet att dagvattenavrinningen begränsas till de trafikerade vägarna. På så sätt kan ekvation 5

användas för att beräkna den totala arean för trafikerade vägar i Uppsala kommun respektive Sverige.

Uppskattningarna utgår från förhållanden som gäller för Bolandsgatan där dagvatten samlas upp från hårdgjorda ytor. För större områden antas dagvattenavrinningen ske vid liknande förhållanden och därför har endast statliga och kommunala trafikerade vägar tagits med i beräkningar. Vid beräkning av bredden hos en trafikerad väg antas ett medelvärde för statliga och kommunala trafikerade vägar. Värderna som användes i uppskattningen av arean hos trafikerade vägar för Uppsala kommun och Sverige ses i Tabell 7 och Tabell 8.

Tabell 7. Värderna för beräkning av vägarea och årlig dagvattenavrinning för trafikerade vägar för Uppsala kommun.

Parameter	Uppsala kommun	Källa
Trafikarbete, T [fordonskm/år]	$1,2 \cdot 10^9$	Trafikanalys (u. å.)
Statlig väglängd, l [km]	9 600	SCB (2005)
Kommunal väglängd, l [km]	4 000	SCB (2005)
Vägbredd, b [m]	5,5	Elleby (2018)
Avrinningskoefficient*, ϕ [-]	0,75	Svenskt Vatten (2004)
Årsmedelnederbörd, i [mm/år]	544	SMHI (2007); SMHI (u. å.)

*Baseras på information om avrinningsytor (Svenskt Vatten, 2004).

Tabell 8. Värderna för beräkning av vägarea och årlig dagvattenavrinning för trafikerade vägar för Sverige.

Parameter	Sverige	Källa
Trafikarbete, T [fordonskm/år]	$6,7 \cdot 10^{10}$	Trafikanalys (u. å.)
Statlig väglängd, l [km]	99 000	Trafikverket (2017b)
Kommunal väglängd, l [km]	42 000	Trafikverket (2017b)
Vägbredd, b [m]	5,5	Elleby (2018)
Avrinningskoefficient*, ϕ [-]	0,75	Svenskt Vatten (2004)
Årsmedelnederbörd, i [mm/år]	620	SMHI (2018)

*Baseras på information om avrinningsytor (Svenskt Vatten, 2004).

3.5.6 Belastning från konstgräsplan

Från en provtagningspunkt, en dagvattenbrunn i den här undersökningen, samlas dagvatten från ett avrinningsområde som i det här fallet utgörs av en konstgräsplan med storleken 105x65 m. Den årliga medelkoncentrationen av mikroplast i dagvatten från en konstgräsplan antas vara proportionell mot mängden mikroplast som genereras på planen under ett år. Om konstgräsplanen antas vara representativt för andra konstgräsplaner med liknande storlek, vad gäller aktivitet på plan och underhållsarbete, kan den totala mikroplastmängden från antalet planer uttryckas genom ekvation 13 där ekvation 5 även ingår,

$$M = m \cdot n \quad (13)$$

M (kg/år) är den totala mikroplastbelastningen i kilogram per år, m (kg/år) anger mikroplastbelastningen i kilogram per år från en provtagningspunkt (i det här fallet en konstgräsplan med storleken 105x65 m), n är antal konstgräsplaner med samma storlek. Om liknande förhållanden för Stenhagens IP kan antas gälla för andra konstgräsplaner, kan ekvation 12 skrivas om för att uppskatta mikroplastmängden i Uppsala tätort,

$$M_{Upp} = m_{Sten} \cdot n_{Upp}$$

Genom liknande beräkningsmetod som för Uppsala tätort uppskattades även mikroplastmängden för Sverige.

RESULTAT

3.6 BOLANDSGATAN

Från Bolandsgatan (2018-04-05) beräknades den totala medelkoncentrationen till 260 partiklar/l. Indelning i längd för partikelkoncentrationen varierade mellan 100 µm och 450 µm. Störst andel partiklar hittades i storleken 100 µm i alla tre replikat. Majoriteten av partiklarna var svarta, 98 %, med en längd som varierade mellan 100 µm och 450 µm. Resterande partiklar som påträffades var i färgerna transparent, blå och vit. De svarta partiklarna som identifierades som mikroplast kategoriserades även som mikroplast som har uppkommit i samband med slitage av vägtrafik. Vid jämförelser med referensprover från Ragn-sells Däckåtervinning AB uppvisar de svarta partiklarna liknande egenskaper. Innehållet i de tre replikaten (V1-V3) skildes åt där V1 innehöll en större mängd mikroplast än V2 och V3. En sammanställning av resultaten visas i Tabell 9.

Tabell 9. Indelning i längd (μm) för koncentrationen partiklar (partiklar/l) i varje prov, V1-V3, medelkoncentrationen partiklar (partiklar/l) samt standardavvikelsen från Bolandsgatan (2018-04-05). Förkortningarna Medel = Medelvärde och STDAV = Standardavvikelse.

Längd	100	150	200	250	300	350	400	450
V1	320	97	39	11	6,6	1,1	2,2	1,1
V2	83	72	21	10	6,9	0,0	0,0	0,0
V3	59	41	6,9	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Medel	150	70	22	8,1	4,5	0,4	0,7	0,4
STDAV	140	28	16	4,1	3,9	0,6	1,3	0,6

Den totala medelkoncentrationen av syntetiska fibrer som identifierades var 53 fibrer/l. Indelning i längd för fiberkoncentrationen varierade mellan 100 μm och 2200 μm , resultatet kan ses i Tabell 10. Störst andel fibrer hittades i storleken 400 μm , följt av 600 μm och 250 μm . Fibrerna varierade i färger som blå, grå, svart, rosa, röd och transparent.

Tabell 10. Indelning i längd (μm) för koncentrationen fibrer (fibrer/l) i varje prov, medelkoncentrationen fibrer (fibrer/l) samt standardavvikelsen från Bolandsgatan. V1-V3 avser prover som togs 2018-04-05. Förkortningarna Medel = Medelvärde och STDAV = Standardavvikelse.

Längd	100	150	200	250	300	350	400	450	500	550	600
V1	0,0	0,0	2,2	4,4	4,4	3,3	8,8	0,0	5,5	1,1	1,1
V2	3,4	0,0	3,4	3,4	0,0	0,0	6,9	3,4	6,9	0,0	3,4
V3	0,0	3,4	6,9	10	10	0,0	14	0,0	0,0	3,4	14
Medel	1,1	1,1	4,2	5,9	4,8	1,1	9,9	1,1	4,1	1,5	6,2
STDAV	2,0	2,0	2,4	3,5	5,0	1,9	3,7	2,0	3,6	1,8	6,9
Längd	700	800	900	1000	1100	1200	1300	1400	1500	2000	2200
V1	1,1	0,0	2,2	1,1	2,2	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0
V2	3,4	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	3,4	0,0
V3	3,4	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	3,4	0,0	0,0	0,0	3,4
Medel	2,7	0,0	1,9	0,4	0,7	1,1	1,1	1,1	0,4	1,1	1,1
STDAV	1,4	0,0	1,7	0,6	1,3	2,0	2,0	2,0	0,6	2,0	2,0

Vattenflödet som beräknades (ekvation 1 & 2) utifrån uppmätt vattendjup var $4,1 \cdot 10^{-5}$ l/s där samma värde erhöles för alla tre replikat, V1-V3. En sammanställning av data kan ses i Tabell D i Bilaga D. I beräkningarna utfördes en uppskattning av den årliga dagvattenvolymen (ekvation 4) med parametrar som visas i Tabell 6. Den årliga dagvattenvolymen uppskattades till $61\ 000\ \text{m}^3/\text{år}$. Avrinningskoefficienten för hårdgjorda ytor antas vara 0,75 med ett antagande om att resterande mängd förloras genom förluster och infiltration i mark, upptag av växter och vid ansamling i markens ojämnheter. Beräkningar av partikel- och fibermängden utfördes med hjälp av ekvation 6, 7 och 8 (se 3.5.4 *Mikroplasmängd*). Genom information om uppmätta koncentrationer av mikroplastobjekt och antagna parametervärden beräknades den årliga mängden partiklar och fibrer från Bolandsgatan, resultatet ses i Tabell E (Bilaga E) och Tabell F (Bilaga F). Från Bolandsgatan uppskattas 32 kg partiklar och 0,6 kg fibrer transporteras med dagvattnet årligen. Den totala årliga mängden mikroplast från Bolandsgatan uppskattas därmed till 33 kg.

Majoriteten av partiklarna som identifierades hade en storlek $<300\ \mu\text{m}$, där den minsta storleken var $100\ \mu\text{m}$, och utgjorde 98 % av alla partiklar totalt. Bland fibrer var det 76 % som hade en längd $\geq 300\ \mu\text{m}$. Fördelningen av partiklar och fibrer kan ses i Tabell 11, där majoriteten av identifierade mikroplaster var partiklar med 83 %.

Tabell 11. Fördelning av partiklar och fibrer i längder om $<300 \mu\text{m}$ och $\geq 300 \mu\text{m}$ för Bolandsgatan (2018-04-05). Observera att den minsta uppmätta längden är $100 \mu\text{m}$.

	$<300 \mu\text{m}$	$\geq 300 \mu\text{m}$	Totalt
Partikel [%]	98	2,0	83
Fiber [%]	24	76	17

Utifrån ekvation 11 och antagna värden på parametrar beräknades emissionsfaktorn för blandad trafik till $0,022 \text{ g/fordonskm}$ där endast partiklar ingår i beräkningen. Den största andelen utgjordes av mikroplastpartiklar $\leq 300 \mu\text{m}$ med storleken $150 \mu\text{m}$ (26 %), följt av partiklar med storleken $200 \mu\text{m}$ (19 %) och storleken $100 \mu\text{m}$ (17 %). En stor andel utgjordes även av partiklar med en storlek på $250 \mu\text{m}$ (14 %) och storleken $300 \mu\text{m}$ (13 %). För resterande partiklar var andelen 1,7 % för storlekar på $350 \mu\text{m}$, 5,1 % och 3,7 % för storlekar på $400 \mu\text{m}$ respektive $450 \mu\text{m}$. Andelar har uppskattats utifrån Tabell E i Bilaga E.

3.7 MIKROPLAST FRÅN VÄGTRAFIK

Uppskattning av mängden mikroplast från trafikerade vägar i Uppsala kommun beräknades utifrån erhållna resultat från Bolandsgatan. Mikroplasmängden i Uppsala kommun uppskattas enligt beräkningar till $27\,000 \text{ kg/år}$. Vid beräkning för Sverige erhöles mikroplasmängden till $1,5 \cdot 10^6 \text{ kg/fordonskm kg/år}$. Beräkningar utfördes (se 3.5.5 *Belastning från trafikerad väg*) där resultatet från Bolandsgatan och liknande antaganden användes (Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8). En sammanställning av de uppskattade värdena för Uppsala kommun och Sverige kan ses i Tabell 12.

Tabell 12. Den uppskattade mikroplasmängden från vägtrafik i Uppsala Kommun och Sverige.

Mikroplasmängd	Uppsala Kommun	Sverige
Totalt [kg/år]	27 000	$1,5 \cdot 10^6$

3.8 STENHAGENS IP

3.8.1 Resultat (stickprov)

Från Stenhagens IP (2018-04-04) samlades endast ett av tre replikat in, därav uteblev beräkningen av medelkoncentrationen och standardavvikelsen för partiklar och fibrer. Koncentrationen av partiklar erhöles till 6 partiklar/l. Partiklar påträffades endast i längder om $100 \mu\text{m}$, $150 \mu\text{m}$ och $200 \mu\text{m}$, resultaten visas i Tabell 13. Partiklarna som påträffades varierade i färgerna transparent, blå och svart. Gummigranulat i provet påträffades inte.

Syntetiska fibrer som identifierades erhöles till en koncentration på 6,4 fibrer/l. Indelning i längd för fiberkoncentrationen varierade mellan 100 µm och 500 µm, resultatet kan även ses i Tabell 13. Fibrerna varierade i färgerna transparent, blå, röd och svart.

Tabell 13. Koncentrationen partiklar (partiklar/l) respektive fibrer (fibrer/l) i prov K_1 från Stenhagens IP (2018-04-04). Endast ett av tre replikat togs. Medelkoncentration och standardavvikelse har inte beräknats.

Längd [µm]	100	150	200	300	500
K_1 (partiklar) [partiklar/l]	1,6	3,2	1,6	0,0	0,0
K_1 (fibrer) [fibrer/l]	0,0	1,6	1,6	1,6	1,6

Alla partiklar som identifierades hade en storlek <300 µm, där den minsta storleken var 100 µm, vilka utgjorde 100 % av alla partiklar totalt. Bland fibrer var fördelningen 50 % i storlekarna <300 µm respektive ≥300 µm. Fördelningen av partiklar och fibrer kan ses i Tabell 14, där fördelningen var 50 % partiklar och 50 % fibrer.

Tabell 14. Fördelning av partiklar och fibrer i storlekarna <300 µm och ≥300 µm för Stenhagens IP (2018-04-04). Observera att den minsta uppmätta längden är 100 µm.

	<300 µm	≥300 µm	Totalt
Partikel [%]	100	0,0	50
Fiber [%]	50	50	50

Det beräknade vattenflödet (ekvation 1 och 2) utifrån uppmätt vattendjup var $5,8 \cdot 10^{-6}$ l/s. En sammanställning av data kan ses i Tabell D i Bilaga D. Den årliga dagvattenvolymen beräknades (ekvation 4) med parametrar som visas i Tabell 6 och uppskattades till 740 m³/år. Avrinningskoefficienten för konstgräsplaner är 0,2 och således erhöles en ytlig avrinning som är 20 % av den totala årsmedelnederbörden, resterande mängd förloras genom förluster. Beräkningar av mikroplasmängden utfördes med hjälp av ekvation 6, 7 och 8 (se 3.5.4 Mikroplasmängd). För beräkning av mikroplasmängden användes information om uppmätta koncentrationer av mikroplast och antagna parametervärden (Tabell 6). Resultatet som erhöles var en uppskattning på $1,1 \cdot 10^{-2}$ kg partiklar och $4,7 \cdot 10^{-4}$ kg fibrer som transporteras med dagvattnet årligen utifrån stickprovet. Den totala årliga mängden mikroplast från Stenhagens IP uppskattas därmed till $1,1 \cdot 10^{-2}$ kg, resultaten visas i Tabell G och Tabell H i Bilaga G. Observera att resultatet endast är baserat på ett replikat av ett prov där medelkoncentrationen och standardavvikelse inte har beräknats.

3.8.2 Resultat (flödesproportionell provtagning)

Från Stenhagens IP (2018-06-21) erhöles medelkoncentrationen till 10 partiklar/l. Partiklar påträffades endast i längder om 100 µm, 150 µm och 500 µm, där resultaten visas i Tabell 15. Störst andel partiklar hittades i storleken 100 µm i alla tre replikat, 90 % av partiklarna hade en längd <300 µm med en minsta storlek på 100 µm. Identifierade partiklar varierade i färgerna transparent, svart, grå, vit och grön. Bland partiklarna påträffades ett grönt gräsfragment som liknade referensproverna från Stenhagens IP utseendemässigt. Inga gummigranulat identifierades i analysen.

Tabell 15. Koncentrationen partiklar (partiklar/l) i varje prov, K2_1-K2_3, medelkoncentrationen partiklar (partiklar/l) samt standardavvikelsen från Stenhagens IP (2018-06-21). Förkortningarna Medel = Medelvärde och STDAV = Standardavvikelse.

Längd [µm]	100	150	500
K2_1	4,8	1,6	3,2
K2_2	9,6	0,0	0,0
K2_3	12	0,0	0,0
Medel	8,8	0,5	1,1
STDAV	3,6	0,9	1,9

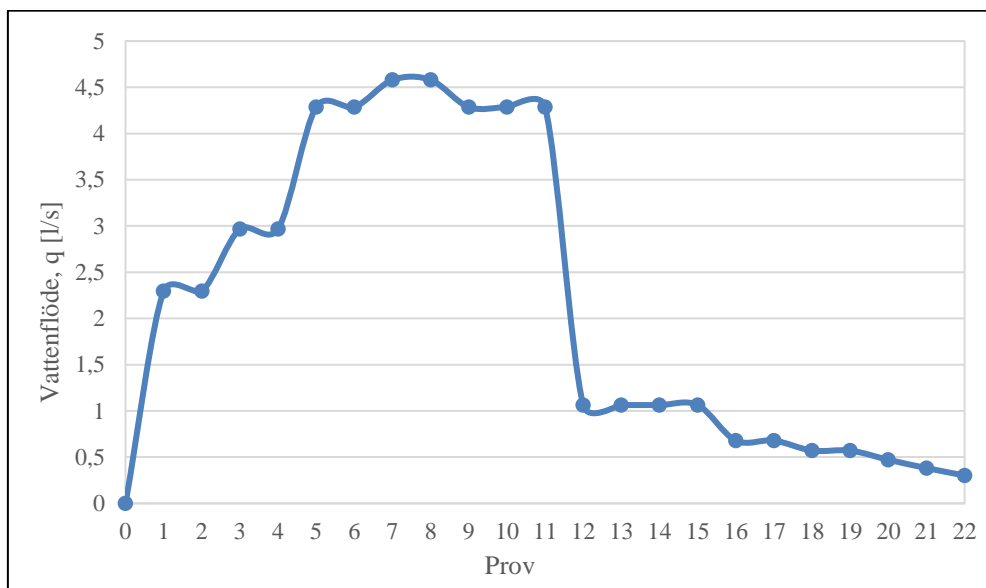
Syntetiska fibrer som identifierades erhöles till en medelkoncentration på 3,6 fibrer/l. Indelning i längd för fiberkoncentrationen varierade mellan 400 µm och 3600 µm, resultatet kan ses i

Tabell 16. Störst andel fibrer hittades i längder om 400 µm och 1200 µm. Fibrerna varierade i färgerna transparent, blå, röd, svart och rosa.

Tabell 16. Koncentrationen fibrer (fibrer/l) i varje prov, medelkoncentrationen fibrer (fibrer/l) samt standardavvikelsen från Stenhagens IP. K2_1-K2_3 avser prover som togs 2018-06-21. Förkortningarna Medel = Medelvärde och STDAV = Standardavvikelse.

Längd [µm]	400	500	600	850	1200	1700	3600
K2_1	1,6	0,0	0,0	1,6	0,0	1,6	0,0
K2_2	1,2	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0
K2_3	0,0	1,3	1,3	0,0	0,0	0,0	1,3
Medel	0,9	0,4	0,4	0,5	0,8	0,5	0,4
STDAV	0,0	0,8	0,8	0,9	1,4	0,9	0,8

Medelvattenflödet som beräknades (ekvation 1 och 2) utifrån uppmätt vattendjup på Stenhagens IP var 2,2 l/s. Det lägsta och högsta vattenflödet som mättes under provtagningen var 0,30 l/s respektive 4,6 l/s. I Figur 9 ses det uppmätta vattenflödet för respektive prov där korrigering av provnumren har utförts, prov 0-11 avser omgång 1 och prov 11-22 avser omgång 2 (se Tabell A i Bilaga A för de okorrigerade värdena på provflaskorna).



Figur 9. Uppmätt vattenflöde för proverna vid Stenhagens IP (2018-06-21).

Den årliga dagvattenvolymen (ekvation 4) uppskattades till 740 m³/år. Beräkningar av mikroplasmängden utfördes med hjälp av ekvation 6, 7 och 8 (se 3.5.4 *Mikroplasmängd*). Genom information om uppmätta koncentrationer av mikroplast och antagna parametervärden (Tabell 6) beräknades den årliga mikroplasmängden från Stenhagens IP (2018-06-21), resultatet ses i Tabell I och Tabell J i Bilaga H. Från Stenhagens IP uppskattas 6,2 · 10⁻² kg partiklar och 1,1 · 10⁻³ kg fibrer transporteras med dagvattnet årligen. Den totala årliga mängden mikroplast från Stenhagens IP uppskattas därmed till 6,3 · 10⁻² kg.

Majoriteten av partiklarna som identifierades hade en storlek <300 µm, där den minsta storleken var 100 µm, och utgjorde 90 % av alla partiklar totalt. Bland fibrer var det 100 % som hade en längd ≥300 µm. Fördelningen av partiklar och fibrer kan ses i Tabell 17 majoriteten av identifierade mikroplaster var partiklar med en andel på 74 %.

Tabell 17. Fördelning av partiklar och fibrer i storlekarna $<300 \mu\text{m}$ och $\geq 300 \mu\text{m}$ för Stenhagens IP (2018-06-21). Observera att den minsta uppmätta längden är $100 \mu\text{m}$.

	$<300 \mu\text{m}$	$\geq 300 \mu\text{m}$	Totalt
Partikel [%]	90	10	74
Fiber [%]	0,0	100	26

3.9 MIKROPLAST FRÅN KONSTGRÄSPLANER

Mikroplastmängden som transporteras med dagvatten från konstgräsplaner i Uppsala tätort uppskattades utifrån resultaten från Stenhagens IP (2018-06-21). Mängden mikroplast uppskattades genom beräkning med den årliga dagvattenvolymen, ekvation 13 användes och värden i Tabell 6. Utifrån resultaten från Stenhagens IP (2018-06-21) uppskattades mängden mikroplast i Uppsala Kommun och Sverige till $0,56 \text{ kg/år}$ respektive 48 kg/år , se Tabell 18.

Tabell 18. Den uppskattade mikroplastmängden från konstgräsplaner i Uppsala Kommun och Sverige.

Mikroplastmängd	Uppsala Kommun*	Sverige**
Totalt [kg/år]	0,56	48

*Baseras på det totala antalet konstgräsplaner (9).

**Baseras på det totala antalet 11-mannaplaner (761).

4 DISKUSSION

4.1 BOLANDSGATAN

Vid beräkning med årlig dagvattenvolym tas hänsyn till variationer i flöde, således kan en uppskattning göras på mängden mikroplast från Bolandsgatan under ett år.

Störst andel mikroplast som påträffades från Bolandsgatan var svarta partiklar. De svarta partiklarna som identifierades som mikroplast hade liknande egenskaper som referensproverna från Ragn-sells Däckåtervinning AB. Dessa hade liknande egenskaper med avseende på storlek, form och färg. Vid utförandet av smälttestet var egenskaperna också lik referensproverna. De svarta partiklarna varierade stort storleksmässigt där svarta partiklar $<100 \mu\text{m}$ även påträffades men togs inte med i räkningen. Svarta partiklar som har påträffats kan därmed komma från samma källa där friktionsgraden har stor påverkan med hänsyn till att de varierade mycket i storlek. Förutom för de svarta partiklarna var det inte möjligt att kategorisera uppkomstkälla för övriga mikroplaster som har påträffats.

Replikat V1 innehöll en större mängd mikroplast än V2 och V3 där filtreringsvolymen var större för V1 (Tabell 9). Det visar att filtreringsmetoden är en betydande del i analysprocessen där olika filtreringsvolymmer kan ge en högre eller lägre mängd mikroplast. Vid filtrering av större volymer bidrar det även till högre halter av andra material i filtret. Det påverkar den visuella analysen i stereomikroskop där överskattning eller underskattning av mikroplast kan ske. En avvägning mellan att filtrera större vattenmängder och påverkan på den visuella analysen får därmed göras.

4.1.1 Mikroplastmängd från vägtrafik

Ett antagande har utförts om att mikroplast bildas i samband med bilkörning, beräkningarna har utgått från information om årsmedeldygnstrafik och väglängd som tillsammans ger trafikarbetet för Bolandsgatan. Grova uppskattningar har utförts om att mikroplastmängder som kommer från Bolandsgatan kan skalas upp för Uppsala kommun och Sverige. De beräknade värdena för vägtrafik i Sverige är 5 gånger mindre än uppskattningen enligt Naturvårdsverket. Beräkningar enligt Naturvårdsverket utgår från teoretiska värden och inte faktiska mätningar i dagvatten. Information om körsträckor för Uppsala tätort saknas och därav valdes information för Uppsala kommun. Osäkerheter i körsträckor leder till en felkälla eftersom att uppgifter om antal körda kilometer är registrerad efter varje fordon. Det finns därmed inte ett mått på om fordonet endast har kört i Sverige eller utanför Sveriges gränser. Förutom osäkerheter hos körsträckor varierar dagvatteninnehållet beroende på avrinningsområde, vilket kan påverka storleken på mikroplast i dagvatten. Beräkningen tar inte heller hänsyn till fördelningen av fordonsslag på Bolandsgatan eller i resterande mätningar, då varje fordonsslag har olika emissionsfaktorer enligt Gustavsson (2001).

Endast jämförelse med emissionsfaktorn för personbilar (Gustavsson, 2001) utfördes eftersom det inte var möjligt att uppskatta fördelningen av fordonsslag på Bolandsgatan i den här studien och därmed beräkna emissionsfaktorerna. De beräknade emissionsfaktorerna utgår endast från resultaten från Bolandsgatan, med en hastighetsbegränsning, samt antagna parametervärden, vilket ger en osäkerhet i uppskattningen. I beräkningarna har hänsyn inte tagits till skyltade hastigheter på trafikerade vägar, vilket även leder till osäkerheter i uppskattningarna. Emissionsfaktorn för personbilar enligt Gustavsson (2001) är högre än den beräknade emissionsfaktorn i den här studien. Framtagna emissionsfaktorer beror av hastighet, högre hastighet ger högre emissionsfaktor, vilket även presenteras i studien enligt Gustavsson (2001). Beräknade mikroplastmängder för Uppsala kommun och Sverige är baserade på undersökningen från Bolandsgatan, hänsyn bör därmed tas till att endast en mätning för Bolandsgatan med en viss årsmedeldygnstrafik har utförts.

4.1.2 Jämförelse med tidigare studier

En jämförelse utfördes mellan de högst uppmätta mikroplastkoncentrationerna från avloppsreningsverk i Sverige och resultatet från Bolandsgatan. Jämförelser utfördes endast i storleksfraktionen $\geq 300 \mu\text{m}$. Enligt erhållna värden är resultatet från Bolandsgatan 1,5 gånger större än resultaten från reningsverken (Magnusson och Wahlberg, 2014). Vid jämförelse med den lägst uppmätta mikroplasthalten från Kungsängsverket i Uppsala är resultaten i samma storleksordning, det vill säga ungefär

50 000 objekt/m³ i storleksfraktionen $\geq 300 \mu\text{m}$ (Trinh, 2017). För mikroplastkoncentrationer ($\geq 300 \mu\text{m}$) som transporteras till dagvattendammar i Sverige (Jönsson, 2017) samt Kungsängsdammen i Uppsala, vid jämförelse av den högst uppmätta respektive lägst uppmätta mikroplastkoncentrationen, är resultatet från Bolandsgatan 2500 gånger större respektive 9900 gånger större (Jönsson, 2016; Trinh, 2017).

Eftersom undersökningar och analyser på mikroplastkoncentrationer undersöktes från en uppkomstkälla som också är en punktkälla, i det här fallet den trafikerade vägen Bolandsgatan, kan det bidra till att koncentrationen är högre än i tidigare studier. Resultaten som erhöles från undersökningar på avloppsreningsverk visade på liknande storleksordning som resultatet från Bolandsgatan. Dagvattendammar i tidigare studier är inte uppkomstkällor, vilket kan vara en orsak till att lägre mikroplastkoncentrationer fås jämfört med resultatet från Bolandsgatan.

En jämförelse av undersökningen vid E6 i Göteborg (Jannö, 2016) utfördes med resultaten från Bolandsgatan. Eftersom mikroplastobjekt som identifierades var 30-400 μm , utan angivelse om indelning i storleksintervall, medan minsta storleken från Bolandsgatan som identifierades var 100 μm är det endast möjligt att jämföra antalet objekt som hittades i studierna. Enligt resultaten var koncentrationen partiklar (partiklar/m³) ungefär dubbelt så stor från studien vid E6 i Göteborg och fiberkoncentrationen (fibrer/m³) ungefär 7 gånger så stor jämfört med resultaten från Bolandsgatan. Den totala mikroplastkoncentrationen från E6 var ungefär 3 gånger så stor som resultatet från Bolandsgatan. Information om dimensioner hos varje mikroplastobjekt var inte angivet därav utfördes inte jämförelser av mängder i kg/år.

4.2 STENHAGENS IP

Vid provtagningstillfälle 2018-04-04 togs endast ett replikat av tre på grund av att regnet avtog. Således går det inte att avgöra om resultatet avviker eller hör till ett normalfall eftersom ett medelvärde eller standardavvikelse inte beräknades för det provtagningstillfället. Resultatet ger endast information om storleken på mikroplasthalter som kan uppstå vid en regnskur med en nederbörd på $\geq 0,6 \text{ mm/h}$.

Ett grönt gräsfragment som kommer från konstgräsplanen identifierades från provtagningstillfälle 2018-06-21. Resultatet visar således att transport av partiklar som kommer från konstgräsplaner sker via dagvatten. Inga gummigranulat identifierades i analyserna från provtagningstillfällena på Stenhagens IP 2018-04-04 och 2018-06-21. Det kan bero på att det finns en filteranordning i varje anläggningsbrunn på Stenhagens IP som fångar upp bland annat gummigranulat och övriga material som uppkommer från konstgräsplanen. Således transporteras inte gummigranulat med dagvattnet från Stenhagens IP utifrån mätningarna. Det går dock inte att avgöra vad orsakerna kan vara då fåtal mätningar har utförts. Trots att provtagning endast har utförts vid ett fåtal tillfällen på Stenhagens IP har flera observationer vid olika tillfällen gjorts som har visat på varierande mängder av gummigranulat vid anläggningsbrunnarna. För att mikroplast ska transporteras med dagvatten måste spridning ske via anläggningsbrunnar, via diken eller andra vägar för att sedan nå vattenrecipienter. Spridning via dagvatten sker i

samband med nederbörd där nederbördsintensitet kan ha påverkan på storleken av uppmätta halter av mikroplast i dagvatten. Förutom ett grönt gräsfragment var det inte möjligt att kategorisera uppkomstkälla för övriga mikroplaster som har påträffats. Övriga mikroplaster som har påträffats är exempelvis partiklar som inte är gummigranulat och syntetiska fibrer. Dessa mikroplaster kan vara objekt som kommer från aktiviteter på konstgräsplanen. Mikroplastobjekten kan exempelvis komma från klädesplagg eller andra plastmaterial som har fragmenterats och spridits. Information om antal speltillfällen på planen har inte tagits med i studien.

Vid jämförelse av resultaten från provtagningstillfällena från Stenhagens IP 2018-04-04 och 2018-06-21, stickprov respektive flödesproportionell provtagning, fås en liknande storleksordning vid jämförelse av koncentrationerna i objekt/m³. Resultatet på mängden mikroplast från Stenhagens IP 2018-06-21 (flödesproportionell provtagning) är 10 gånger större än resultatet från tillfället 2018-04-04 (stickprov) vid jämförelse i kg/år. Det beror på att mängden partiklar och fibrer i storleken $\geq 300 \mu\text{m}$ var lägre vid provtagningstillfället med stickprov som metod, vilket påverkar resultatet i beräkningen av mikroplasmängder. Anledningen till en lägre koncentration kan bero på många olika faktorer som exempelvis användarfrekvensen på konstgräsplanen under olika perioder under året. De olika resultaten visar att det är viktigt att utföra fler provtagningar vid olika tillfällen för att kunna erhålla representativa resultat.

4.2.1 Mikroplasmängd från konstgräsplaner

De erhållna värdena för konstgräsplaner i Sverige är 30-50 gånger lägre än uppskattningen från Naturvårdsverket. Mikroplast från konstgräsplaner anses vara den andra största landbaserade källan där uppskattningar har utgått från påfyllnadsgraden av gummigranulat och inte faktiska mätningar i dagvatten. En anledning till de erhållna resultaten från denna studie kan vara att gummigranulat och andra mikroplasttyper bortförs via andra vägar än dagvatten. Bortförelse av gummigranulat kan exempelvis ske via spelares klädesplagg och skor med spridning till omgivningen. Installerade filteranordningar i anläggningsbrunnarna kan även vara en anledning till att mikroplast fångas upp. En vidare undersökning av filteranordningarna har inte studerats.

4.2.2 Jämförelse med tidigare studier

Jämförelser mellan de högst uppmätta mikroplastkoncentrationerna från avloppsreningsverk i Sverige och resultatet från Stenhagens IP gjordes även i objekt/m³ samt endast i storleksfraktionen $\geq 300 \mu\text{m}$. Resultaten från avloppsreningsverken i Sverige är som lägst 7 gånger större än resultaten från Stenhagens IP. Vid jämförelse med den lägst uppmätta mikroplasthalten från Kungsängsverket i Uppsala är resultatet 46 gånger så stort som mikroplastkoncentrationen från Stenhagens IP. För mikroplastkoncentrationer ($\geq 300 \mu\text{m}$) som transporteras till dagvattendammar i Sverige samt Kungsängsdammen i Uppsala är resultaten från dessa som högst 57 gånger lägre respektive 230 gånger lägre än resultatet från Stenhagens IP (Jönsson, 2016; Trinh, 2017).

Jämförelser med undersökningen av mikroplast från konstgräsplaner i Stockholm (Regnell, 2017) utfördes med resultatet från Stenhagens IP (2018-06-21) i partiklar/m³ $\geq 300 \mu\text{m}$. Jämförelser utfördes endast för partiklar där resultaten från Rågsveds BP är 1,8 gånger större än resultaten från Stenhagens IP. Resultatet från Skytteholms IP är

ungefär 100 gånger så stort som resultatet från Stenhagens IP. Information om dimensioner hos varje mikroplastobjekt var inte angivet därav utfördes inte jämförelser av mängder i kg/år.

4.3 Provtagning och analys

I studien har både stickprov och provtagning med hjälp av Teledyne ISCO 6712C utförts. Med stickprov som provtagningsmetod medför det att prover som har tagits vid ett specifikt tillfälle kan innehålla förhöjda eller låga halter av mikroplast. Vid användning av Teledyne ISCO 6712C som provtagare pumpas vatten upp och vid avsaknad av vatten kan provflaskor i vissa fall bli utan vatten. Det kan ske om dagvattenflödet avtar när nederbörden minskar. Det innebär att trots att vattendjupet och således vattenflödet mättes kontinuerligt bidrar det till osäkerheter som att vatten som samlas i samma provflaska inte alltid behöver överensstämma med uppmätt vattendjup. Insamling av vatten i samma provflaska sker tills provflaskan har samlat in den förvalda volymen (400 ml), i vissa fall uteblir insamling i provflaskor vid avsaknad av vatten vilket bidrar till att provflaskor blir tomma.

Den största utmaningen under arbetet har varit att genomföra provtagningar. För att kunna ta prover på dagvatten krävs det att det regnar. På Stenhagens IP och Bolandsgatan utfördes provtagning med stickprover som metod för att lättare kunna jämföra med tidigare studier. Svårigheter uppkom vid provtagning på Stenhagens IP eftersom att avrinningsområdet till den valda provtagningsbrunnen utgörs av en yta på 0,5 ha. Således krävs en kraftig regnskur och att provtagningen sker snabbt för att möjliggöra insamlingen av prover eller att det regnar under en längre period. På grund av att frekvensen på kraftiga regnskurar har varit låg (Tabell 4) under arbetets gång var det endast möjligt att utföra provtagning en gång på vardera platsen där provresultaten anses vara tillförlitliga. På Bolandsgatan var det möjligt att utföra stickprover av tre replikat eftersom att avrinningsområdet till provtagningsbrunnen är större och kräver inte liknande väderförhållanden som för Stenhagens IP.

För att kunna jämföra och avgöra vilka faktorer som bidrar till variationer i mikroplasthalter i dagvatten är det fördelaktigt att utföra flertalet provtagningar. Dessutom är det även av en fördel att genomföra provtagningar under olika perioder under året så att hänsyn tas till säsongsvariationer. Målet var att utföra minst två provtagningar för varje provtagningsplats med resultat som kan användas men på grund av utebliven nederbörd eller otillräcklig nederbördsmängd var det inte möjligt att genomföra. På Stenhagens IP är den valda provtagningsbrunnen en tillsynsbrunn vilket innebär att det inte var möjligt att placera provtagaren Teledyne ISCO 6712C i dagvattenbrunnen. Om det hade varit möjligt att ha en installerad provtagare på en stationär plats under arbetets gång och kunna provta direkt när det regnar skulle provtagningsprocessen varit mindre tidskrävande. I den här undersökningen har provtagaren och övrig utrustning istället placerats ut när väderprognoser har predikerat regnfall. Det fanns ambitioner att placera provtagaren på Bolandsgatan men på grund av tidsbrist och väderförhållanden (Tabell 4) utfördes inte fler provtagningar.

En utmaning under undersökningens gång har även varit identifieringen av mikroplast då det ännu inte finns standardiserade metoder. Analysarbetet i mikroskop är tidskrävande på grund av ett stort antal övriga material inte är mikroplast. Tillsammans

med identifiering, som utfördes genom jämförelser med bilder och referensmaterial, följt av ett smälttest för varje påträffad mikroplast bidrar det därmed till ett tidskrävande analysarbete.

Mikroplast har i undersökningen identifierats med en minsta storlek på 100 μm eftersom att identifiering i mindre storlekar än 100 μm bidrar till större osäkerheter och kräver även mer avancerad teknik. Således går det inte att utesluta att mikroplaster i storlekar <100 μm kan förekomma i dagvatten som kommer från konstgräsplaner och vägtrafik.

4.4 Beräkningar

Den årliga dagvattenvolymen har beräknats utifrån information om årsmedelnederbörd där variationer kan förekomma och skilja sig från år till år. De beräknade värdena baserades på medelvärden, vilket även antar konstanta flöden. Vid beräkning med hjälp av den årliga dagvattenvolymen med information om årsmedelnederbörd beräknas ett teoretiskt värde fram. Det teoretiska beräknade värdet tar hänsyn till variationer i vattenflöde under året eftersom att värdet är baserad på årsmedelnederbörden.

Eftersom uppskattning av den största dimensionen hos mikroplastobjekt utfördes med hjälp av filterduken som mätutrustning finns det osäkerheter i mätmetoden. Beräkningar har utgått från den största dimensionen där formen hos alla partiklar antas vara sfäriska, vilket även ger en osäkerhet vid uppskattning av medelmängden. Utifrån erhållna resultat så finns det en osäkerhet i bestämningen av volymen, ökar partikelradien med en faktor 2, så ökar volymen 8 gånger. För de syntetiska fibrerna utgick beräkningarna även från den största dimensionen och fibrerna antas vara cylindriska med en radie på 20 μm , vilket även kan skilja sig. Antaganden om de storlekar hos mikroplast kan bidra till en underskattning eller överskattning av mängden mikroplast som transporteras med dagvattnet. I uppskattningen antas mikroplasterna även vara homogena vilket inte alltid stämmer överens med verkligheten. Beräkningarna utfördes genom att använda en genomsnittlig densitet där information om densitet hos de vanligaste plastpolymererna användes. Eftersom att det inte är möjligt att avgöra uppkomstkälla till alla mikroplaster utfördes därmed en beräkning där de vanligaste plasttyperna inkluderades för att möjliggöra en uppskattning av mängden mikroplast.

Trafikerade vägar i Uppsala Kommun och Sverige antas ha liknande förhållanden som Bolandsgatan, vilket bidrar till osäkerheter i beräkningarna. I undersökningen har endast statliga och kommunala trafikerade vägar tagits med då dessa utgör de största andelarna av vägar i Sverige. Mikroplast genereras i samband med slitage av vägtrafik där en högre årsmedeldygnstrafik har ett bidrag i bildandet av mikroplast. Statliga och kommunala trafikerade vägar har troligtvis en högre årsmedeldygnstrafik än exempelvis grusvägar och enskilda vägar. I uppskattningen av vägarea hos trafikerade vägar för Uppsala Kommun och Sverige har en medellängd använts. Variationer förekommer och kan således ge en över- eller underskattning av mängden mikroplast från dessa trafikerade vägare, vilket bör beaktas vid tolkning av resultat.

4.5 FÖRSLAG PÅ VIDARE FORSKNING

Eftersom att de två största källorna till mikroplastutsläpp har kartlagts till vägtrafik och konstgräsplaner i Sverige enligt Naturvårdsverket skulle det vara intressant att undersöka belastningen hos andra trafikerade vägar och konstgräsplaner i Sverige.

I framtida provtagningar av dagvatten rekommenderas flödesproportionell provtagning med anledning av att variationer i vattenflödet fås med och därmed även vid undersökning av mikroplast i dagvatten. För att erhålla resultat som är mer representativa för ett år skulle fler provtagningar kunna utföras under olika säsonger där hänsyn även tas till variationer i vattenflödet. Väderförhållanden kan ha påverkan på storleken på spridningen av mikroplastmängden i dagvatten och därför är det fördelaktigt att utföra fler mätningar vid olika tillfällen.

I undersökningen har mikroplast endast identifierats med en minsta storlek på 100 µm, dock påträffades potentiella mikroplast i mindre storlekar än 100 µm. Potentiella mikroplast hade liknande egenskaper utifrån jämförelser med referensmaterialen. En intressant studie skulle därför vara att analysera mikroplast i mindre storlekar om tillgängligheten hos mer avancerad teknik finns och med standardiserade metoder.

5 SLUTSATS

- Mikroplastmängden från den trafikerade vägen Bolandsgatan är 33 kg/år. Beräkningen är känslig för uppskattningen av partikelradie eftersom volym och massa ökar i kubik med radien. Emissionsfaktorn för blandad trafik beräknades till $2,2 \cdot 10^{-5}$ kg/fordonskm. En emissionsfaktor för mikroplast i dagvatten från vägtrafik har inte presenterats i tidigare studier.
- Vid beräkning av mikroplast från Uppsala kommun och Sverige erhöles mängden till 27 000 kg/år respektive $1,5 \cdot 10^6$ kg/år. Enligt den här studien är mikroplastspridningen från vägtrafiken i Sverige 5 gånger mindre än uppskattningen enligt Naturvårdsverket.
- Mikroplastmängden från Stenhagens IP (2018-06-21) uppgår till $1,8 \cdot 10^{-2}$ - $6,3 \cdot 10^{-2}$ kg/år. Beräkningen är känslig för uppskattningen av partikelradie på samma sätt som ovan.
- Från konstgräsplaner i Uppsala tätort uppskattades mikroplastmängden till 0,56 kg/år. Resultatet för bortförel av mikroplast från konstgräsplaner i Sverige uppskattades till 48 kg/år, vilket är 30-50 gånger mindre jämfört med Naturvårdsverkets (2017b) kartläggning. Resultatet från Stenhagens IP (2018-04-04) anses inte vara tillförlitlig och användes därmed inte i resonemangen.
- Från båda provtagningsplatser utgår slutsatserna från att erhållen mikroplastmängd fås till en sådan storlek vid liknande väderförhållanden. Det vill säga varaktiga alternativt kraftiga regnskurar. I studien har endast mikroplast identifierats med en minsta storlek på 100 μm . Således går det inte att utesluta transporten av mikroplaster i storlekar mindre än 100 μm i dagvatten som kommer från konstgräsplaner och vägtrafik.

6 REFERENSER

Arthur, C., Baker, J. & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris*. Sept 9-11, 2008. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30).

Andrady, A. L. (2011). *Microplastics in the marine environment*. *Marine Pollution Bulletin*. (62), pp. 1596–1605, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

Beställargrupp konstgräs (u. å.). *Om beställargruppen för konstgräs*. Beställargrupp konstgräs. Tillgänglig: <https://bekogr.se/om-bestallargruppen-for-konstgras/> [Hämtad 2018-09-24]

Blackman, A. & Gahan, L. (2013). *Aylward and Findlay's SI Chemical Data*. 7. Uppl. John Wiley & Sons Australia Ltd.

Dagvattenguiden (u. å.) *Vad är dagvatten?* Tillgänglig: <http://dagvattenguiden.se/vad-ar-dagvatten/> [Hämtad 2018-03-20]

Depledge, M.H., Galgani, F., Panti, C., Caliani, I., Casini, S. & Fossi, M.C. (2013). *Plastic litter in the sea*. *Marine Environmental Research*, (92), pp. 279–281, DOI:10.1016/j.marenvres.2013.10.002

Evans, A. & Evans, R. (2006). *The composition of a Tyre: Typical Components*, The Waste & Resources Action Programme. Tillgänglig: <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/2%20-%20Composition%20of%20a%20Tyre%20-%20May%202006.pdf> [Hämtad 2018-04-26]

Galgani, F., Fleet, D., Van Frankeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. & Janssen, C. (2010). *Marine Strategy framework Directive, Task group 10 Report*, Marine Litter. Tillgänglig: <http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/9-Task-Group-10.pdf> [Hämtad 2018-02-14]

GESAMP (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. (Kershaw, P. J., ed.). IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Rep. Stud. GESAMP No. 90, (96) p. 19.

Gustavsson, M. (2001). *Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön*. Väg- och transportforskningsinstitutet. Tillgänglig: <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:673363/FULLTEXT02.pdf> [Hämtad 2018-02-14]

Jannö, A. (2016) *Förekomst av mikroplast i dagvatten från väg och trafik i Göteborg - Provtagning och analysering*. Göteborgs universitet. Institutionen för biologi och miljövetenskap/Miljövetenskap med naturvetenskaplig inriktning (Examensarbete 2016)

Joint Research Centre (2013). *Guidande on Monitoring of Marine Litter in European Seas. A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive*. European Commission. Report EUR 26113 EN, DOI: 10.2188/99475

Jönsson, R. (2016) *Mikroplast i dagvatten och spillvatten. Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper/Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik (Examensarbete 2016:030).

Lantmäteriet (u. å.a). Eniro. Tillgänglig:
[https://kartor.eniro.se/?c=59.849795,17.691601&z=17&l=aerial&q="bolandsgatan 19 uppsala";geo](https://kartor.eniro.se/?c=59.849795,17.691601&z=17&l=aerial&q=) [Hämtad 2018-06-18]

Lantmäteriet (u. å.b). Eniro. Tillgänglig:
<https://kartor.eniro.se/?c=59.849356,17.556692&z=18&l=aerial> [Hämtad 2018-06-18]

Lantmäteriet (2018). *Fastighetskartan* (via Uppsala Vatten och Avfall AB). [Hämtad 2018-07-24]

Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N. I., Gissel Nielsen, T. & Brinch, A. (2015) *Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. The Danish Environmental Protection Agency. ISBN: 978-87-93352-80-3

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment*. IVL Swedish Environmental Research Institute. C 183. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2016/mikroplast/swedish-sources-and-pathways-for-microplastics-to-marine%20environment-ivl-c183.pdf> [Hämtad 2018-02-13]

Magnusson, K. & Norén, F. (2011). *Mikroskopiskt skräp i havet – metodutveckling för miljöövervakning*. Tillgänglig:
<http://www.nresearch.se/pdf/Magnusson%20och%20Nor%C3%A9n%202011%20Rapport%20om%20mikroskopiskt%20skräp%20i%20Svenska%20vatten.pdf> [Hämtad 2018-03-22]

Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. B 2208. Tillgänglig:
<http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b76bb/1445517721650/B2208.pdf> [Hämtad 2018-03-22]

Miljöförvaltningen (2018). *Bilaga 7. Återvunnet SBR – granulät*. Miljöförvaltningen. Dnr 2018-151.

- Nationalencyklopedin (2017). *Gummi*. Nationalencyklopedin. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/gummi> [Hämtad 2018-04-26]
- Naturvårdsverket (2017a). *Oavsiktligt bildade miljögifter*. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Oavsiktligt-bildade-miljogifter/> [Hämtad 2018-04-26]
- Naturvårdsverket (2017b). *Mikroplast, Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige*. Naturvårdsverket. Rapport 6772.
- Naturvårdsverket (2017c). *Naturvårdsverkets beställargrupp för konstgräsplaner*. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Regeringsuppdrag/Redovisade-2017/Mikroplaster--kallor-och-forslag-pa-atgarder-/Bestallargrupp-for-konstgrasplaner/> [Hämtad 2018-09-24]
- Norén, F., Ekendahl, S. & Johansson, U. (2009). *Mikroskopiska antropogena partiklar i Svenska hav*. N-research.
- Näringsdepartementet (2017). *Uppdrag att ta fram och sprida kunskap om mikroplastutsläpp från transportsystemet*. Stockholm: Sveriges Riksdag. (N2017/07856/SUBT)
- PlasticsEurope (2018). *Plastics - the Facts 2017. An analysis of the European plastics production, demand and waste data*. PlasticsEurope. Tillgänglig: http://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf [Hämtad 2018-02-13]
- Regnell, F. (2017) *Mikroplaster från konstgräsplaner, Orsaker till spridning av mikroplaster samt en kvalitativ analys av dess spridning via dränerings- och dagvattenbrunnar*. Kungliga Tekniska Högskolan. Institutionen för industriell ekologi/Civilingenjörsprogrammet i energi och miljö (Examensarbete 2017:11).
- Rummel, C. D., Löder, M. G. J., Fricke, N. F., Lang, T., Griebeler, E., Janke, M. & Gerdt, G. (2016). *Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea*. Marine Pollution Bulletin, (102), p. 139, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.11.043
- SCB (2005). *Väglängder och vägarealer enligt nationella vägdatan (NVDB), 2005*. SCB. Serie MI – Miljövard och naturresurshållning. ISSN 1403-8978
- SMHI (2007). *Stationslista nederbörd normalvärden: Meteorologiska stationer, Normalvärden 1961-1990 nederbörd*. SMHI. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalvarden-1.7354> [Hämtad 2018-08-15]

SMHI (2018). *Klimatindikator - nederbörd: Årsmedelnederbörden sedan 1860* SMHI. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/klimatindikatorer/klimatindikator-nederbord-1.2887> [Hämtad 2018-08-21]

SMHI (u. å.). *Normalvärden för nederbörd: Textfil med normalvärden för nederbörd för perioden 1961-1990*. SMHI. Tillgänglig: <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/dataserier-med-normalvarden-1.7354> [Hämtad 2018-08-15]

Sundt, P., Schulze, P.E. & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic pollution to the marine environment*, Mepex for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet): 86.

Svalin, J. (2016) *En studie kring konstgräsplaner – Kvantifiering, identifiering samt analys med avseende på toxicitet av utsläppta mikroplaster i dagvatten från konstgräsplaner*. Göteborgs universitet. Institutionen för biologi och miljövetenskap/Miljövetenskap med naturvetenskaplig inriktning (Examensarbete 2016)

Svenska Fotbollsförbundet (2018a). *Rekommendationer för anläggning av konstgräsplaner*. Svenska Fotbollsförbundet.

Svenska Fotbollsförbundet (2018b). *Inventering av konstgräsplaner och fotbollshallar med konstgräs i Sverige*. Svenska Fotbollsförbundet.

Svenskt Vatten (2004). *Avledning av dag-, drän- och spillvatten. Funktionskrav, hydraulisk dimensionering och utformning av allmänna avloppssystem*. Publikation P110, januari 2016. ISS nr. 1651-4947.

Trafikanalys (u. å.). *Körsträckedata (Tabell 2. Körsträcka (mil) per bil och per invånare för åren 1999, 2000, 2005, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 och 2017)*. Regional utveckling för samverkan i miljömålssystemet. <http://extra.lansstyrelsen.se/rus/Sv/statistik-och-data/korstrackor-och-bransleforbrukning/Pages/default.aspx> [Hämtad 2018-08-18]

Taylor, M. L., Gwinnet, C., Robinson, L. F. & Woodall, L. C. (2016). *Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms*. (6:33997), DOI: 10.1038/srep33997

Trafikanalys (2018a). *Trafikarbete på svenska vägar*. Trafikanalys. Tillgänglig: <https://www.trafa.se/globalassets/statistik/trafikarbete/2018/trafikarbete-pa-svenska-vagar-1990-2017.pdf>? [Hämtad 2018-08-18]

Trafikanalys (2018b). *Körsträckor med svenskregistrerade fordon*. Trafikanalys. Tillgänglig: <https://www.trafa.se/vagtrafik/korstrackor/> [Hämtad 2018-08-18]

Trafikverket (2018). *Lastkajen – Sveriges väg- och järnvägsdata* (via Uppsala Vatten och Avfall AB). Trafikverket. Tillgänglig: https://www.trafikverket.se/tjanster/Oppna_data/hamta-var-oppna-data/lastkajen---sveriges-vag--och-jarnvagsdata/ [Hämtad 2018-07-24]

Trafikverket (2017a). *Trafikarbete*. Trafikverket. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/tjanster/trafiktjanster/Vagtrafik--och-hastighetsdata/Trafikarbete/> [Hämtad 2018-07-24]

Trafikverket (2017b). *Svenska vägnät*. Trafikverket. Tillgänglig: <https://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/vag/Sveriges-vagnat/> [Hämtad 2018-08-21]

TRC (2008). *A review of the potential health and safety risks from synthetic turf fields containing crumb rubber infill*. New York: New York City Department of Health and Mental Hygiene.

Trinh, Y. (2017). *Mikroplast i spill- och dagvatten. En undersökning av Kungsängsverket och Kungsängsdammen i Uppsala*. Opublicerat manuskript. Uppsala Vatten och Avfall AB.

Uppsala universitet (2018). *Rapport*. Celsius, Institutionen för geovetenskaper. Uppsala universitet. Tillgänglig: <http://celsius.met.uu.se/rapport/?meny=1> [Hämtad 2018-08-15]

Verschoor, A. J. (2014). *Quick Scan and Prioritization of Microplastic Sources and Emissions*. RIVM Letter report 2014-0156.

Wallberg, P., Keiter, S., Juhl Andersen, T. & Nordenadler, M. (2016). *Däckmaterial i konstgräsplaner*. Rapport. Sweco Environment AB.

Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S. (2013). *The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review*, (178), pp. 483–492, DOI: 10.1016/j.envpol.2013.02.031

6.1 MUNTliga REFERENSER

Ahlm, N. (2018) Projektledare (Investeringsprojekt), Sport- och rekreationsfastigheter AB, Uppsala kommun. *Frågor om Stenhagens IP*. [Personlig kontakt] (11 juni 2018).

Andersson, S. (2018) Trafikplanerare (Trafik & samhälle) på Stadsbyggnadsförvaltningen (Gatu och samhällsmiljö nämnd), Uppsala kommun. *Frågor om trafikintensitet*. [E-mail] (18 juni 2018).

Asp Martins, M. (2018) Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Information om nederbörd*. [Personlig kontakt] (31 juli 2018).

Benker, M. (2018). Enhetschef (Ledning idrott och fritid) på Stadsbyggnadsförvaltningen (Gatu och samhällsmiljö nämnd), Uppsala kommun. *Frågor om konstgräsplaner*. [E-mail] (28 februari 2018).

Elleby, R. (2018) Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Information om vägar och avrinningsområde*. [Personlig kontakt] (8 augusti 2018).

Eriksson, J. (2018). Miljöstrateg (Avdelning gata park natur) på Stadsbyggnadsförvaltningen (Gatu och samhällsmiljö nämnd), Uppsala kommun. *Frågor om konstgräsplaner*. [Personlig kontakt] (22 mars 2018).

Hamelius, J. (2018) Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Information om nederbörd, dagvattenavrinning och dagvattenledning*. [Personlig kontakt] (25 maj 2018).

Järvsäter, M. (2018). Park- och idrottplatsarbetare (Avdelning gata park natur) på Stadsbyggnadsförvaltningen (Gatu och samhällsmiljö nämnd), Uppsala kommun. *Frågor om Stenhagens IP*. [Personlig kontakt] (9 april 2018).

Olshammar, M. (2018). Gruppchef (Naturresurser & miljöeffekter), IVL Svenska Miljöinstitutet. *Frågor om flödesproportionell provtagning och mikroplast*. [E-mail] (11 april 2018).

Persson, I. (2018). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Information om dagvattenavrinning*. [Personlig kontakt] (25 maj 2018).

Thylén, T. (2018). Projektledare (Avdelning gata park natur) på Stadsbyggnadsförvaltningen (Gatu och samhällsmiljö nämnd), Uppsala kommun. *Frågor om avrinningsbrunn vid Stenhagens IP*. [Personlig kontakt] (19 mars 2018).

BILAGA A. UPPMÄTT VATTENDJUP

Tabell A. Uppmätt vattendjup vid ett specifikt klockslag och angiven flaska vid Stenhagens IP (2018-06-21).

Tid	Flasknummer	Vattendjup [m]
20.16	9	0,022
20.16	10	0,022
20.19	11	0,025
20.19	12	0,025
20.20	13	0,030
20.23	15	0,030
20.25	18	0,031
20.26	19	0,031
20.28	21	0,030
20.29	23	0,030
20.31	24	0,030
20.39*	2	0,015
20.39	3	0,015
20.42	5	0,015
20.44	6	0,015
20.46	8	0,012
20.47	9	0,012
20.48	11	0,011
20.51	13	0,011
20.52	15	0,010
20.53	16	0,009
20.55	17	0,008

* Prover samlades in i omgång 2 med ett uppehåll på grund av byte av flaskor.

BILAGA B. OMBLANDNING AV PROVER

Tabell B. Värderna för provflaskor med angivelser för uppmätt vattendjup, procentandel av uppmätta vattendjup, uppskattade volymer i flaskor och valda volymer för omblandning. 1-24 anger provtagning i omgång 1 och 1:2-19:2 anger provtagning i omgång 2.

Flasknummer	Vattendjup [m]	Procent [%]	Flaskvolym [l]	Omblandningsvolym [l]
1-10	0,022	50	0,400	0,050
11-12	0,025	65	0,400	0,065
13-17	0,030	95	0,400	0,095
18-19	0,031	100	0,400	0,100
20	0,030	100	0,200	0,100
21-24	0,030	95	0,400	0,095
1:2-2:2	0,015	25	0,0	0,025 (Togs från flasknummer 3:2)
3:2-4:2	0,015	25	0,200	0,025
5:2-6:2	0,015	25	0,200	0,025
7:2-9:2	0,012	15	0,150	0,015
10:2-11:2	0,011	15	0,0	0,015 (Togs från flasknummer 12:2)
12:2	0,011	15	0,100	0,015
13:2	0,011	10	0,200	0,010
14:2-15:2	0,010	10	0,400	0,010
16:2	0,009	10	0,400	0,010
17:2-18:2	0,008	10	0,200	0,010
19:2	0,008	10	0,400	0,010

BILAGA C. LUTNING HOS LEDNING

Tabell C. Parametrar för beräkning av lutningen hos en ledning mellan två dagvattenbrunnar.

Parameter	Bolandsgatan	Stenhagens IP
Övre brunn, P1 [m.ö.h]	10,34	27,411
Undre brunn, P2 [m.ö.h]	10,11	27,546
Avstånd, a [m]	21,18	8,0
Lutning, S_o [‰]	10,86	16,9

BILAGA D. UPPMÄTT VATTENFLÖDE

Tabell D. Uppmätt vattendjup och beräknade värden på vattenflöde vid provtagningsstillfällena (stickprov som provtagningsmetod) på Bolandsgatan och Stenhagens IP. V1-V3 avser prover som togs 2018-04-05 (Bolandsgatan), K1 avser provet som togs 2018-04-04 (Stenhagens IP).

Provpunkt	Prov	Vattendjup, y [m]	Vattenflöde, q_{full} [m ³ /s]	Vattenflöde, q [m ³ /s]
Bolandsgatan (2018-04-05)	V1-V3	0,114	0,6750	0,0413
Stenhagens IP* (2018-04-04)	K1	0,035	0,0220	0,0058

*Beräkningar på medelvärde och standardavvikelse för Stenhagens IP (2018-04-04) har inte utförts.

BILAGA E. RESULTAT FRÅN BOLANDSGATAN (2018-04-05).

Tabell E. Medelkoncentrationen, -masskoncentrationen och mängden partiklar från Bolandsgatan (2018-04-05).

Längd [µm]	Medelkoncentration [partiklar/l]	Medelmasskoncentration [kg partiklar/m ³]	Medelmängd [kg partiklar/år]
100	150	$8,8 \cdot 10^{-5}$	5,4
150	70	$1,4 \cdot 10^{-4}$	8,4
200	22	$1,0 \cdot 10^{-4}$	6,2
250	8,3	$7,4 \cdot 10^{-5}$	4,6
300	4,5	$7,0 \cdot 10^{-5}$	4,3
350	0,4	$9,0 \cdot 10^{-6}$	0,6
400	0,7	$2,7 \cdot 10^{-5}$	1,7
450	0,4	$1,9 \cdot 10^{-5}$	1,2
Totalt	260	$5,3 \cdot 10^{-4}$	32

BILAGA F. RESULTAT FRÅN BOLANDSGATAN (2018-04-05).

Tabell F. Medelkoncentrationen, -masskoncentrationen och -mängden fibrer från Bolandsgatan (2018-04-05).

Längd [µm]	Medelkoncentration [fibrer/l]	Medelmasskoncentration [kg fibrer/m ³]	Medelmängd [kg fibrer/år]
100	1,1	$4,0 \cdot 10^{-8}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$
150	1,1	$6,0 \cdot 10^{-8}$	$3,6 \cdot 10^{-3}$
200	4,2	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$
250	6,1	$5,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$
300	4,9	$5,1 \cdot 10^{-7}$	$3,1 \cdot 10^{-2}$
350	1,1	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$8,1 \cdot 10^{-3}$
400	9,8	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$8,3 \cdot 10^{-2}$
450	1,1	$1,8 \cdot 10^{-7}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$
500	4,1	$7,1 \cdot 10^{-7}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$
550	1,5	$2,9 \cdot 10^{-7}$	$1,8 \cdot 10^{-2}$
600	6,1	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$7,8 \cdot 10^{-2}$
700	2,7	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$3,9 \cdot 10^{-2}$
900	1,9	$5,9 \cdot 10^{-7}$	$3,6 \cdot 10^{-2}$
1000	0,4	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$7,8 \cdot 10^{-3}$
1100	0,7	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
1200	1,1	$4,8 \cdot 10^{-7}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$
1300	1,1	$5,2 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-2}$
1400	1,1	$5,6 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-2}$
1500	0,4	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$
2000	1,1	$7,9 \cdot 10^{-7}$	$4,9 \cdot 10^{-2}$
2200	1,1	$8,7 \cdot 10^{-7}$	$5,4 \cdot 10^{-2}$
Totalt	53	$1,0 \cdot 10^{-5}$	0,6

BILAGA G. RESULTAT FRÅN STENHAGENS IP (2018-04-04).

Tabell G. Koncentrationen, -masskoncentrationen och -mängden partiklar från prov K_1, Stenhagens IP (2018-04-04).

Längd [µm]	Medelkoncentration [partiklar/l]	Medelmasskoncentration [kg partiklar/m ³]	Medelmängd [kg partiklar/år]
100	1,6	$9,2 \cdot 10^{-7}$	$6,8 \cdot 10^{-4}$
150	3,2	$6,2 \cdot 10^{-6}$	$4,6 \cdot 10^{-3}$
200	1,6	$7,4 \cdot 10^{-6}$	$5,5 \cdot 10^{-3}$
Totalt	6,0	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$

Tabell H. Koncentrationen, -masskoncentrationen och -mängden fibrer från prov K_1, Stenhagens IP (2018-04-04).

Längd [µm]	Medelkoncentration [fibrer/l]	Medelmasskoncentration [kg fibrer/m ³]	Medelmängd [kg fibrer/år]
150	1,6	$8,3 \cdot 10^{-8}$	$6,2 \cdot 10^{-5}$
200	1,6	$1,1 \cdot 10^{-7}$	$8,2 \cdot 10^{-5}$
300	1,6	$1,7 \cdot 10^{-7}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
500	1,6	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Totalt	6,4	$6,4 \cdot 10^{-7}$	$4,7 \cdot 10^{-4}$

BILAGA H. RESULTAT FRÅN STENHAGENS IP (2018-06-21).

Tabell I. Medelkoncentrationen, -masskoncentrationen och -mängden partiklar från Stenhagens IP (2018-06-21).

Längd [µm]	Medelkoncentration [partiklar/l]	Medelmasskoncentration [kg partiklar/m ³]	Medelmängd [kg partiklar/år]
100	8,7	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-3}$
150	0,5	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$7,8 \cdot 10^{-4}$
500	1,1	$7,7 \cdot 10^{-5}$	$5,8 \cdot 10^{-2}$
Totalt	10	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$6,2 \cdot 10^{-2}$

Tabell J. Medelkoncentrationen, -masskoncentrationen och -mängden fibrer från Stenhagens IP (2018-06-21).

Längd [µm]	Medelkoncentration [fibrer/l]	Medelmasskoncentration [kg fibrer/m ³]	Medelmängd [kg fibrer/år]
400	0,9	$1,3 \cdot 10^{-7}$	$9,6 \cdot 10^{-5}$
500	0,4	$7,5 \cdot 10^{-8}$	$5,6 \cdot 10^{-5}$
600	0,4	$9,0 \cdot 10^{-8}$	$6,7 \cdot 10^{-5}$
1200	0,8	$3,3 \cdot 10^{-7}$	$2,5 \cdot 10^{-4}$
1700	0,5	$3,2 \cdot 10^{-7}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$
3600	0,4	$5,4 \cdot 10^{-7}$	$4,0 \cdot 10^{-4}$
Totalt	3,6	$1,5 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^{-3}$