



EXAMENSARBETE INOM KEMITEKNIK, GRUNDNIVÅ
STOCKHOLM, 2018

Kartläggning av analysmetoder för mikroplaster från konstgräsplaner

Metoder för provtagning, behandling och analys
av mikroplaster

Klaudia Bujak

EXAMENSARBETE

Högskoleingenjörsexamen
Kemiteknik

Titel: Kartläggning av analysmetoder för mikroplaster från konstgräsplaner

Engelsk titel: Survey of analytical methods for microplastics from artificial turf

Sökord: Mikroplast, Konstgräs, Analys, Mätning

Arbetsplats: Ecoloop AB

Handledare på arbetsplatsen: Josef Mácsik

Handledare på KTH: Sara Thyberg Naumann

Student: Klaudia Bujak

Datum: 2018-09-04

Examinator: Sara Thyberg Naumann

Sammanfattning

Förekomsten av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer är ett relativt nytt problem. I nuläget finns inga standarder kring vilka metoder som ska tillämpas vid provtagning, behandling och analys av mikroplaster. Detta medför svårigheter vid uppskattning av fältkoncentrationer och jämförelser av mikroplasters flöde och sammansättning.

Konstgräsplaner har bedömts vara den näst största källan till utsläpp av mikroplaster i Sverige. Förebyggande åtgärder har vidtagits i flera kommuner i Sverige i syfte att minska denna spridning. Det är därför intressant att kunna utföra mätningar av mikroplasthalter i vatten- och sedimentmiljöer i syfte att undersöka mikroplastförekomsten och hur den förändras i samband med de olika åtgärderna.

Syftet med detta arbete är att öka kunskapen kring metoder som finns och är lämpliga för provtagning, behandling och analys av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten- och sedimentmiljöer.

Målet är att ge ett förslag på mätmetoder som kan vara lämpliga för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i Ältasjön.

I syfte att tydliggöra vikten av holistisk syn vid mikroplastanalyser har en analyskedja tagits fram och bedömts vara ett användbart verktyg för vidare utveckling av standardmetodik för hela analysprocessen, från provtagning till analysolkning. Denna analyskedja består av fyra huvudsteg: provtagning, behandling, analys och resultatolkning.

Provtagning kommer att ha avgörande betydelse för utvärdering av slutgiltiga resultat eftersom provtagningseffektiviteten har direkt påverkan på provinnehållet som kommer att gå vidare till analysen. Det finns inga standardiserade tillvägagångssätt för provtagning av mikroplaster med avseende på plats, provtagningsutrustning, volymer och provtagningstid. Detta resulterar i en begränsad jämförbarhet med tidigare genomförda studier.

Behandling består vanligen av volymreducering, separation och slutligen kemisk eller enzymbaserad rening. Behandlingsmetoder som tillämpas behöver anpassas efter förväntat provinnehåll och vald analysmetod.

Mikroplastanalyser kan genomföras med hjälp av optiska, spektrofotometriska eller kromatografiska metoder. De optiska analysmetoderna möjliggör bestämning av partikelns fysikaliska egenskaper så som storlek, form, färg och nedbrytningsgrad. Spektrometriska och kromatografiska metoder tillhandahåller information om partikelns kemiska sammansättning, så som polymertyp och additivnehåll. Eftersom alla dessa tekniker undersöker olika egenskaper och resulterar i olika svar bör varje teknik betraktas och analyseras utifrån vilken information man vill få ut från undersökningen. Vidare har alla analysmetoder olika detektionsgränser. Dessa detektionsgränser varierar mellan 1–500 µm och är därmed viktiga att ta hänsyn till vid val av analysmetod.

Om studier använder samma metodik för att få önskad information kommer resultat från dessa att kunna jämföras med varandra, komplettera varandras kunskapsluckor och möjliggöra en effektiv monitorering av mikroplastförekomst och spridning till vatten- och sedimentmiljöer. Dock förutsätter detta att samtliga studier inte endast följer samma metodik vid analys utan längs hela analyskedjan, från provtagning till resultatolkning.

Utifrån insamlad information och kunskap bedöms svepelektronmikroskop med energi dispersiv röntgenspektrometer (SEM-EDS) och masspektrometer med induktivt kopplad plasmajonkälla (ICP-MS) ha störst potential att effektivt kunna mäta mikroplaster från konstgräsplaner, i vatten- och

sedimentmiljöer. Både ICP-MS och SEM-EDS möjliggör detektering av alla granulattyper och plaststrån från konstgräsplaner även av kornstorlek mellan 10 och 20 μm . Vidare studier av dessa metoder rekommenderas i syfte att bygga upp ett referensbibliotek för respektive metod samt hitta en välfungerande standardmetodik vid analys av mikroplaster från konstgräsplaner.

Summary

The presence of microplastics in marine and sedimentary environments is a relatively new problem. Presently, there are no clear standards to which methods that should be improved with sampling, treating and analysing microplastics. Because of this, some troubles occur when estimating field concentrations and comparing microplastics flow and composition.

Artificial turf plants have been considered to be the second largest source of microplastic emissions in Sweden. Pre-emptive measures have been taken in several regions in Sweden in order to decrease spreading of microplastics. Because of this, it is important to be able to measure the amount of microplastics in marine environment and sediment in order to monitor how it changes when using different methods.

The purpose of this study is to increase the knowledge of the methods available and suitable for sampling, treatment and analysis of microplastics from artificial turf in water and sediment environments.

The aim is to provide a suggestion of measurement methods that may be suitable for analysis of microplastics from artificial turf in Ältasjön.

In order to clarify the importance of a holistic view of the microplastics, an analytical chain has been developed. It is regarded to be a useful tool in order to further the develop a standardized method for the entire analytical process, from sampling to interpretation of results. This analytical chain is comprised by four major steps: sampling, laboratory preparation of samples, analysis and interpretation of the results.

Sampling will be of crucial importance for the evaluation of final results, because the sampling efficiency has direct impact on the content of the sample which will proceed to the analysis. There are no standardized procedures for sampling of microplastics with regard to location, sampling equipment, volumes and sampling time. This results in a limited comparability with previous studies.

The treatment is usually comprised of volume reduction, density separation and chemical or enzymatic purification. These treatment methods need to be adapted in regard to the expected content of the sample and the chosen analytical method.

Analysis of microplastic could be done with the help of optical, spectrophotometric or chromatographic methods. The optical analysis enables to monitor the particles physical properties such as size, shape, colour and degree of degradation. The spectrophotometric and chromatographic methods provide information about chemical composition, polymer type and the additive content of microplastics. These methods investigate different properties and therefore they result in different answers. Each technique should be thought of and analysed from the information that is provided. Also, all analytic methods have different detection limits. These detection limits vary between and it is important to take into consideration when choosing the correct analytical method.

If different studies use the same methods to gain the desired information, the results will be more easily compared. The combined results will help to complete more of the missing information and improve the monitoring of microplastics spreading to marine environments and sediment. Provided that all studies not only follow the same methods but also the same analytical chain from sampling to analyzing the results.”

From the information and knowledge that was gathered, it is expected that Scanning Electron Microscopy / Energy Dispersive X-Ray Spectroscopy (SEM-EDS) and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) has the biggest potential to efficiently measure microplastics from artificial turf in water environment and sediment. Both SEM-EDS and ICP-MS makes it possible to detect all types of granulate and plastic straws from artificial turf even when the grain is between 10 and 20 mm. Further studies of these methods are recommended to build a reference library for each respective method and to find a working standard method when analysing microplastic from artificial grass.

Förord

Detta examensarbete är ett resultat av en studie utförd inom ramen för högskoleingenjörsutbildningen i kemiteknik vid Kungliga Tekniska Högskolan, KTH i Stockholm. Detta examensarbete har gjorts i samarbete med företaget Ecoloop.

Först och främst vill jag uttrycka min stora tacksamhet till min handledare på Ecoloop, Josef Mácsik. Tack för all din hjälp, vägledning och inspiration under hela arbetsgången. Jag vill även tacka företaget Ecoloop för att ha gett mig möjligheten att utföra detta examensarbete hos Er och skapat fantastisk arbetsmiljö för mig. Ett stort tack ska även riktas till Fredrick Regnell på Ecoloop. Tack för din entusiasm, goda råd och stöd under arbetets gång.

Jag vill även tacka min handledare på KTH, Sara Thyberg Naumann. Inte minst för stöd och hjälp under detta projekt, utan även för vägledning under hela studietiden vid KTH som har lett mig till detta examensarbete.

Jag vill dessutom uttrycka min tacksamhet till Miljöförvaltningen i Nacka kommun som har finansierat arbetet.

Innehållsförteckning

1	Inledning	10
1.1	Syfte och mål	10
1.2	Frågeställningar	10
1.3	Lösningsmetoder	11
1.4	Avgränsningar	11
2	Ältasjön	12
3	Metod	13
3.1	Litteraturstudie	13
3.2	Workshop.....	13
3.3	Analyskedja	13
4	Mikroplaster från konstgräsplaner	14
4.1	Mikroplaster i miljön.....	14
4.2	Mikroplasters spridning	15
4.3	Allmänt om konstgräsplaner	15
4.3.1	Mikroplastkällor på en konstgräsplan	16
4.3.1.1	Etenpropendiengummi (EPDM)	16
4.3.1.2	R-EPDM.....	16
4.3.1.3	Styregummi (SBR).....	16
4.3.1.4	Termoelaster (TPE)	17
4.3.1.5	Plaststrån och övrigt plastmaterial	17
5	Metoder för analys av mikroplaster i vatten och sediment	18
5.1	Provtagningsmetoder	18
5.1.1	Kontaminationsrisk.....	18
5.1.2	Provtagning i vatten	18
5.1.3	Provtagning av sediment.....	19
5.2	Behandlingsmetoder	19
5.2.1	Extraktion.....	20
5.2.2	Rening	21
5.3	Analysmetoder	22
5.3.1	Optiska analysmetoder.....	22
5.3.1.1	Stereomikroskop (SM).....	22
5.3.1.2	Svepelektronmikroskop (SEM) med energi dispersiv röntgenspektrometer (EDS).....	23
5.3.2	Spektrometriska metoder.....	24
5.3.2.1	Fourier Transform Infrared (FTIR)	24
5.3.2.2	Ramanspektroskopi (RS).....	25
5.3.2.3	Masspektrometer med induktivt kopplad plasmajonkälla (ICP-MS).....	25
5.3.3	Kromatografiska metoder	25
5.3.3.1	Gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS)	26
5.3.3.2	Högupplösande vätskekromatografi (HPLC)	26
6	Resultat	27
6.1	Analyskedjan	27
6.1.1	Provtagning	27
6.1.2	Behandling	28
6.1.3	Analys	28
6.1.4	Tolkning av resultatet.....	29
7	Diskussion	31
7.1	Utvärdering av analysmetoder för mikroplast från konstgräsplaner	31

7.1.1	Viktiga frågeställningar vid analys av mikroplaster från konstgräsplaner	33
7.2	<i>Rekommendation för Åltasjön</i>	34
8	Slutsats	35
9	Referenser	36

1 Inledning

Förekomsten av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer är ett relativt nytt problem. I nuläge finns inga bestämmelser kring vilka metoder som ska tillämpas vid provtagning, behandling och analys. Detta medför svårigheter vid uppskattning av fältkoncentrationer och jämförelser av mikroplasters flöde och sammansättning.

I samband med en utredning kring mikroplasters miljöpåverkan har frågan om spridningskällor väckts och fotbollsplaner med konstgräs har bedömts vara den näst största källan till utsläpp av mikroplaster i Sverige [1]. Exakt mängd mikroplaster som sprids från konstgräsplaner till miljön är dock okänd, men uppskattas ligga mellan 1 600 - 2500 ton årligen från drygt 1300 konstgräsplaner [2].

Förebyggande åtgärder har införts i flera kommuner runt om i Sverige, dock finns ingen sammanställd information om deras effektivitet då standardmetoder för analys av mikroplaster saknas. Spridning av mikroplaster från konstgräsplaner kommer inte att effektivt kunna undersökas och tolkas utan ökad kunskap om hur mikroplaster ska analyseras [3] [4].

Dagens analysmetoder mäter olika parametrar, en del kan mäta antalet partiklar per volymenhet medan andra kan endast mäta vikten av de insamlade mikroplasterna. Detta leder till olika resultat som redovisas med olika enheter och inte kan jämföras med varandra. Dessutom mäts vanligen större mikroplaster (>300µm) som lättare kan fångas upp av konventionella nät/filter vilket inte ger en holistisk bild av den totala mängden mikroplaster i den uppmätta volymenheten. Det finns studier som visar att koncentrationen av mikroplaster i vatten kan bli över 100 000 gånger större när provtagning sker med nät vars maskvidd är 80 µm jämfört med 450 µm [5]. Denna markanta skillnad påvisar vikten av en fungerande standardmetodik för analys av mikroplaster för ökad kunskap om mikroplastmängden samt dess effekter på ekosystemet.

1.1 Syfte och mål

Syftet med detta arbete är att öka kunskapen kring metoder som finns och är lämpliga för provtagning, behandling och analys av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten- och sedimentmiljöer.

Målet med denna studie är att undersöka och kartlägga tillgängliga mätmetoder som kan vara lämpliga för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten- och sedimentmiljöer.

Ett annat mål är att ge förslag på mätmetoder som kan vara lämpliga för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i Ältasjön.

1.2 Frågeställningar

Studiens mål tydliggörs i nedanstående frågeställningar:

- Vilka mätmetoder för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten och sediment finns det?
- Vilka möjligheter respektive begränsningar har dessa metoder för analys av mikroplaster från konstgräsplaner?
- Vilka osäkerheter innefattar dessa mätmetoder?
- Vilka metoder bör vara lämpliga för vidare studier?

- Vilka metoder bör vara lämpliga för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i Ältasjön?

1.3 Lösningmetoder

Metoder som har använts för att uppnå arbetets mål är litteraturstudier, workshop samt framtagning av en analyskedja. Dessa lösningmetoder beskrivs närmare i kapitel 3.

1.4 Avgränsningar

Detta examensarbete är en kartläggning av befintliga mätmetoder för analys av mikroplaster från konstgräsplaner. Mätmetoder som presenteras i rapporten utvärderas utifrån deras enskilda lämplighet samt i kombination med varandra. Studien är avgränsad till att endast behandla mätmetoder för analys av mikroplaster som kommer från konstgräsplaner. Mikroplaster som uppkommer vid driftsaktivitet på planen, så som textilfibrer och nedskräpning behandlas inte i denna rapport. De organiska fyllnadsmaterialen räknas inte som mikroplaster och kommer därmed inte behandlas i denna studie. I denna studie klassificeras partiklar mindre än 5mm i diameter som en mikroplast i syfte att omfatta alla gummigranulattyper som kan förekomma på en konstgräsplan.

2 Ältasjön

Ältasjön är en stor, näringsrik och grund sjö belägen mellan Nacka och Stockholms kommuner. Utflödet från sjön rinner via Ältaån till Söderbysjön och vidare till Dammtorpsjön och Järlasjön.

Ältasjön anses vara en högbelastad sjö på grund av omgivande bebyggelser, Tyresövägen och konstgräsplanen Älta IP som ligger i direkt anslutning till sjön.

Dagvatten från Tyresövägen leds genom en skärmbassäng med flytbryggor som kan förebygga spridningen av mikroplaster, finsediment och föroreningar från vägen [6]. Dräneringsvatten från Älta IP rinner direkt ut i Ältasjön utan att genomgå några reningssteg på vägen [3].

Mikroplaster som kan tänkas spridas till Ältasjön från Tyresövägen och konstgräsplanen gör det intressant att utföra mätningar i sjön i syftet att undersöka förekomsten av mikroplaster och verifiera dess källor. Källan till mikroplaster bedöms i dagsläge vara vägen och konstgräsplanen.

Mikroplaster från Tyresövägen kan uppkomma vid väg- och däckslitage. Eftersom Tyresövägen är högtrafikerad förväntas den potentiella mikroplastutsläppen här vara relativt hög

Mikroplaster från konstgräsplanen Älta IP kan spridas vid drift- och underhåll av planen. Älta IP är en 11-manna konstgräsplan, innehållande mellan 2–3 ton granulat. Granulatet som används på denna plan är grönt etenpropendiengummi (EPDM) [3]. På grund av utsläppsrisken av granulatet till den närliggande Ältasjön är det av intresse att undersöka om EPDM faktiskt når sjön.

Mikroplaster från Tyresövägen förväntas ha skild karaktär från konstgräsplaners granulat vilket möjliggör bestämning av respektive utsläpp, förutsatt att en välfungerande analysmetodik tillämpas. Det är därför av stort intresse att utföra selektiva mätningar i Ältasjön med avseende på svarta plastpartiklar som kan ha sitt ursprung i vägunderlag och fordonsdäck. Dessutom skulle Ältasjön kunna kontrolleras kontinuerligt i syfte att effektivisera de åtgärder som vidtas i närheten av sjön för att bibehålla och förbättra det naturliga ekosystemet

3 Metod

I denna studie undersöktes provtagning-, behandling- och analysmetoder som används vid analys av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer. Huvudfokus för detta arbete låg på analysmetoder för mikroplaster från konstgräsplaner och därför har provtagning- och behandlingsmetoder undersökts i korthet. Metoder som har använts är litteraturstudier, workshop samt framtagning av en analyskedja.

3.1 Litteraturstudie

Litteraturstudie som metod innebär systematisk, kritisk och metodisk granskning av litteratur som anses relevant för studien. Information till detta arbete har hämtats från internationell litteratur som berör metoder för provtagning, behandling och analys av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer. Metoderna har sammanställts samt dess möjligheter och begränsningar med avseende på mikroplaster sammanfattats. Vidare har de redovisade analysmetoderna utvärderats utifrån dess lämplighet för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i syfte att besvara studiens frågeställningar.

3.2 Workshop

Workshop innebär som metod en insamling av aktuell information om dagens praxis och senaste forskning som kan ge inblick i de framsteg som gjorts under senaste tiden samt praxis som råder.

3.3 Analyskedja

En beskrivning av analysprocessen, en analyskedja för mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer har utvecklats och presenteras i rapporten. Denna analyskedja består av fyra huvudsteg: provtagning, behandling, analys och tolkning. Analyskedjan använts för att tydliggöra vikten av holistisk syn vid mikroplastanalyser och bedöms vara användbar för vidare utveckling av standardmetodik för hela analysprocessen, från provtagningen till analystolkningen. Information om metoder för provtagning, behandling och analys finns i litteraturen, men ingen analyskedja har tagits fram i tidigare studier.

4 Mikroplaster från konstgräsplaner

Detta kapitel inleds med en övergripande beskrivning av mikroplaster samt dess källor och miljöpåverkan. Vidare i kapitlet belyses konstgräsplaners byggnation, fyllnadsmaterial samt materialets potentiella spridningsvägar.

4.1 Mikroplaster i miljön

I samband med ökad storskalig produktion av plastmaterial sedan 1950-talet, har plastrester börjat släppas ut i miljön [7]. Plastproblematiken har dock inte uppmärksammats förrän tjugo år senare då första studier kring plastens potentiella negativa påverkan på havsmiljön utfördes. I dessa studier beskrevs förekomsten av små plastpartiklar i planktonnät som kunde absorbera organiska föroreningar och belasta den marina miljön [8].

Plastmaterial medför många potentiella risker för miljön. Plast har lång uppehållstid och nedbrytning av en plastvara kan ta tusentals år beroende på omgivningen [7]. Plastrester hittas överallt i samhället vilket speglar problemets komplexitet.

Plast är ett flexibelt material bestående av en eller flera polymerer samt tillsatsämnen som ger materialet önskade egenskaper. Eftersom plast kan innehålla olika typer och kvantiteter av tillsatsämnen beroende på ändamål, kommer olika plastmaterial att markant skiljas från varandra med avseende på fysikaliska och kemiska egenskaper [9]. Både polymerer och additiver består till största del av kol, syre och kväve [10].

Plastmaterial klassificeras med avseende på partiklarnas storlek. En mikroplast definieras i de flesta studier som en partikel vars diameter är mindre 5mm, dock finns i nuläget ingen officiell definition av en mikroplast [11].

Mikroplaster klassificeras som antingen primära eller sekundära. Primära mikroplaster är plastpartiklar som produceras avsiktligt i den storleken för direkt användning. Sekundära mikroplaster är plastpartiklar som bildas genom fragmentering eller användning av större plastrester [9][10]. Exempel på primära mikroplaster är gummigranulat från konstgräsplaner, medan exempel på sekundär mikroplast kan vara granulat och konstgräsfibrerrester som frigörs vid nötning under spel och drift-/underhåll.

En del författare föreslår klassificering av plaster i flera intervall. Denna klassificering skiljer på tre olika storleksintervall. Mikroplast omfattar plastpartiklar i mikroskalan (<1mm), mesoplast omfattar partiklar mellan 1–2,5mm och makroplast omfattar plastpartiklar mellan 2,5-5mm [12].

Mikroplaster hittas i vatten- och sedimentmiljöer världen runt, från storstäder belägna nära vattendrag till de allra mest avlägsna områden. Detta tyder på global spridning av mikroplaster. Mängden mikroplaster i miljön uppskattas ligga mellan 14 400 till 268 940 ton [13]. Den extrema storleken på intervallet i uppskattningen speglar stora kunskapsluckor kring mikroplasters spridning, källor och mätmetoder.

Stora plastrester i havsmiljön kan orsaka fysisk stress för vattenlevande organismer som fastnar i plastskräpet [13]. Dessutom kan plastresterna ge upphov till mikroplastbildning genom nedbrytning och fysiskt slitage av större plastbitar [3].

Mikroplaster kan förväxlas med föda av olika djurarter och på så sätt överföras mellan trofiska nivåer. Intag av mikroplaster kan orsaka kvävning, inflammationer och allvarliga tarmsystemsproblem som

kan leda till svält [13]. Förutom dessa fysiska effekter kan även en rad biologiska effekter uppstå i samband med intag av mikroplaster. De biologiska effekterna kan orsakas av tillsatskemikalier, monomerer samt skadliga kemikalier från tillverkningen som kan läcka ut i vatten. Mikroplaster kan dessutom absorbera föroreningar och kemikalier så som polyklorerade bifenyler (PCB) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) från den omgivande miljön [8]. Exakta effekter av dessa ämnen på djurlivet är inte kända, men de antas orsaka försämrad reproduktionsförmåga och matsmältning samt nedsatt allmäntillstånd [13].

4.2 Mikroplasters spridning

Den stora variationen i mikroplastsorter, dess spridningsvägar samt potentiella fysiska och kemiska effekter på ekosystemet gör bestämning av specifika miljörisker till en stor utmaning för forskningen.

Mikroplaster kan tänkas spridas till vatten- och sedimentmiljöer genom dränerings-/dagvatten, grund- och ytvatten men även med hjälp av vind och mänsklig aktivitet. Källor till utsläpp av mikroplaster till vattenmiljöer i Sverige är många och exakt mikroplastmängd som sprids från de olika källorna är okänd [14]. Den viktigaste utsläppskällan uppskattas vara slitage av däck och vägar med utsläpp på ca 8 900 ton per år [1]. Den näst största källan antas vara konstgräsplaner med mikroplastutsläpp på ca 1 638 – 2 456 ton per år. Även slitage av båtbottnfärg (utsläpp mellan 160–740 ton per år), industriell produktion (utsläpp mellan 310–530 ton per år) textiltvätt (utsläpp mellan 8–950 ton per år) samt nedskräpning uppskattas vara signifikanta utsläppskällor [14]. De stora skillnaderna i utsläppssiffror avspeglar osäkerheter kring mätning av mängder mikroplaster i miljön.

Mikroplaster kan förekomma i olika former beroende på platspartikelns ursprung samt nedbrytningsgrad. De vanligaste är sfäriska partiklar, oregelbundna fragment, flingor och fibrer. Variationen i storlek, form, ursprung, densitet och sammansättning påverkar mikroplasters förmåga att spridas i miljön [8]. Förutom dessa faktorer kommer partikelns spridningsförmåga även att påverkas av rådande miljöförhållanden [15]. Det är därför viktigt att ta hänsyn till de faktorerna vid tolkning av analysresultat från mikroplastmätningar.

4.3 Allmänt om konstgräsplaner

Konstgräsplaner introducerades redan på 1960-talet, men deras uppbyggnad skiljer sig markant från dagens så kallade tredje generations konstgräsplaner. En tredje generations konstgräsplan är uppbyggd i flera lager som tillsammans ger underlaget önskade egenskaper [16].

Första steget vid anläggning av en ny konstgräsplan är markundersökning vars syfte är att bestämma den optimala platsen för planen. Faktorer som undersöks är förekomst av berg och sten i marken, tjälfarligheten, bärigheten, infiltrationskapacitet samt grundvattendjup [17]. Utifrån markundersökningen anpassas utförande av en konstgräsplan. Markbyggnationer omfattar huvudsakligen tre lager; förstärkningslager bestående av krossmaterial, bärlager bestående av bergkross och ett dräneringslager bestående av grus; som tillsammans skapar ett stabilt underlag för en konstgräsplan [18]. Vid behov kan även ett avjämningslager bestående av stenhöl anläggas. För att effektivt kunna avleda vatten från överbyggnationen installeras dräneringsrör i dräneringslager [19].

När markarbetet är klart kan konstgräset anläggas på planen. Konstgräs på fotbollsplaner används som ett alternativ till traditionellt gräs. Användning av konstgräs medför mindre slitage och minskat underhållsbehov men framför allt betydligt högre kapacitet i antal speltimmar [20]. Anläggning av konstgräs utgörs av tre olika lager. Första lagret består av en permeabel duk innehållande en plastblandning mellan polypropylen, polyamid 6 och polyolefiner eller polyuretan. Platsstrån vars syfte

är att simulera naturligt gräs hålls fast i duken med hjälp av ett sand- och gummigranulatlager [16]. Gummigranulatet och sanden läggs i ett ca 3–6 cm tjockt lager [21].

Konstgräsplaner får den önskade karaktären och spelegenskapen igenom att planens konstgräs fylls med fyllnadsmaterial oftast bestående av sand och gummigranulat [22]. Gummigranulatet kornstorlek varierar mellan 0,8 och 3 mm i diametern [23]. Mängden granulat som används på en konstgräsplan beror på granulattyp och storlek på planet. En 11-manna konstgräsplan om 7881m² kan innehålla från 51 till 87 ton fyllnadsmaterial beroende på granulattypens bulkdensitet [24]. Eftersom bulkdensiteten definieras som ton/m³ kommer den totala vikten fyllnadsmaterial som används variera.

4.3.1 Mikroplastkällor på en konstgräsplan

Det finns olika sorters fyllnadsmaterial i form av granulat och val av granulatet avgörs av ekonomi- och miljöaspekter [19]. Det finns både organiska och icke-organiska granulat som kan användas på konstgräsplaner. Till de icke-organiska granulaten räknas styrengummi (SBR), etenpropendiengummi (EPDM), R-EPDM och termoelaster (TPE) som används på de flesta konstgräsplaner i Sverige [3]. De organiska granulaten kan utgöras av kork, kokos eller bark, dock är deras användning begränsad i dagsläge [18].

Nedan följer en översiktlig beskrivning av de olika fyllnadsmaterialen, platsstrån och övrigt material som kan bidra till mikroplastspridning från en konstgräsplan.

4.3.1.1 Etenpropendiengummi (EPDM)

EPDM är en sampolymer mellan eten, propen och dien [25]. Detta material karaktäriseras av hög elasticitetsfaktor samt god beständighet mot väder och oxidation. De egenskaperna gör EPDM-granulatet särskilt lämpad för användning i utemiljöer [26].

EPDM-granulatet framställs ur nyproducerat gummi genom en kemisk process kallad vulkning. Vulkning innebär att rågummi omvandlas genom bildning av kemiska tvärbindingar mellan gummikedjemolekyler och ett så kallad vulkmedel till ett formstabil och elastiskt material. Vulkmedel består vanligen av svavel eller peroxid [27][28].

Vid tillverkning av EPDM-granulatet tillsätts även andra ämnen i syftet att förbättra gummins egenskaper. Som exempel kan förstärkningsmedel kimrök, mjukgörandemedel och flamskyddsmedel innehållande metaller anges. De ämnena anses vara signifikanta ur hälso- och miljösynpunkt [24].

4.3.1.2 R-EPDM

R-EPDM är återvunnen EPDM från olika källor. Materialet kan bland annat komma från produktion, packningar och bilmattor [24]. Exakt innehåll i R-EPDM granulatet är okänt på grund av materialets varierade ursprung. Detta leder till att även miljö- och hälsorisker inte kan säkerställas för R-EPDM [18].

4.3.1.3 Styrengummi (SBR)

SBR är en sampolymer mellan styren och butandien [29]. Gummigranulatet bestående av SBR återvinns från gamla bil- och maskindäck [3]. Detta material karaktäriseras av god slitstyrka och värmebeständighet, flexibilitet, goda dämpningsegenskaper samt låg vattenabsorptionsförmåga. På grund av de goda egenskaperna är SBR den största typen av syntetiskt gummi med flest användningsområden [30].

Tidigare studier påvisade att mjukgörande HA-oljor som tillsattes vid däckproduktionen kan ge upphov till bildning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH. I samband med denna upptäckt har tillåten mängd HA-oljor reglerats av EU och därmed minskat kraftigt i däck som producerats efter 2011. SBR har även visats innehålla kimrök och vulkmedlet zinkoxid [24].

Ur livscykelperspektiv anses SBR vara ett bra alternativ till fyllnadsmaterial då det är ett sätt att återvinna ett material och därmed stämmer med avfallshierarkin [31]. Dessutom bedöms hälsorisker vara minimala för SBR [24].

4.3.1.4 *Termoelaster (TPE)*

TPE är en sampolymer vanligen uppbyggd av två olika faser, en mjuk och en hård polymerfas. Den mjuka elastomerfasen kopplas ihop med den hårda termoplastfasen genom mekanisk eller kemisk bearbetning. Detta resulterar i att TPE har egenskaper som karaktäriserar respektive fas [32].

TPE genomgår inte vulkningsprocessen vilket innebär att bildningar som skapas mellan polymerkedjorna är fysikaliska och kan därmed brytas vid ökad temperatur. Smältningspunkten kan dock anpassas efter användningssyfte genom varierat förhållande mellan den mjuka och hårda komponenten [32].

TPE kan återvinnas då materialet endast behöver smältas och formas om vilket gör TPE till ett miljövänligare alternativt till gummigranulat än EPDM [33].

Vid bearbetning av TPE behöver additiver tillsättas i stabiliserande syfte. De additiver kan innehålla både metaller och organiska ämnen som kan vara signifikanta ur miljö- och hälsosynpunkt [24].

4.3.1.5 *Plaststrån och övrigt plastmaterial*

Plaststrån är gjorda av syntetiska organiska polymerer, vanligen polyamid/nylon, polyeten eller polypropylen [7]. Plaststrån från äldre konstgräsplaner kan vara ytbehandlade med blykromat som i sin tur kan leda till spridning av bly när stråna slits [16].

Vidare kan även en permeabel duk som används under granulatlagret samt dräneringsrören ge upphov till mikroplaster från konstgräsplaner [34].

5 Metoder för analys av mikroplaster i vatten och sediment

Nedan ges en beskrivning av de metoder som har använts i tidigare studier för provtagning, behandling och analys av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer.

5.1 Provtagningsmetoder

Mikroplaster från konstgräsplaner kan tänkas förekomma i dräneringsvatten/dagvatten- och ytvatten samt sediment. Det är av intresse att kunna utföra mätningar i dessa tänkbara miljöer. Typen av vatten och sediment som provtas kommer att påverka valet av provtagningsmetod [35]. I ytvatten hittas allt från stora plastrester till mikroplaster och provtagningsmetoder måste därmed vara anpassade till både den stora variationen i plaststorlek och den stora vattenvolymen [34] [36]. Däremot förväntas dränerings- och dagvatten innehålla mikroplaster av betydligt mindre partikelstorlek och tillgänglig vattenvolym är begränsad jämfört med ytvatten. Mikroplaster i sedimentmiljöer är dynamiskt fördelade, vilket innebär att mikroplastkoncentration samt förekomst är oregelbunden och påverkas av flera faktorer så som vind, tidvatten, det undersökta grävdjupet samt aktivitet på stränder och i vattnet [35][37].

5.1.1 Kontaminationsrisk

Mikroplastpartiklar har förmåga att sväva i luften, dessutom återfinns de i kläder, utrustning och många varor som används i vardagslivet. De mikroplasterna kan komma att störa provtagningen och leda till felaktiga resultat med en kraftig överskattning av mikroplastkoncentration [38][39]. Av denna anledning bör kontakt med plast, så som kläder, skor, utrustning, som kan ge upphov till mikroplaster undvikas och ersättas med icke-plastiska varor i syfte att hålla föroreningskoncentrationen så låg som möjligt under hela analysprocessen. Utöver dessa åtgärder rekommenderas även användning av kontrollprov i syfte att identifiera källor som kan ha orsakat störningar i analysen [37].

5.1.2 Provtagning i vatten

Provtagning av mikroplaster i ytvatten kan antingen ske genom flask- eller volymreducerande provtagning [37]. Flaskprovtagning innebär samling av en viss vattenvolym, ingen reduktion av volymen sker under provtagningen och provet kan tänkas innehålla en stor variation av plastmaterial. Volymreducerad provtagning innebär att stora vattenvolymer filtreras, vanligen med hjälp av ett nät eller pump med filter för att erhålla ett representativt filtratprov. Flödesmätare används för bestämning av den totala vattenvolymen vid denna provtagningsförfarande [35][40].

Mikroplaster med lägre densitet än vatten tenderar att flyta på vattenytan [5]. Dock kan plastpartiklar i vissa fall flyta på vattenytan trots att de har högre densitet. Detta på grund av förekomsten av luftbubblor som fästs på partikelytan och lyfter upp partikeln till vattenytan. Dessa plastmaterial kan med fördel samlas in med hjälp av nät eller trålar som möjliggör provtagning på vattenytan [37][38].

Ett nät är vanligen 3–4,5 m långt och har en öppning på mellan 0,03 och 2 m [37][38]. Nätets maskvidd varierar mellan 50 och 3000 μm , men de mest använda näten har en maskvidd på ca 300 μm [5][38]. Däremot har en trål en betydligt mindre öppning på mellan 10 och 61 cm [41]. Vid provtagning får vatten strömma genom denna öppning så att eventuella plastpartiklar kan fångas upp av efterföljande nät. Dessa metoder möjliggör snabb undersökning av stora vattenvolymer och tillhandhåller högkoncentrerade prov. De proven kan tänkas innehålla stor variation av plastpartiklar samt höga koncentrationer av mineraliskt och organiskt material, vilket ställer höga krav på behandlingsmetoder [35][37].

Nät och trålar är oftast utformade för att fånga partiklar större än 300 µm vilket leder till ofullständiga mätresultat som inte tar hänsyn till mikroplaster av mindre storlek. Trots att provtagningsmetoder som potentiellt kan vara mer effektiva med avseende på mikroplaster av mindre storlek finns så är dess användning begränsad i dagens studier. Anledningen till detta är dess benägenhet att täppas till samt försvårad behandling av provet [35].

Mikroplaster med högre densitet än vatten tenderar att sedimenteras, men hittas även i vatten på grund av omrörning som orsakas av strömmar och vattenliv. Provtagning av sådant plastmaterial kan ske med hjälp av pumpar med filter eller flaskprovtagning. Pumpar med filter kan fånga upp partiklar av kornstorleken mellan 10 µm och 355 µm beroende på utformningen [42][43].

Provtagning av mikroplaster i dagvatten- och dräneringsbrunnar genomförs främst med genom flaskprovtagning. Detta eftersom förekommande flöden är små och oregelbundna [34].

Beroende på provtagningsförfarande kommer enheten i resultatet att redovisas per km², liter eller m³. Exempelvis studier som använder sig ut av nät och trålar kommer att redovisa resultaten per km² eller liter, medan prov ansamlade med hjälp flaskprovtagning eller pump med filter redovisar resultaten i per l eller m³ [35].

5.1.3 Provtagning av sediment

Ett sedimentprov kan tas från havs-, flod- eller sjöbotten, men i de flesta studierna samlas mikroplaster från sedimentet längs en strandlinje [35][38].

Ett sedimentprov från havs-, flod- eller sjöbotten kan tas med hjälp av skop- eller kolvprovtagning. Skopprovtagning möjliggör samling av det yttersta sedimentlagret (5–15 cm djup) [37][44] medan kolvprovtagning både kan samla ytligt och djupt sedimentlager (ca 300 cm djup) [37] men resulterar i mindre provolymer [45].

Provtagning längs en strandlinje är relativt enkel och kan med fördel ske med hjälp av en sked eller spade. Ett sedimentprov från stranden kan tas genom systematisk provtagning, så kallat provtagningsmönster. Denna metod går ut på att ett antal provtagningspunkter bestäms och fördelas i ett nätmönster över området. Provtagningspunkterna kan följa reguljärt, systematiskt slumpmässigt eller slumpmässigt mönster. Eftersom stora områden täcks kan resultaten behandlas statistiskt och ge en uppfattning om rådande mikroplastförekomst på stranden i fråga [35][37][38].

Grävdjupet som tillämpas vid respektive provtagning är en viktig faktor som kan påverka resultatet. Vanligen tas sedimentprov till max 5 cm djup, men djupet kan variera mellan 0–32 cm [46]. Mängden sedimentprov som samlas på olika platser med olika provtagningsmetoder varierar mellan 0,15 till 10 kg [38].

Beroende på provtagningsförfarande kommer enheten i resultatet att redovisas per m² eller kg sediment. Studier som använder sig av rutprovtagning redovisar resultaten per samlingsyta, medan prov samlade med hjälp av skopa och spade redovisas vanligen viktenheter [35].

5.2 Behandlingsmetoder

Vatten- och sedimentprover kan behöva genomgå ett lagrings- eller konserveringssteg i syfte att bevara provinnehållet och undvika kontamination. Detta uppnås genom antingen kylning eller frysning av ett vattenprov samt prov innehållande mycket organiskt material. Ett sedimentprov brukar vanligen torkas. Torkning av ett prov måste dock ske vid relativt låga temperaturer (ca 40–60 °C) för att undvika eventuellt förändring och nedbrytning av provinnehåll. Prov med komplext innehåll kan även

förvaras i formalin eller alkohol. Detta kan dock orsaka färgförändringar av plastpartiklar och en viss förorening av provet [47]. Alla prov bör transporteras till laboratorium i mörka och icke-plastiska behållare [35].

Behandlingssteget genomförs på ett laboratorium och består vanligen av två delsteg: separation och rening, men prov tagna med icke-volymreducerande metoder behöver genomgå volymreducering i form av filtrering eller silning på labb. Utformning av respektive delsteg anpassas efter provtyp och förväntat innehåll i provet. Detta innebär att alla prov inte behöver genomgå respektive steg i given ordning [5].

Allmänt gäller att ett vattenprov behöver filtreras för att erhålla ett torrt prov som senare kan sorteras med avseende på plastpartiklar inför en optisk- och/eller kemisk analys. Ett vattenprov taget med hjälp av flaskprovtagning som är en icke-volymreducerande metod kommer att genomgå volymreducering i form av filtrering på labb. Ett filter som används vid filtrering kan ha olika maskvidd vilket innebär att filterkapaciteten kommer att avgöra vilka partiklar som kommer vara i filtratet och genomgå vidare analys. Ett vattenprov taget med hjälp av nät och pumpar med filter är redan filtrerat och kan gå direkt till ett reningssteg för att få bort eventuella partiklar av mineraliskt- och/eller organiskt ursprung. Ibland kan ett vattenprov, oavsett använd provtagningsmetod, genomgå ett extraktionssteg där små partiklar separeras med avseende på densitet [35].

Ett sedimentprov behöver genomgå ett volymreducerande steg i form av silning, med undantag för sedimentprover tagna med hjälp av selektiv provtagning med en pincett och bricka. Sedimentprovet brukar sedan gå till ett separationssteg. Slutligen går sedimentprovet till ett reningssteg där det, precis som ett vattenprov, renas från eventuella föroreningar som kan komma att störa efterföljande analys [35]. Allmänt gäller att ett sedimentprov behöver genomgå flera behandlingssteg på grund av den komplicerade sammansättningen [5][47].

5.2.1 Extraktion

Det finns flera metoder för extraktion av mikroplaster i sedimentprov. De metoder som beskrivs i detta kapitel är flotation, PFE (pressurized fluid extraction) och elutriation. Flotation är den mest använda metoden för extraktion av mikroplaster där densitetsskillnader mellan plastpartiklar och provmatrisen utnyttjas och avskiljning sker med avseende på dessa [35].

Den specifika densiteten hos en plastpartikel varierar mellan 0,8 och 1,5 g/cm³ beroende på plasttypen och framställningsprocessen. Exempelvis har gummigranulat från konstgräsplaner densitet mellan 0,9 och 1,53 g/cm³ beroende på granulattypen. SBR granulatet har densitet mellan 1,2 och 1,53 g/cm³, TPE 0,9 och 1,2 g/cm³ och EPDM 1,12 och 1,4 g/cm³ [48][49].

Plastpartiklar kan separeras från mineralpartiklar med högre densitet, såsom sediment (2,65 g cm⁻³), genom flotation med en saltlösning med hög densitet. I en lösning med högre densitet kommer de lättare plastpartiklarna att flyta och därmed separeras från de tyngre sedimentpartiklarna. För att effektivisera avskiljningen kan olika lösningar användas beroende på vilka fraktioner önskas separeras, allmänt gäller att ju högre densitet en saltlösning har desto fler plaststyper kan avskiljas. Vanligen används NaCl-lösning (densitet 1,2 g/cm³) på grund av låg kemikaliekostnad, lätt hantering och god avskiljningsförmåga för polymerer med densitet mindre än 1,2 g/cm³ [5][35][50]. För att avskilja plastpartiklar med högre densitet än 1,2 g/cm³ behöver dock en annan lösning användas. Andra saltlösningar som används vid densitetsseparation är Na₆[H₂W₁₂O₄₀] (densitet 1,4 g/cm³) [51], ZnCl₂ (densitet 1,6 – 1,7 g cm) [52] och NaI (densitet 1,8 g/cm³) [39]. Dessa saltlösningar rekommenderas att återvinnas genom tryckfiltrering av ekonomiska- och miljömässiga skäl [39][37].

Det finns olika sätt att utföra densitetsseparationen på och nya metodutföranden utvecklas ständigt i syfte att förbättra tekniken och avskiljningsgraden. I den klassiska uppställningen skakas provet i saltlösningen under 30sek – 2h sedan får provet sedimentera och därefter dekanteras vätskefasen [38]. Repetition av detta steg rekommenderas i syfte att uppnå hög separationsgrad, (68–97,5 %) [50][53]. Ett annat sätt att genomföra densitetsseparation är användning av separationsanordning [52] eller fluidisering följt av flotation [39][53]. Separationsgraden skiljer sig åt beroende av valt tillvägagångssätt samt halten och typen av plast i provet. De nya metoderna uppnår avskiljningsgrader på 96–100% [52] 98–100% [54] respektive 91–99% [39].

En annan metod som kan användas för avskiljning av mikroplaster från provmatriser är PFE (pressurized fluid extraction) [55]. Extraktion går ut på att ett flytande lösningsmedel tillsätts till den kontinuerliga fasen (ex. ett sedimentprov) innehållande komponenter som önskas extraheras. Lösningsmedlet får sedan passera ett metallfilter och dispergera (bilda små bubblor) i den kontinuerliga fasen vilket skapar god massöverföring och organiska ämnen som finns i provet kan lösas upp i lösningsmedlet medan plastpartiklar stannar kvar i den kontinuerliga fasen [56]. Eftersom faserna inte är lösliga i varandra kommer två skikt bildas där ena fasen innehåller organiska ämnen och den andra mikroplaster. PFE utförs under högt tryck för att påskynda processen. Det finns goda möjligheter till automatisering av processen vilket skulle möjliggöra snabbare extraktion av mikroplastprover [55].

Elutriation separerar plastpartiklar med avseende på form, storlek och densitet. Separation baseras på skillnader i sedimentationshastigheten mellan olika plastpartiklar. Metoden är dock inte lämplig för vatten- och sedimentprover innehållande stora mängder organiskt material, på grund små densitetsskillnader. Avskiljningsgraden som kan uppnås genom elutriation ligger mellan 94–98% [5].

5.2.2 Rening

För att underlätta och effektivisera identifiering och kvantifiering av mikroplaster, behöver ett vatten- och sedimentprov genomgå kemisk eller enzymbaserad rening [5]. Reningsmetod som väljs bör effektivt kunna reducera kvarvarande organiska föroreningar utan att skada plastpartiklarna i provet. Val av tillvägagångssättet i detta steg är avgörande för vissa analysmetoder, exempelvis optisk identifiering, FTIR, Raman spektroskopi och GC/MS [37].

Kemisk rening innefattar användning av olika oxidationsmedel, syror och baser eller blandning av dessa i syfte att rena provet från icke-plastiska material [54]. Generellt används oxidationsmedlet H_2O_2 i de flesta studierna på grund av dess goda nedbrytningsförmåga med avseende på organiskt material och endast en mindre påverkan på plastpartiklar i provet [39][57][58]. Även användning av syrorna HCl, HNO_3 och H_2SO_4 förekommer i litteraturen. HCl är den minst effektiva metoden med avseende på nedbrytningsgraden. HNO_3 och H_2SO_4 ger mycket hög nedbrytningsgrad, dock orsakar de skador på pH-känsliga plastpartiklar i provet (t ex polyamid, polyoximetylen, polykarbonat), vilket begränsar användning av dessa reagens [39][54][59]. Baserna KOH och NaOH kan också användas i den kemiska reningen. Både KOH och NaOH har en hög nedbrytningseffektivitet och är skonsamma mot plastpartiklar. Dock kan en temperatur- eller koncentrationshöjning orsaka skador på PET och PVC samt färgförändring på polyamider [60].

Enzymbaserad rening innefattar användning av olika enzymer som kan bryta ner organiskt material. Organiska material så som proteiner, lipider och kolhydrater kan avlägsnas genom användning av specifika enzymer. Enzymlösningar som rapporteras i litteraturen innehåller olika blandningar av lipas, amylas, proteinas, kitinas och cellulosa [5]. Vid behandling av vattenprover har enzymet proteinas-K visat hög nedbrytningsgrad av organiskt material (över 97%) utan att påverka plastmaterial i provet [59].

Även kombination av kemisk och enzymbaserad rening förekommer i litteraturen och ger mycket lovande resultat. Exempelvis användning av BEPP (basic enzymatic purification protocol) har rapporterats i litteraturen. Metoden går ut på att en lösning innehållande natriumdodekylsulfat och enzymer blandas i en fosfatbuffrad koksaltlösning med tillsatt H_2O_2 . Detta följs av densitetsseparation med $ZnCl_2$ och ger en total reningsgrad på 98,3% för ett vattenprov [61].

5.3 Analyismetoder

Det finns olika mätmetoder för identifiering och kvantifiering av mikroplaster från vatten- och sedimentprover. Allmänt kan dessa tekniker delas in i optiska, spektrometriska och kromatografiska metoder. Dessa metoder har olika möjligheter och begränsningar med avseende på mikroplastanalys och arbetar med olika information. Generellt undersöker optiska metoder partikelns fysikaliska egenskaper, exempelvis färg, form och densitet, spektrometriska metoder analyserar partikelns absorption och emission medan kromatografiska metoder undersöker ämnens adsorptionsförmåga för att få information om partikelns kemiska egenskaper, exempelvis sammansättning av grundämnen och organiska ämnen [5][62][63].

5.3.1 Optiska analysmetoder

Mikroplaster i ett vatten- och sedimentprov kan identifieras med avseende på mikroplaster genom en inledande optisk identifiering följt av kemisk analys. Vanligen är ett prov förbehandlat enligt metoder beskrivna i kap. 4.2, men ibland utförs endast en identifiering med blotta ögat direkt efter provtagningen. Detta tillvägagångssätt innefattar då samtidigt sortering och identifiering av större mikroplaster med hjälp av bricka och pincett. Mikroplaster som kan avskiljas på detta sätt är färgrika plastpartiklar av storleksordningen 2-5mm, mikroplaster mindre än 2mm kommer inte att tas med vid sådan identifiering vilket ger otillförlitligt resultat [63]. Vatten- och sedimentprover som inte genomgår reningsprocessen kan dessutom innehålla oorganiska och organiska material som kan störa analysen eftersom mikroplaster i vissa fall kan påminna om dessa material färg- och formmässigt och dessutom kan partiklarna klibba ihop sig och förväxlas med större organiska material [35]. Sortering och identifiering med blotta ögat är dock en snabb och enkel metod med hög tillgänglighet för plastpartiklar av storleksordningen 2–5 mm [5][38][63]. Denna metod lämpar sig för undersökning av större mikroplaster [64] men om mikroplaster av mikrostorlek önskas undersökas så bör detta ske med hjälp av ett stereo- eller svepelektronmikroskop [35][63].

5.3.1.1 Stereomikroskop (SM)

Ett stereomikroskop (SM) använder ljus och förstoringlinser för att skapa en förstord bild av ett objekt [65]. I de flesta studier används ett stereomikroskop för undersökning av mikroplaster <2mm. Ett stereomikroskop ger en detaljerad bild av partikels ytstruktur vilket är nödvändigt för identifiering av små partiklar med tvetydigt ursprung. I litteraturen rapporteras främst användning av stereomikroskop med 40 gångers förstoring vilket möjliggör identifiering av mikroplaster med avseende på partikelns fysikaliska egenskaper så som: färg, form och nedbrytningsgrad [38][66]. Även denna identifiering ställer höga krav på förbehandling av provet och på grund av risken för felidentifiering rekommenderas inte metoden för partiklar <0,5mm om ingen efterföljande kemisk analys genomförs. Felfrekvensen vid optisk analys uppskattas ligga mellan 20–70% och öka med minskande partikelstorlek [37][66]. Den höga felfrekvensen beror på provrenhet, mikroskopets kvalitet och förstorningsgrad samt personen som utför analysen. Även en erfaren analytiker kan förväxla plastpartiklar med organiska material och mineralfragment [38]. Eftersom allt arbete sker manuellt är metoden tidskrävande [37]. Metoden är även osäker för svarta partiklar eftersom ljuset kan studsas tillbaka och försvåra avskiljning mellan olika typer av partiklar [62]. I Figur 1 presenteras en bit av ett EPDM-granulat på ett 20 μm filter, som fotograferades med hjälp av ett stereomikroskop.

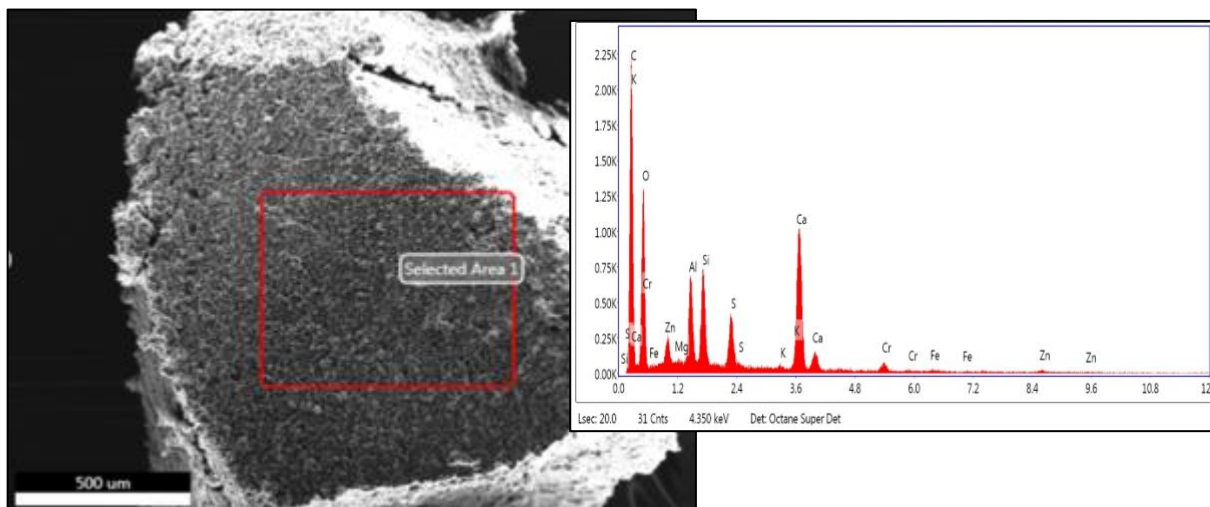


Figur 1. En avklippt bit av EPDM-granulat på ett 20 µm filter [62]. Bild kopierad med tillstånd.

5.3.1.2 Svepelektronmikroskop (SEM) med energi dispersiv röntgenspektrometer (EDS)

Ett svepelektronmikroskop (SEM) använder elektroner för att skapa en bild av ett objekt. Arbetsprincipen hos ett svepelektronmikroskop är att en elektronstråle skickas ut från en elektronkanon innehållande en metalltråd mot föremålet som ska undersökas. Elektronerna ger information om partikelns topografi genom att detektera atomer som finns på olika djup i provet [67]. I provkammaren råder vakuum för att förhindra elektronstrålen från att integrera med atomer på väg mot föremålet. Undersökningar kan utföras i hög- eller lågvakuum. I högvakuum bör det undersökta föremålet vara elektriskt ledande eller ytbehandlas med ledande material (ex. guld eller kol) för att en elektrisk laddning inte ska uppstå på ytan. I lågvakuum kan alla provtyper undersökas och analyseras [67][68].

Med hjälp av svepelektronmikroskop kan även röntgenstrålning detekteras. Denna strålning kan analyseras med hjälp av en speciell utformad spektrometer, så kallad energi dispersiv röntgenspektrometer (EDS) som mäter röntgenstrålningen som avges från provet. Röntgenstrålning är specifik för varje grundämne vilket möjliggör kartläggning av provinnehåll [69]. Plastpartiklar kan avskiljas från organiska partiklar på grund av den specifika, höga kolkoncentrationen som plaster innehåller. Provsvaren kan sedan jämföras med ett referensbibliotek, dvs samlad information om plastmaterial med känt ursprung, för att ta reda på den exakta plasttypen i provet. SEM-EDS kan med fördel användas för identifiering av plast >10 µm [62]. I Figur 2 presenteras EPDM-granulat i ett svepelektronmikroskop, till höger om den visas kemisk sammansättning av EPDM detekterad med hjälp av EDS.



Figur 2. Till vänster: EPDM-granulat i ett svepelektronmikroskop. Till höger: kemisk sammansättning av EPDM detekterad med hjälp av EDS [25]. Bild kopierad med tillstånd.

5.3.2 Spektrometriska metoder

Den optiska undersökningen kan med fördel kompletteras med ytterligare spektrometriska analysmetoder i syfte att få en fullständig information om provinnehåll och ursprungskällan [63]. Nedan följer en beskrivning av de spektrometriska metoder som beskrivs i litteraturen i samband med mikroplastundersökningar.

5.3.2.1 Fourier Transform Infrared (FTIR)

Fourier Transform Infrared (FTIR) är en spektroskopisk mätmetod för identifiering med avseende på intermolekylära bindningar hos en partikel. Arbetsprincipen hos FTIR-spektroskopi är att en infrarödstråle skickas ut från en IR-källa mot ett föremål som önskas undersökas. IR-ljuset absorberas delvist vilket orsakar rörelser och vibrationer i atomer och molekyler. Dessa rörelser och vibrationer har olika karaktär beroende på molekylens intermolekylära bindningar samt atomvikten och kommer att reflektera ljuset specifikt beroende på sammansättningen [70]. Ljusspektra som fås är unika för varje molekyl. Plaster kan enkelt särskiljas från organiska och oorganiska material. Om ett bibliotek över de specifika fingeravtrycken hos plastmaterial finns tillgängligt kan även exakt plasttyp i provet bestämmas [5][35]. FTIR kan med fördel användas för identifiering av plast >100 µm. Förutsättning för FTIR-analysen är att analyserade partiklar är IR-aktiva samtidigt som provet inte får innehålla vatten. Eftersom vatten är starkt IR-aktivt måste vattenhaltiga prov behandlas. Dessutom kan metoden inte tolka IR-spektra från svarta partiklar, detta på grund av den höga absorptionen av IR-strålningen [5][37][63]. Metoden kan inte heller identifiera gummimaterial [62]. Vid analys av mindre mikroplaster krävs en separat analys utförd med hjälp av FTIR-mikroskopi (μ -FTIR) eller μ -ATR-FTIR. Detta gör en FTIR-analys till en väldigt tidskrävande mätmetod, med analystider på mellan 5 och 10 timmar per prov [10].

FTIR-instrumentet kan arbeta i tre olika lägen, transmittans, reflektants samt försvagad totalreflektion (ATR). ATR-läge används främst för undersökning av plastpartiklar >500 µm [5].

Analys av små mikroplaster kräver användning av μ -FTIR [5][63]. μ -FTIR möjliggör undersökning av plastpartiklar ner till 10 µm i storlek [5]. μ -FTIR kan urskilja plastpartiklar, även dessa utan färg. Dessutom kan en uppskattning kring partikelns ursprungskälla och spridningsväg samt

nedbrytningsgrad fås ur så noggrann analys. Detta är dock tidskrävande och FTIR-instrumentet är väldigt dyrt [5][35].

μ -FTIR kan även kombineras med ATR-läget (μ -FTIR-ATR) i syfte att kringgå de svårigheter som kan uppstå vid användning av transmission- eller reflektansläge. Till skillnad från reflektansläge producerar ATR-läget ett stabilt spektrum även vid undersökning av oregelbundna partiklar. Dessutom kan ATR detektera så små partiklar som ljusstrålens diameter 10 μm , dock kan undersökning av partiklar vars längd är större än 50 μm vara problematisk och ge otydliga, svåranalyserade spektra [37].

5.3.2.2 Ramanspektroskopi (RS)

En annan spektroskopisk mätmetod som används för analys av mikroplaster är Ramanspektroskopi (RS). Tekniken i RS påminner om FTIR och går ut på att ett prov bestrålas med monokromatisk laser som skapar vibrationer i en molekyl vilket resulterar i ett bakåtspritt ljus som ger ett specifikt Raman-spektra [71]. Raman-spektra liksom IR- och EDS-spektra är unikt för varje molekyl och ger information om partikelns sammansättning [5]. Eftersom vissa spektrum är icke-aktiva i IR men aktiva i RS och tvärtom kan FTIR och RS kombineras för att erhålla ett fullständigt spektrum för en molekyl. Detta kan vara användbar vid svåridentifierade, komplexa prover. Liksom FTIR kan RS kopplas till ett mikroskop vilket möjliggör analys av ett brett, högupplöst spektrum av plastpartiklar mellan 1 och 20 μm [5] [59]. Vidare kan Raman-mikroskop kopplas till Raman spektral imaging vilket resulterar i bilder som baseras på Raman-spektra. Detta skulle teoretiskt sett möjliggöra en snabb och tillförlitlig analys av hela provet, dock är metoden under utveckling och har ännu inte tillämpats i mikroplastundersökningar [5].

RS-analysen begränsas av vissa parallella processer som kan uppkomma vid bestrålning av ett prov och resultera i ett otolkbart Raman-spektra. De mest förekommande störningarna är absorption av ljuset i provet och luminescens/fluorescens. Absorptionen kan fås vid användning av stark laserstrålning medan luminescens/fluorescens uppstår när elektroner exciteras [71]. Fluorescensen kan bland annat orsakas av biologiskt material i provet, därför bör ett prov behandlas innan analys med RS. Vidare kan användning av laser med låg våglängd ge hög signalintensitet från plastpartiklar i provet, men orsakar även hög fluorestens. Användning av laser med högre våglängd än 1000 nm är därför att föredra vid analys med RS [5].

5.3.2.3 Masspektrometer med induktivt kopplad plasmajonkälla (ICP-MS)

ICP-MS är en masspektrometrisk mätmetod för identifiering med avseende på isotopförhållande i ett prov. Arbetsprincipen i ICP-MS är att ett förångat prov förs in i argonplasman innehållande en kvartsfackla och en induktionsspole som skapar ett elektriskt fält vilket möjliggör kraftigt acceleration av elektroner. Denna acceleration ger upphov till kollisioner mellan elektroner och argonatomer. Kollisionerna orsakar jonisering som resulterar i en stabil plasma. Dessa joniserade atomer först vidare till masspektrometern där jonerna utsätts för vakuum och undertryck i syfte att separera dem med avseende på laddning och vikt [72]. Ett masspektrum över olika isotoper som finns i provet erhålls och kan användas som ett fingeravtryck. ICP-MS ger information om processer som provet har genomgått vilket möjliggör spårning av partiklars källor [62][73]. Provet förstörs vid analysen men eftersom metoden är väldigt känslig och ger en detaljerad information om provinnehållet behövs endast små provmängder för att erhålla efterfrågad information [62].

5.3.3 Kromatografiska metoder

Som alternativ till spektrometriska metoder kan kromatografiska metoder användas för identifiering av mikroplaster i vatten- och sedimentprover. Dessa metoder är väldigt känsliga men provet förstörs vid

analys [63]. Nedan följer en beskrivning av de kromatografiska metoder som beskrivs i litteraturen i samband med mikroplastundersökningar.

5.3.3.1 Gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS)

Gaskromatografi/masspektrometri utnyttjar fördelar med kromatografi och spektrometri i syfte att ge en komplex information om mikroplastinnehåll i ett prov. Ett referensbibliotek över flera plastsorter finns tillgängligt, dock är det mer begränsat än EDS, IR och RS-bibliotek och därmed behöver det utökas. Olika utformningar används vid mikroplastundersökningar, den mest använda metoden är pyrolys-gaskromatografi / masspektrometri (Pyr-GC / MS).

Pyr-GC/MS är en mätmetod som används för att identifiera plasttyp samt additiver i provet. Arbetsprincipen i Pyr-GC/MS är förbränning av provet och detektering av plastens förbränningsprodukter. Förbränningsprodukterna är specifika för varje plasttyp och kan därmed användas som markörer vid analys [37][35]. Vid analys med Pyr-GC/MS placeras en mikroplastpartikel i en tub och förbränns sedan i syrefri miljö. Under förbränningen frigörs gaser som överförs till en GC-kolonn med hjälp av ett kallt injektionssystem. GC-kolonnen är kopplad till en masspektrometer vilket möjliggör samtidigt identifiering av plasttypen och additiver. Eftersom endast en partikel i taget kan analyseras är metoden begränsad och tidskrävande. Dessutom måste platspartikeln appliceras manuellt i tuben och därmed kan partiklar <100 µm inte analyseras med hjälp av denna metod. Det är viktigt att påpeka att manuell hantering av partiklar <500 µm är svår och svårighetsgraden ökar med minskande partikelstorlek [74]. Pyr-GC / MS är destruktiv, vilket innebär att det undersökta provet förstörs i samband med förbränningen, detta förhindrar vidare analys av samma prov. Dock är Pyr-GC / MS en väldigt känslig metod och kräver endast små provmängder [5][35][37].

En annan metodutformning är TED-GC/MS som kombinerar fördelar från GC/MS, termogravimetrisk metod (TGA), fast-fas extraktion (SPE) och termisk desorption. Tekniken är att ett prov innehållande organiska och oorganiska material placeras (max provvikt 20mg) i TGA-behållare och värms upp under inerta förhållande [35][74]. Förbränningsprodukter extraheras på ett substrat (vanligen polydimetylsiloxan) och kan sedan desorberas till GC/MS-instrumentet. TED-GC/MS möjliggör direkt identifiering av mikroplaster från ett prov, utan föregående sortering och rening av provet [5][74].

5.3.3.2 Högupplösande vätskekromatografi (HPLC)

Arbetsprincipen bakom HPLC påminner om GC. Skillnaden är att den mobila fasen består av en vätska, medan i GC används en gas för att transportera förbränningsprodukter i GC-kolonnen. Vid analys av mikroplaster är HPLC kopplad till storlekselimineringskromatografi (gelfiltrering) i syfte att kvantifiera och mäta molviktsfördelningen i provet. Mikroplaststorlek kan inte bestämmas med hjälp av HPLC och metoden kan endast tillämpas på vissa polymertyper vilket begränsar metodens användning [5].

6 Resultat

I detta kapitel presenteras en beskrivning av analysprocessen, en analyskedja. Samtliga metoder beskrivna i kapitel 4 sammanfattas i respektive steg i syfte att tydliggöra vikten av helhetssyn vid analys av mikroplaster. Även en metodutvärdering av samtliga metoder som beskrivs i kapitel 4 ges. Kapitlet avslutas med tolkning av analyskedjan (resultat) där de olika enheter som fås ur analysprocessen presenteras och förklaras.

6.1 Analyskedjan

Analys av mikroplaster är en stor utmaning som försvåras när mikroplaster av liten kornstorlek ska analyseras. För att effektivt kunna mäta mikroplaster i vatten och sediment måste en systematisk analysprocess tillämpas. Varje steg i processen kan påverka det slutgiltiga resultatet och därmed bör hänsyn tas till samtliga steg vid tolkning och utvärdering av resultatet. Analyskedjan består av fyra huvuddelar: provtagning, behandling, analys och resultat. Syftet med analyskedjan är att tydliggöra vikten av alla delsteg som krävs för att uppnå ett tillförlitligt analysresultat. I Figur 3, presenteras en analyskedja, en kartläggning av analysprocessen.

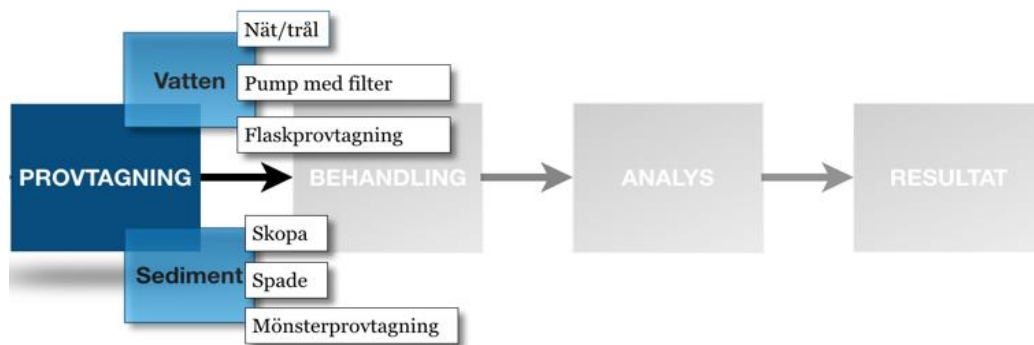


Figur 3. Analyskedjan.

6.1.1 Provtagning

Provtagning är det första steget i analyskedjan. Detta steg kommer att ha avgörande betydelse för utvärdering av slutgiltiga resultat eftersom provtagningseffektivitet har direkt påverkan på provinnehåll som kommer att gå vidare till analys. Det finns inga standardiserade tillvägagångssätten för provtagning av mikroplaster med avseende på plats, provtagningsutrustning, volymer och provtagningstid. Detta resulterar i en begränsad jämförbarhet av tidigare genomförda studier.

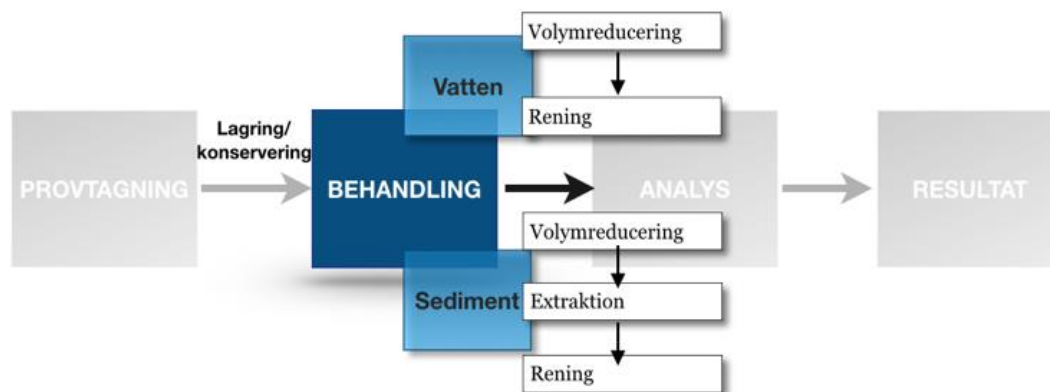
För att provtagningen ska vara så effektivt som möjligt bör en studie starta med en tydlig frågeställning kring vilka mikroplaster som är av intresse, var kan de tänkas förekomma samt vilket beteende de förväntas ha i en viss miljö. Utifrån detta kan en lämplig provtagningsmetod väljas. Provtagningsmetoder begränsas framför allt av maskvidden hos filter och silar samt volymen/massan prov som samlas. Alla provtagningsmetoder har olika egenskaper och kommer att vara mer eller mindre lämpliga för provtagning av just mikroplaster från konstgräsplaner. Dessutom kommer mängden prov vara viktig vid analys, eftersom alla analysmetoder kräver olika provmängder för att effektivt genomföra en mätning. I Figur 4 presenteras de huvudtekniker som används vid mikroplastprovtagning i vatten- respektive sedimentmiljöer.



Figur 4. Huvudtekniker som används vid provtagning i vatten- och sedimentmiljöer.

6.1.2 Behandling

Ett vatten- eller sedimentprov behöver behandlas inför kommande analys, detta eftersom det kan innehålla stora mängder mikropartiklar av mineraliskt och organiskt ursprung som kan störa analysen. Behandlingssteget består vanligen av volymreducering, separation och slutligen kemisk eller enzymbaserad rening. Behandlingsmetoderna behöver anpassas efter förväntat provinnehåll och vald analysmetod. Behandlingen av ett prov är dock inte så enkel som det teoretiskt kan låta. Extraktion av mikroplaster från sedimentprover är en väldigt tidskrävande process med stora osäkerheter. Kemisk rening skadar plastpartiklar i provet, dessutom varierar den uppnådda reningsgraden i olika studier även om exakt samma metod användes. Dessa faktorer gör behandlingsmetoder otillförlitliga och pekar på att metodutveckling behöver ske för att effektivisera senare analys av plastpartiklar. I Figur 5 presenteras samtliga delsteg i behandlingen av ett vatten- eller sedimentprov.

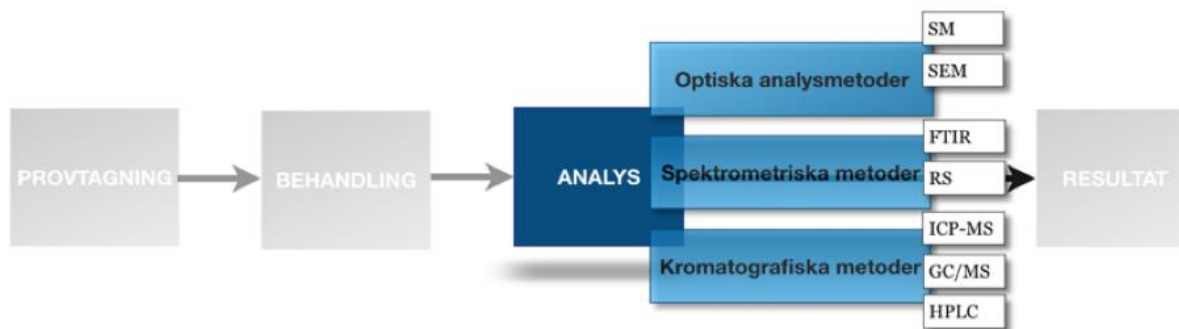


Figur 5. Samtliga delsteg i behandlingen av ett vatten- eller sedimentprov.

6.1.3 Analys

Genomförd litteraturstudie visar att mikroplastanalyser kan genomföras med hjälp av optiska, spektrofotometriska eller kromatografiska metoder. De optiska analysmetoderna möjliggör bestämning av partikelns fysikaliska egenskaper så som storlek, form, färg och nedbrytningsgrad. Spektrometriska och kromatografiska metoder ger information om partikelns kemiska sammansättning, så som polymertyp och additivinnehåll. Eftersom alla dessa tekniker undersöker olika egenskaper och resulterar i olika svar bör varje teknik betraktas och analyseras utifrån vilken information man vill få ut från undersökningen. Vid mikroplastanalys kan det vara relevant att bestämma antal partiklar i ett

prov, partikeltyp, massa, färg, form samt nedbrytningsgrad. Varje analysmetod kräver olika provberedningar, mängd prov samt tid för att tillhandhålla önskad information. I Figur 6 presenteras huvudtekniker som används vid mikroplastanalyser.



Figur 4. Huvudtekniker för analys av mikroplaster.

I Tabell 1 följer en sammanställning av dessa analysmetoder. För samtliga metoder beskrivs analysgräns, information som fås ur analysen samt krav på referensbibliotek, provberedning och tid.

Tabell 1. Jämförelse mellan de listade analysmetoderna

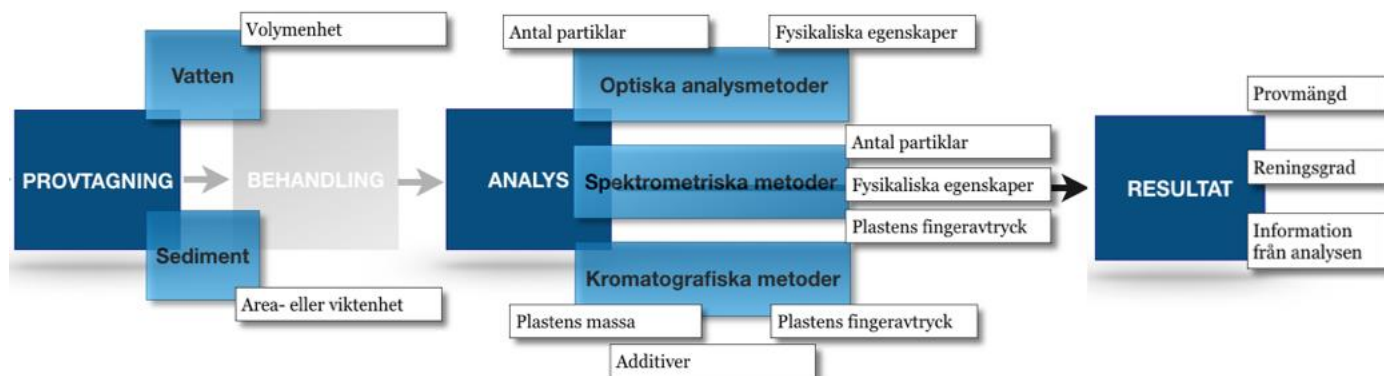
Analysmetod	Provberedning	Analysgräns	Bibliotek	Tidskrävande	Information	Förstörande
SM	Ja/Nej	< 500µm	Nej	Ja	Antal	Nej
SEM	Ja/Nej	< 10µm	Nej	Ja	Antal	Nej
SEM-EDS	Ja	< 10-20µm	Ja	Ja	Antal/typ	Nej
FTIR	Ja	< 100µm	Ja	Ja	Typ	Nej
µ-FTIR	Ja	< 10-20µm	Ja	Ja	Antal/typ	Nej
ATR-FTIR	Nej	< 500µm	Ja	Ja	Typ	Nej
µ-ATR-FTIR	Ja	< 10µm	Ja	Ja	Antal/typ	Nej
EPA-FTIR	Nej	< 100µm	Ja	Ja	Typ	Nej
RS	Ja	< 100µm	Ja	Ja	Typ	Nej
µ-RS	Ja	< 1-10µm	Ja	Ja	Antal/typ	Nej
ICP-MS	Ja	<1µg	Ja	Ja	Massa/typ	Ja
PyT-GC/MS	Ja	< 100µm	Ja	Ja	Massa/typ	Ja
TED-GC/MS	Nej	-	Ja	Ja	Massa/typ	Ja
HPLC	Ja	-	Ja	Ja	Massa/typ	Ja

6.1.4 Tolkning av resultatet

Analyskedjan resulterar i ett provsvar vars enhet beror på provtagningsmetodiken samt information som fås ut från vald analys. Resultatets riktighet kan påverkas av behandlingsmetodiken samt hantering av kontaminationsrisken under hela processen. Utifrån vald metodik längs hela analyskedjan kommer resultatet att anges i olika enheter och bör därmed tolkas utifrån de faktorer som de valda

metoderna har tagit hänsyn till. Varje steg i analyskedjan kan påverka resultatet. Olika analysmetoder kommer att leverera för metoden och analyskedjans specifika resultat.

I Figur 5 sammanställs information som kan fås från provtagnings- samt analyssteget. Provtagnings- och analysmetodikerna ger direkt utslag på resultatets enhet, medan resultatets riktighet kommer att påverkas av reningsgraden som uppnåddes i behandlingssteget.



Figur 5. Resultatsammanställning.

Provtagning i ytvatten utförs främst med hjälp av nät/trålar eller pumpar med filter. De stora vattenvolymer som provtas mäts med en flödesmätare och resultatet redovisas i mikroplast per volymenhet [m³ eller l]. Provtagning i dränerings- eller dagvattenbrunnar utförs främst med hjälp av flaskprovtagning och resultatet redovisas i mikroplast per provvolym som kommer att motsvara flaskans volym.

Provtagning av sedimentet utförs med hjälp av mönsterprovtagning eller en sked/spade. Resultatet från mönsterprovtagning anges oftast i mikroplast per yt- eller viktenheten [m² eller kg]. Resultatet från provtagningen som utförs med hjälp av sked/spade redovisas i mikroplast per viktenhet [kg]. Provtagning av botten sediment utförs främst med hjälp av skopa eller kolvprovtagning. Resultat från dessa metoder redovisas som mikroplast per yt- eller viktenheten [m² eller kg]. Metoden att separera sediment från mikroplast är under utveckling.

Information som fås ur en optisk analys är antalet partiklar och dess fysikaliska egenskaper. Resultatenheter som fås genom denna metod är antal mikroplastpartiklar per volymenhet för vattenprover respektive area- eller viktenhet för sedimentprover. Nackdelen är att mikropartiklar som är mindre än detektionsgränsen passerar utan att registreras.

Spektrometriska analyser ger information om partikeltyp (fingeravtryck). Enheten som fås är partikeltyp per volymenhet för vattenprov, respektive partikeltyp per area- eller viktenhet för ett sedimentprov. Spektrometriska metoder används dock ofta i kombination med optiska metoder vilket leder till att även kvantiteter samt partiklarnas fysikaliska egenskaper erhålls.

Information som fås ur en kromatografisk analys är partikels kemisk innehåll (fingeravtryck och additiver) samt partikelnas massa. Resultatet kan därmed redovisas i massa mikroplaster per volymenhet för vattenprover, respektive per area- eller viktenhet för sedimentprover. Resultat kan även redovisas på samma sätt som vid spektrometriska metoder om endast partikeltyp bestäms.

7 Diskussion

I detta kapitel presenteras en bedömning av redovisade analysmetoder utifrån deras lämplighet för gummigranulat och plaststrån som kan komma från en konstgräsplan. Vidare presenteras tre frågor som bedöms vara lämpliga att ställa innan en analysmetod väljs. Detta eftersom alla analysmetoder jobbar med olika information och resulterar i olika svar.

7.1 Utvärdering av analysmetoder för mikroplast från konstgräsplaner

De vanligast förekommande mikroplasterna från en konstgräsplan är SBR, EDPM, R-EPDM och TPE. Mikroplaster från konstgräsplaner har partikelstorlek mellan 0,8-3mm, men nötning och slitage anses kunna producera partiklar mycket mindre än 0,3 mm. Densiteten hos olika granulat och plaststrån varierar mellan 0,8–1,5 g/cm³, vilket påverkar partiklarnas beteende i framförallt vattenmiljöer. Nyproducerat gummigranulat tillverkas i olika färger, men grönt EPDM- och TPE-granulat är de vanligast förekommande just på konstgräsplaner. SBR som framställs från gamla fordondäck är svart i färgen. Vidare kan dessa granulat ha olika form. Vanligen är partiklarna runda, men slitage, nötning och nedbrytningsgrad kan resultera i förändrad partikelform.

Granulaten kan spridas vidare till miljön, men vilka mängder granulat som hamnar i vatten- och sedimentmiljöer är fortfarande okänt. Mikroplaster i form av gummigranulat kan tänkas förekomma i dräneringsbrunnar, vattendrag och sediment i närheten av en konstgräsplan, men granulaternas slutdestination är inte känd. Det är därför intressant att kunna följa just gummigranulat från konstgräsplaner i miljön genom regelbunden och standardiserad analys i syfte att ta fram ett spridningsmönster för dessa material. I Tabell 2 sammanställs de redovisade analysmetoderna utifrån dess förmåga att detektera granulat och plaststrån från konstgräsplaner.

Tabell 2. Analysutvärdering med avseende på gummigranulat och övrigt plastmaterial från en konstgräsplan. ("X" betecknas metoder som fungerar för en viss granulattyp, och "(X)" betecknar metoder som kan tänkas fungera men fullständig information saknas i litteraturen).

Analysmetod	SBR	EPDM	TPE	Plasstrån	Typ	Antal	Massa	Partikelstorlek
SM		X	X	X		X		
SEM	X	X	X	X		X		
SEM-EDS	X	X	X	X	X	X		X
FTIR			X	X	X			X
μ-FTIR			X	X	X	X		X
ATR-FTIR			X	X	X			X
μ-ATP-FTIR			X	X	X			X
EPA-FTIR			X	X	X			X
RS	(X)	(X)	(X)	(X)	X			X
μ-RS	(X)	(X)	(X)	(X)	X	X		X
ICP-MS	X	X	X	X	X		X	
Pyr-GC/MS	X	X	X	X	X		X	
TED-GC/MS	(X)	(X)	(X)	(X)	X		X	
HPLC	(X)	(X)	(X)	(X)	X		X	

SBR-granulatet kan analyseras med Pyr-GC/MS, ICP-MS och SEM-EDS. Även RS kan teoretiskt sett detektera denna partikeltyp dock behövs det fler studier för att kunna bekräfta RS lämplighet för analys av SBR.

EPDM, TPE och plaststrån kan analyseras med hjälp av SM och SEM, förutsatt att materialet är ljust i färgen, dock kan gröna granulatet förväxlas med plaststrån vid optisk undersökning vilket kan leda till felidentifiering. För kemisk identifiering av EPDM och TPE kan Pyr-GC/MS, ICP-MS och SEM-EDS tänkas vara lämpliga. Även RS skulle kunna fungera vid analyser av dessa material, men även här behövs det fler studier för att bedöma RS lämplighet.

FT-IR-metoderna bedöms vara lämpliga endast för TPE samt plaststrån eftersom dessa metoder inte kan identifiera svarta partiklar samt gummimaterial. Eftersom SBR och EPDM är de mest förekommande gummigranulaten på konstgräsplaner bedöms FTIR inte vara lämplig för analys av dessa material i dagsläget.

Metoderna TED-GC/MS och HPLC kan teoretiskt sett fungera för analys av alla gummigranulat och plaststrån, dock är metoderna inte tillräckligt testade för plastpartiklar för att kunna bedöma deras verkliga lämplighet.

Samtliga spektroskopiska och kromatografiska metoder kräver ett referensbibliotek för att möjliggöra identifiering av den exakta plasttypen samt ursprungskällan. Ett referensbibliotek måste byggas upp specifikt för varje analysmetod.

Vidare bör metodernas analysgränser granskas i syfte att hitta en metod som kan detektera partiklar som är betydligt mindre än 0,3mm eftersom just dessa partiklar anses kunna spridas längst i miljön från konstgräsplaner och det är därför högst intressant att kunna analysera dessa. I Tabell 3 är de redovisade metoderna sorterade efter dess analysgräns. Detta påvisar att endast ett fåtal metoder kan tillhandhålla representativa analysvar för mikroplaster av mycket liten kornstorlek.

Tabell 3 Samtliga analysmetoder sorterade efter dess analysgräns. ("X" betecknas metoder som fungerar för en viss granulattyp, och "(X)" betecknar metoder som kan tänkas fungera men fullständig information saknas i litteraturen).

Analysgräns	Analysmetod	SBR	EPDM	TPE	Plasstrån	Typ	Antal	Massa	Partikelstorlek
>500µm	SM		X	X	X		X		
	ATR-FTIR			(X)	X	X			X
>100µm	FTIR			(X)	X	X			X
	EPA-FTIR			(X)	X	X			X
	RS	(X)	(X)	(X)	X	X			X
	Pyr-GC/MS	X	X	X	X	X		X	
>10-20µm	SEM	X	X	X	X		X		
	SEM-EDS	X	X	X	X	X	X		X
	µ-FTIR			(X)	X	X	X		X
	µ-ATP-FTIR			(X)	(X)	(X)			(X)
	µ-RS	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)	(X)		(X)
	ICP-MS	X	X	X	X	X		X	
Okänt	TED-GC/MS	X	X	X	X	X		X	
	HPLC	X	X	X	X	X		X	

SM och ATR-FTIR kan detektera vissa plasttyper som är >500 µm, det innebär att mikroplaster från konstgräsplaner inte kan detekteras med hjälp av dessa metoder.

µ-RS kan teoretiskt sett fungera för analys av alla granulattyper och plaststrån från konstgräsplaner, dock behöver metoden vidareutvecklas och testas på labb i syfte att bedöma metodens lämplighet för analys av mikroplaster från konstgräsplaner. µ-RS anses inte vara gångbar för dessa material i dagsläget.

Pyr-GC/MS kan detektera plastpartiklar >100 µm, vilket begränsar metodens lämplighet för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten- och sedimentmiljöer.

Både ICP-MS och SEM-EDS möjliggör detektering av alla granulattyper och plaststrån från konstgräsplaner även ner till 10–20 µm. Metoderna anses vara lämpliga för analys av gummigranulat och plaststrån från konstgräsplaner. Ett referensbibliotek med dessa material bör byggas upp för att möjliggöra snabba och tillförlitliga resultat. Båda metoderna bedöms vara gångbara för analys av mikroplaster från konstgräsplaner i dagsläget, men de behöver verifieras och kalibreras.

7.1.1 Viktiga frågeställningar vid analys av mikroplaster från konstgräsplaner

Eftersom alla analysmetoder arbetar med olika informationer bör de anpassas till frågeställningen av störst intresse i studier av mikroplastspridning från konstgräsplaner. Dessa frågeställningar kan vara:

1. Förekommer mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer?
2. Vilken typ av mikroplast förekommer? Kan dessa härstamma från en konstgräsplan i närheten?
3. Vad är den totala halten av mikroplaster från konstgräsplaner i vatten/sediment?

För att besvara fråga 1 kan SEM användas eftersom den möjliggör bestämning av mikroplastförekomsten i provet. Exakt typ av plasten kan inte bestämmas dock fungerar metoden tillräckligt väl för att kunna detektera mikroplastförekomsten i provet, förutsatt att provet har tagits med lämplig provtagningsmetod.

För att besvara fråga 2 behöver mikroplasten identifieras. Detta kan med fördel ske med hjälp av spektroskopiska eller kromatografiska metoder. Analysmetoden behöver kunna identifiera just den plasttypen som förekommer på konstgräsplanen i fråga. Här är ICP-MS och SEM-EDS mest lämpliga.

För att besvara fråga 3 behöver analysmetoder som både kan identifiera plasttypen samt bestämma partikelns antal/massa i provet. Här är både spektrometriska och kromatografiska metoder aktuella, förutsatt att de fungerar för aktuell partikeltyp. För att kunna uppskatta partikelns totala mängd i miljön, behöver provtagningen vara selektiv just för denna partikelstorlek samt provbehandlingen behöver tillhandhålla hög reningsgrad utan att skada plastpartikel i frågan. Även här bedöms ICP-MS och SEM-EDS mest lämpliga.

SEM-EDS och ICP-MS skulle potentiellt kunna kombineras för att få ut fullständig information om provinnehållet och svara på alla dessa frågor vid ett analystillfälle.

7.2 Rekommendation för Ältasjön

Älta IP ligger i direkt närhet till sjön vilket oroar den närliggande fiskeklubben som vill veta om detta gummigranulat kan hamna i Ältasjön. Granulatet som används på fotbollsplanen Älta IP är EPDM.

Mätning av mikroplaster från konstgräsplaner i Ältasjön har fördelen att typen av gummigranulat som önskas identifieras i sjön för att bedöma eventuell spridning är känt.

Det man i första hand vill undersöka är alltså om EPDM finns i sjön. Enligt frågeställningar som presenterades i kapitel 6.1.1 skulle denna fråga kunna besvaras med hjälp av en metod som kan identifiera just EPDM. För att kunna fastställa eventuell spridning från konstgräsplanen behöver en referensmätning utföras i syfte att få ett specifikt fingeravtryck av det EPDM granulat som används på Älta IP. Detta eftersom exakt sammansättning av gummigranulat (i det här fallet EPDM) kan variera mellan olika leverantörer och en referensmätning ökar analysens tillförlighet.

Enligt analyskedjan är första steget val av miljön som mätningen ska tas i. För Ältasjön är provtagning i vatten och sediment relevant. På grund av svårigheter vid sedimentprovtagning rekommenderas i första hand provtagning i vatten. Eftersom huvudsyftet med provtagningen anses vara detektering av EPDM-förekomst i sjön kan provtagningen ske med hjälp av en mörk glasflaska i syfte att minska kontaminationsrisken. Även användning av ett blankt prov i samband med provtagningen rekommenderas för att kunna bestämma eventuell kontaminering som kan ha uppstått vid provtagningen. Vidare rekommenderas behandling av provet. Behandlingen bör bestå av volymreducering i form av filtrering samt kemisk rening. Ett behandlat prov kan genomgå analys och för detta rekommenderas SEM-EDS för att i första hand bestämma om EPDM finns i provet samt i sådana fall antalet partiklar i provet. Vidare om den totala halten EPDM i vattnet önskas bestämmas kan SEM-EDS kombineras med ICP-MS i syfte att få information om både antalet och massan av partiklar som förekommer i vattenprovet. Observera att ICP-MS är oprövad i dagsläget men bedöms kunna utvecklas om EPDM-materialet har unik isotopsammansättning.

Eftersom mikroplastundersökningar med ICP-MS och SEM-EDS är tillgängliga på labb i dagsläget och kan undersöka partiklar av kornstorlek mellan 10 och 20 µm, bedöms dessa metoder vara mest lämpliga för undersökning av EPDM-förekomsten i Ältasjön.

8 Slutsats

I denna studie sammanställs de mätmetoder som används för analys av mikroplast. Metoderna utvärderas utifrån deras lämplighet för analys av mikroplaster från konstgräsplaner. Utifrån samlad information och kunskap bedöms SEM-EDS och ICP-MS ha störst potential att effektivt kunna mäta mikroplaster från konstgräsplaner, i vatten- och sedimentmiljöer.

SEM-EDS Metoden möjliggör detektering av mikroplaster $>10 \mu\text{m}$. Ett referensbibliotek krävs för bestämning av plasttypen i provet samt ursprungskällan. SEM-EDS kan ge information om antalet partiklar samt dess fysikaliska och kemiska egenskaper. Resultatet rapporteras med enheten [antalet partiklar per volym respektive area- eller viktenhet] beroende på provtagningen.

ICP-MS Metoden möjliggör identifiering av mycket små mikroplaster med unik sammansättning av isotoper. Ett referensbibliotek över isotopsammansättning hos olika plastmaterial krävs. ICP-MS kan ge information om massan av en specifik plasttyp i provet. Resultatet rapporteras med enheten [massan av en partiklartyp per volym respektive area- eller viktenhet] beroende på provtagningen.

SEM-EDS och ICP-MS anses vara lämpliga för analys av mikroplaster i Ältasjön. Båda metoderna kan detektera mycket små plastpartiklar och möjliggör bestämning av specifik plasttyp. Om metoderna kombineras med varandra kan fullständig information om partikelns ursprungskälla samt spridningsmängd fås.

Vidare studier av dessa metoder rekommenderas i syfte att bygga upp ett referensbibliotek för respektive metod samt hitta en välfungerande standardmetodik vid analys av mikroplaster från konstgräsplaner.

Analyskedjan som introduceras i denna studie kan vara en början till en standardiserad mätning av mikroplaster i miljön. Om alla studier använder samma metodik kommer studier att kunna jämföras med varandra, komplettera varandras kunskapsluckor och möjliggöra en effektiv monitorering av spridning- och förekomst av mikroplaster i vatten- och sedimentmiljöer. Dock förutsätter detta att samtliga studier följer inte endast samma metodik vid analys utan längs hela analyskedjan, från provtagningen till resultattolkningen.

9 Referenser

- [1] Naturvårdsverket. 2017. *Mikroplaster - Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige*.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6772-4.pdf?pid=20662>
(Hämtad 2018-04-17)
- [2] Magnusson, Kerstin. Eliasson, Karin. Fråne, Anna. Haikonen, Kalle. Hultén, Johan. Olshammar, Mikael. Stadmark, Johanna. Voisin. Anais. 2017. *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment A review of existing data*. IVL.
<https://www.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f4616/1491392836533/C183.pdf> (Hämtad 2018-04-17)
- [3] Regnell, Fredrick. 2017. *Mikroplaster från konstgräsplaner: Orsaker till spridning av mikroplaster samt en kvalitativ analys av spridningen till dränerings- och dagvattenbrunnar*. Examensarbete. Kungliga tekniska högskolan.
- [4] Magnusson, Simon. 2018. *Bedömning av omgivningspåverkan från fyllnadsmaterial i konstgräsplaner*. Teknisk rapport. Luleå Universitet.
- [5] Li, Jingyi., Liu, Huihui. och Chen, Paul. 2018. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research* 137: 362-374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056> (Hämtad 2018-04-29)
- [6] Norconsult. 2014. *ÄLTASJÖN Modellerings och åtgärdsförslag*.
<https://www.nacka.se/49854e/globalassets/boende-miljo/dokument/park-natur/sjoar/altasjon-atgardsprogram.pdf> (Hämtad 2018-05-17)
- [7] Svalin, Joel. 2016. *EN STUDIE KRING KONSTGRÄSPLANER - Kvantifiering, identifiering samt analys med avseende på toxicitet av utsläppta mikroplaster i dagvatten från konstgräsplaner*. Examensarbete. Göteborgs Universitet.
- [8] Hann, Simon., Sherrington, Chris., Jamieson. Olly., Hickman, Molly., Kershaw, Peter., Bapasola, Ayesha. och Cole, George. 2018. *Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products*.
http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/pdf/microplastics_final_report_v5_full.pdf (Hämtad 2018-05-02)
- [9] Wright, Stephanie. L., Thompson, Richard. C. och Galloway, Tamara. S. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* 178: 483–492.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031> (Hämtad 2018-05-16)
- [10] ISO. 2017. *Plastics in the Environment-Current state of knowledge and methodologies*. ISO/WD 21960:2017
- [11] Lambert, Scott. och Wagner, Martin (red.). 2018. Microplastics Are Contaminants of Emerging Concern in Freshwater Environments: An Overview. *Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?*. Springer International Publishing, 1-23.
https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-61615-5_1 (Hämtad 2018-04-21)
- [12] Lassen, Carsten., Foss-Hansen, Steffen., Magnusson, Kerstin ., Norén, Fredrik., Bloch-Hartmann, Nanna. I., Rehne-Jensen, Pernille., Nielsen, Torkel. G. och Brinch, Anna. 2015. *Microplastics, Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*.
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2015/10/978-87-93352-80-3.pdf> (Hämtad 2018-04-18)

- [13] Kärroman, Anna. Schönlau, Christine., Engwall, Magnus. 2016. *Exposure and effects of Microplastics on Wildlife*. Naturvårdsverket. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2016/mikroplaster/report-orebro-university-160405.pdf> (Hämtad 2018-04-19)
- [14] Magnusson, Simon. 2017. *Bedömning av omgivningspåverkan från fyllnadsmaterial i konstgräsplaner - Slutrapport för två års fallstudie av vattenflöden och emitterade ämnen*. Teknisk rapport. Luleå tekniska universitet.
- [15] Eerkes-Medrano, Dafne., Thompson, Richard. C. och Aldridge, David. C. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research* (75). 63-82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012> (Hämtad 2018-05-17)
- [16] Cheng, Hafa., Hu, Yuanan. och Reinhard, Martin. 2014. Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review. *Environmental Science Technology* 48(4): 2114-2129. doi: 10.1021/es4044193]
- [17] SvFF. 2017. *Rekommendationer för anläggning av konstgräsplaner*. http://do1.fogis.se/svenskfotboll.se/ImageVault/Images/id_152764/scope_o/ImageVaultHandler.aspx170410125420-uuq (Hämtad 2018-04-22)
- [18] Andersson, Amanda., Burström, Johanna., Dahlstrand, Gustaf., Lavenius, Axel., Lidbeck, Oscar. och Trojanowski, Wiktor. 2017. *Jämförelse av alternativa fyllnadsmaterial till konstgräsplaner*. Examensarbete. Uppsala Universitet.
- [19] Widström, Karin. 2017. *Migration av gummigranulat från konstgräsplaner En förbisedd miljöfarlig verksamhet*. Examensarbete. Stockholms Universitet.
- [20] Lundborg, Kristina. 2014. *Konstgräs, varför då?*. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet.
- [21] Wredh, Gustav. 2014. *Miljö- och hälsorisker med konstgräsplaner*. Examensarbete. Stockholms Universitet.
- [22] UNISPORT. 2018. *Konstgrässystem*. Unisport. <http://www.unisport.com/sv/produkter/konstgrassystem> (Hämtad 2018-04-23)
- [23] Genan. 2018. *Product sizes*. Genan. http://www.genan.eu/product_sizes-48.aspx (Hämtad 2018-04-24)
- [24] Magnusson, Simon. 2015. *Systemanalys av konstgräsplaner*. Teknisk rapport. Luleå Tekniska Universitet.
- [25] Britannica. 2018. *Butyl rubber (isobutylene-isoprene rubber, IIR)* <https://www.britannica.com/topic/industrial-polymers-468698/Butyl-rubber-isobutylene-isoprene-rubber-IIR#ref608701> (Hämtad 2018-04-25)
- [26] Gabert, Karin. 2012. *EPDM-gummigranulat – som material, egenskaper och möjligheter*. Examensarbete. Sveriges lantbruksuniversitet.
- [27] Nationalencyklopedin. 2018. *Vulkning*. <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/vulkning> (Hämtad 2018-04-25)
- [28] Burström, Per. G. 2007. *Byggmaterial*. Lund: Studentlitteratur.

- [29] Britannica. 2018. *Styrene-butadiene rubber*. <https://www.britannica.com/science/styrene-butadiene-rubber> (Hämtad 2018-04-26)
- [30] Mårtenson, Brittmarie. 2016. *Styrenegummi (SBR)*. <http://laroverket.com/styrenegummi/> (Hämtad 2018-04-26)
- [31] Eriksson, Andreas., Eriksson, Alexander., Nyström, Ville., Odelgard, Kajsa. och Pierrou, Clara. 2017. *En giftfri konstgräsplan*. Examensarbete. Uppsala Universitet.
- [32] Jansson, Jessica. 2016. *Termoelaster i kompositkrut*. Examensarbete. Uppsala Universitet.
- [33] Gustafsson, Nikoline. 2017. *Gummigranulat på konstgräsplaner – En miljörisk till följd av spridning via dagvattensystemet*. Examensarbete. Lunds Universitet.
- [34] Mácsik, Josef; teknisk doktor vid Ecoloop. 2018. (Personlig kommunikation 2018-05-15)
- [35] Klein, Sascha., Dimzon, Ian K., Eubeler, Jan. och Knepper, Thomas P. 2017. Analysis, Occurrence, and Degradation of Microplastics in the Aqueous Environment. *The Handbook of Environmental Chemistry* 58: 51-67. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_3 (Hämtad 2018-05-03)
- [36] Magnusson, Kerstin. och Norén, Fredrik. 2011. *Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning*. <http://www.n-research.se/pdf/Magnusson%20och%20Norén%202011%20Rapport%20om%20mikroskräp%20i%20Svenska%20vatten.pdf> (Hämtad 2018-05-11)
- [37] Löder, Martin. G.J. och Gerdts, Gunnar. 2015. Methodology used for the detection and identification of microplastics—a critical appraisal. I Melanie Bergmann, Lars Gutow och Michael Klages (red.). *Marine anthropogenic litter*. Springer International Publishing, 201–227. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-16510-3_8 (Hämtad 2018-05-12)
- [38] Hidalgo-Ruz, Valeria., Gutow, Lars., Thompson, Richard C. och Thiel, Martin. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science Technology* 46(6):3060–3075. doi: [10.1021/es2031505](https://doi.org/10.1021/es2031505)
- [39] Nuelle, Marie-Theres., Dekiff, Jens H., Remy, Dominique. och Fries, Elke. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution* 184: 161–169. doi: [10.1016/j.envpol.2013.07.027](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027)
- [40] Free, Christopher. M., Jensen, Olaf. P., Mason, Sherri. A., Eriksen, Marcus., Williamson, Nicholas. J. och Boldgiv, Bazartseren. 2014. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin* 85(1): 156–163. doi: [10.1016/j.marpolbul.2014.06.001](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001)
- [41] Gewert, Berit., Ogonowski, Martin., Barth, Andreas. och MacLeod, Matthew. 2017. Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 120: 290-302. doi: [10.1016/j.marpolbul.2017.04.062](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062)
- [42] Mintenig, Svenja., Int-Veen, Ivo., Löder, Martin. G. J., Primpke, Sebastian. och Gerdts, Gunnar. 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research* 108: 365-372. doi: [10.1016/j.watres.2016.11.015](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015)
- [43] Mason, Sherri. A., Garneau, Danielle., Sutton, Rebecca., Chu, Yvonne., Ehmann, Karyn., Barnes, Jason., Fink, Parker., Papazissiomos, Daniel. och Rogers, Darrin. L. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution* 218: 1045-1054 .doi: [10.1016/j.envpol.2016.08.056](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056)

- [44] Castañeda, Rowshyra. A., Avlijas, Suncica., Simard M. Anouk. och Ricciardi, Anthony. 2014. Microplastic pollution in St. Lawrence River sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71(12): 1767–1771. doi: [10.1139/cjfas-2014-0281](https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281)
- [45] Van Cauwenberghe, Lisbeth., Vanreusel, Ann., Mees, Jan. och Janssen, Colin. R. 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution*, 182: 495–499. doi: [10.1016/j.envpol.2013.08.013](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013)
- [46] Galgani, Francois., Hanke, Georg., Werner, L. De Vrees. 2013. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science* 70: 1055-1064. doi: 10.1093/icesjms/fst122
- [47] Costa, Monica. F. och Duarte, Armando. C. 2017. Microplastics Sampling and Sample Handling. *Comprehensive Analytical Chemistry* 75: 25-47. doi: 10.1016/bs.coac.2016.11.002
- [48] RESINEX. 2018. ENFLEX® TPE (TPE-V, TPE-O). <http://www.resinex.se/produkter/enflex.html> (Hämtad 2018-06-02)
- [49] Arosindustripartner. 2018. Gummiöversikt. <http://arosindustripartner.se/wp-content/uploads/2013/10/Gummi%C3%B6versikt.pdf> (Hämtad 2018-06-02)
- [50] Thompson, Richard. C., Olsen, Ylva., Mitchell, Richard. P., Davis, Anthony., Rowland, Steven. J., John, Anthony. W. G., McGonigle, Daniel. och Russell, Andrea. E. 2004. Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672): 838. doi: 10.1126/science.1094559
- [51] Corcoran, Patricia. L., Biesinger, Mark. C. och Grifi Meriem. 2009 Plastics and beaches: a degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin* 58:80–84. doi: [10.1016/j.marpolbul.2008.08.022](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.08.022)
- [52] Imhof, Hannes. K., Schmid, Johannes., Niessner, Reinhard., Ivleva, Natalia. P. och Laforsch, Christian. 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. *Limnology Oceanography: Methods* 10: 524–537. doi: [10.4319/lom.2012.10.524](https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.524)
- [53] Claessens, Michiel., De Meester, Steven., Van Landuyt, Lieve., De Clerck, Karen. och Janssen, Colin. R. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10): 2199–2204. doi: [10.1016/j.marpolbul.2011.06.030](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030)
- [54] Claessens, Michiel., Van Cauwenberghe, Lisbeth., Vandegheuchte, Michiel. B. och Janssen, Colin. R. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1–2), 227–233. doi: [10.1016/j.marpolbul.2013.03.009](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009)
- [55] Fuller, Stephen. och Gautam, Anil. 2016. A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental Science Technology* 50(11): 5774–5780. doi: [10.1021/acs.est.6b00816](https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00816)
- [56] McCabe, Warren L. Smith, Julian C. och Harriott, Peter. 2005. *Unit Operations of Chemical Engineering*. 7. uppl. New York: McGraw-Hill Education.
- [57] Zettler, Erik. R., Mincer, Tracy. J. och Amaral-Zettler, Linda. A. 2013. Life in the ‘Plastisphere’: Microbial communities on plastic marine debris. *Environmental Science and Technology* 47(13): 7137–7146. doi: 10.1021/es401288x
- [58] Zhao, Shiye., Zhu, Lixin., Wang, Teng. och Li, Daoji. 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine Pollution Bulletin* 86: 562-568. doi: [10.1016/j.marpolbul.2014.06.032](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.032)

- [59] Cole, Matthew., Webb, Hannah., Lindeque, Pennie. K., Fileman, Elaine. S., Halsband, Claudia. och Galloway Tamara. S. 2014. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports* 4(4528). doi: [10.1038/srep04528](https://doi.org/10.1038/srep04528)
- [60] Karami, Ali., Golieskardi, Abolfazl., Choo, Cheng. K., Larat, Vincent., Galloway, Tamara. S. och Salamatinia, Babak. 2017. The presence of microplastics in commercial salts from different countries. *Scientific Reports* 7(46173). doi: [10.1021/acs.est.5b03163](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163)
- [61] Löder, Martin. G. J., Imhof, Hannes. K., Ladehoff, Maike., Löschel, Lena. A., Lorenz, Claudia., Mintenig, Svenja., Piehl, Sarah., Primpke, Sebastian., Schrank, Isabella., Laforsch, Christian. och Gerdts, Gunnar. 2017. Enzymatic Purification of Microplastics in Environmental Samples. *Environmental Science Technology* 51(24): 14283–14292 doi: [10.1021/acs.est.7b03055](https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03055)
- [62] Magnusson, Simon., Mácsik, Josef. och Regnell, Fredrick. 2018. *Mätmetoder för mikroplaster i vatten från konstgräsplaner – förstudie*. Stockholm: Ecooop.
- [63] Shim, Won. J., Hong, Sang. H. och Eo, Soeun. E. 2017. Identification methods in microplastic analysis: a review. *Analytical methods* 9: 1384-1391. doi: [10.1039/c6ay02558g](https://doi.org/10.1039/c6ay02558g)
- [64] Moret-Ferguson, Skye., Law, Kara. L., Proskurowski, Giora., Murphy, Ellen. K., Peacock, Emily. E. och Reddy, Christopher. M. 2010. The size, mass, and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 60(10): 1873-1878. doi: [10.1016/j.marpolbul.2010.07.020](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.020)
- [65] Britannica. 2018. *The Theory Of ImageFormation*. <https://www.britannica.com/technology/microscope/The-theory-of-image-formation> (Hämtad 2018-06-09)
- [66] Song, Young. K., Hong, Sang. H., Jang, Mi., Ha, Gi. M., Rani, Manviri., Lee, Jongmyoung. och Shim, Won. J. 2015. A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin* 93: 202-209. doi: [10.1016/j.marpolbul.2015.01.015](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015)
- [67] Halvarsson Mats. och Jonsson, Anna. 2012. *Elektronmikroskop*. Chalmers tekniska högskola. http://fy.chalmers.se/~f10mh/Halvarsson/EM_intro_course_files/F9_TEM%20and%20SEM.pdf (Hämtad: 2018-06-07)
- [68] Safecontrol. 2018. *Svepelektronmikroskop SEM/EDS*. https://safecontrol.se/se_verk_semed.html (Hämtad 2018-06-07)
- [69] Stamsnijder, Joaen. 2014. *Bestämning av kvartshalt i sandprov – metodutveckling med OSL-, SEM- och EDS- analys*. Lunds Examensarbete. Universitet.
- [70] Urbaniak-Domagala, Wieslawa. 2012. The Use of the Spectrometric Technique FTIR-ATR to Examine the Polymers Surface. *Advanced Aspects of Spectroscopy* 3: 85-104. doi: [10.5772/48143](https://doi.org/10.5772/48143)
- [71] Wilhelmsson, Emelie. 2014. *Identifiering och kvalitetsbedömning av mineral genom Ramanspektroskopi*. Examensarbete. Uppsala Universitet.
- [72] Becker, Sabine. J. 2005. Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) and laser ablation ICP-MS for isotope analysis of long-lived radionuclides. *International Journal of Mass Spectrometry* 242:183-195. doi: [10.1016/j.ijms.2004.11.009](https://doi.org/10.1016/j.ijms.2004.11.009)
- [73] ALSglobal. 2018. *Isotopanalys*. <https://www.alsglobal.se/isotopanalys> (Hämtad 2018-06-04)

[74] Ivleva, Natalia. P., Wiesheu, Alexandra. C. och Niessner, Reinhard. 2017. Microplastic in Aquatic Ecosystems. *Angewandte Chemie* 56: 1720-1739. doi:10.1002/ange.201606957