
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2024-15

Mikroplast i dricksvattenberedning

Studie med sex svenska vattenverk

Karin Mattsson
Martin Hassellöv
Britt-Marie Pott
Frida Hugg
Inger Kjellberg
Olof Bergstedt

Svenskt Vatten

UTVECKLING

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

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Mikroplast i dricksvattenberedning. Studie med sex svenska vattenverk
TITLE OF THE REPORT	Microplastics in Drinking Water Treatment. Study of Six Swedish Drinking Water Plants
FÖRFATTARE	Karin Mattsson och Martin Hassellöv, Göteborgs universitet, Britt-Marie Pott, Sydsvatten, Frida Hugg, Norrvatten, Inger Kjellberg och Olof Bergstedt, Kretslopp och vatten Göteborgs Stad
RAPPORTNUMMER	2024-15
ANTAL SIDOR	44
SAMMANDRAG	Målet med studien var att ge en bild av förekomsten av mikroplastpartiklar i svenska ytvattenverk och ställa det i relation till potentiella hälsoeffekter. Prover från sex svenska vattenverk analyserades med Raman-mikrospektroskopi som till skillnad från andra metoder möjliggör säker identifiering av riktigt små mikroplastpartiklar som misstänks kunna ha hälsoeffekter. Metodiken uppfyller i hög grad etablerade kriterier för tillförlitlighet men visade sig vara ineffektiv att använda i dricksvattenberedningen på grund av mycket höga halter av andra typer av partiklar. Provbearbetningen behöver utvecklas ytterligare. Nuvarande kunskap visar inte på hälsoeffekter från de halter av mikroplast som har påvisats i studien.
SUMMARY	Samples from six Swedish waterworks were analyzed using Raman microspectroscopy, which, unlike other methods, enables the safe identification of smaller plastic particles. The methodology largely meets established criteria for reliability, even for very small microplastic particles, but proved to be ineffective to use in drinking water preparation due to very high levels of particles such as lime and organic matter that have been added or not separated in the waterworks. Sample processing therefore needs to be further developed so that fewer other particles need to be identified. Current knowledge does not show health effects from the detected levels of microplastics.
SÖKORD	Dricksvatten, mikroplast, Raman, mikrospektroskopi
KEYWORDS	Drinking water, microplastics, Raman, microspectroscopy
MÅLGRUPPER	Ingenjörer och arbetsledare hos dricksvattenleverantörer och konsulter, myndigheter, forskare
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Mattsson K., Hassellöv M., Pott B-M., Hugg F., Kjellberg I. och Bergstedt O. (2024). <i>Mikroplast i dricksvattenberedning. Studie med sex svenska vattenverk</i> . SVU-rapport 2024-15. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	18-111
PROJEKTETS NAMN	Mikroplast från råvatten till tappkran
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Kretslopp och vatten Göteborgs Stad, Norrvatten, Sydsvatten, Stockholm Vatten och Avfall

Förord

Mikroplast är ett allvarligt miljöproblem som väcker frågor om vårt viktigaste livsmedel. För att få svar på hur det är med mikroplast i svenska ytvattenverk gick Norrvatten, Stockholm Vatten och Avfall, Sydvatten samt Kretslopp och vatten Göteborgs Stad samman för att undersöka hur olika processkombinationer i vattenverken påverkar halten av mikroplast.

Det saknas standardiserade provtagningsmetoder och analyser för vatten under beredning, färdigt dricksvatten och förpackat vatten. Kommersiella laboratorier erbjöd analyser av stora plastpartiklar från små provtagningsvolymmer. Eventuella hälsoeffekter är troligare för små plastartiklar, och små provtagningsvolymmer ger osäkra resultat. Det finns exempel på slutsatser att det inte finns någon mikroplast eftersom man inte hittat några stora mikroplastpartiklar i prover på en liter. För att få tillförlitliga resultat och främja utvecklingen av provtagning och analysmetoder valde vi att samarbeta med erfarna mikroplastforskare. Livsmedelsverket hade samtidigt ett regeringsuppdrag om mikroplast i dricksvatten hos konsument, och samma forskargrupp valdes för provtagning och analyser.

Svenskt Vatten Utveckling fick in två olika ansökningar om mikroplast i dricksvatten, dels den som har genererat den här rapporten, dels en som var inriktad på påverkan i distributionsnät. Båda projekten beviljades med tillägg om att ett antal prover skulle analyseras av båda projekten.

Tack för att Svenskt Vatten Utveckling tillsammans med Stockholm Vatten och Avfall, Norrvatten, Sydvatten och Kretslopp och vatten i Göteborgs Stad finansierat projektet och vattenverken ställt upp med personal för att möjliggöra provtagningarna. Rapportförfattarna har haft god hjälp av att Ida Bodlund och Johan Fång, Stockholm Vatten och Avfall, granskat rapporten liksom Frida Hugg, Norrvatten.

Det har varit en lång resa med att först låta Livsmedelsverkets projekt slutföras, pandemirestriktioner och inte minst att betydligt fler partiklar av annan sort än plast alla måste identifieras. Stort tack till Svenskt Vatten Utveckling för tålamodet med att projektet dragit ut på tiden. Vi vill också framföra vårt tack för gott samarbete med Livsmedelsverkets projekt om analys av distribuerat dricksvatten och samarbetet med Sweden Water Research, särskilt Inga Vanessa Kirstein, Aalborgs universitet, för metodjämförelsen.

Olof Bergstedt, projektledare

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
Förkortningar.....	6
1 Inledning.....	7
1.1 Mål och syfte.....	7
1.2 Miljöhot, exponering och definition	7
1.3 Förekomst och exponering	7
1.4 Metoder för provtagning, upparbetning och analys.....	8
1.5 Hälsoriskvärderingar	10
2 Metoder	12
2.1 Provtagningsstrategi	12
2.2 Provtagning.....	13
2.3 Provbearbetning.....	14
2.4 Blank/Kontamination	15
2.5 Analys	15
3 Resultat	18
3.1 Analysproblem.....	18
3.2 Blanker	18
3.3 Halt plastpartiklar	20
3.4 Identifierade polymerer.....	23
3.5 Resultat från Sweden Water Research	28
4 Diskussion	30
5 Slutsatser	35
Referenser	36
Bilaga A SWD:s rapport från metodjämförelsen.....	41

Sammanfattning

Målet med studien var att ge en bild av förekomsten av mikroplastpartiklar i svenska ytvattenverk och ställa det i relation till potentiella hälsoeffekter. Prover från sex svenska vattenverk analyserades med Raman-mikrospektroskopi som till skillnad från andra metoder möjliggör säker identifiering av riktigt små mikroplastpartiklar som misstänks kunna ha hälsoeffekter. Metodiken uppfyller i hög grad etablerade kriterier för tillförlitlighet men visade sig vara ineffektiv att använda i dricksvattenberedningen på grund av mycket höga halter av andra typer av partiklar. Provbearbetningen behöver utvecklas ytterligare. Nuvarande kunskap visar inte på hälsoeffekter från de halter av mikroplast som har påvisats i studien.

Mikroplast är partiklar mellan 1 µm och 1 mm (ibland anges 5 mm). Partiklar mindre än 1 µm betecknas som nanoplast. Mikroplast är ett allvarligt miljöproblem, och rapporter om hälsopåverkan på bland annat akvatiska organismer väcker frågor om hur människor påverkas via dricksvatten. Hälsoeffekter från mikro- och nanoplast har hittills inte kunnat påvisas. Det diskuteras om små partiklar skulle kunna orsaka till exempel inflammation och andra immuntoxiska effekter.

Projektet undersökte förekomsten av mikroplast i sex vattenverk med olika processkombinationer. Syftet var att försöka svara på frågor om hur avskiljning och tillförsel av mikroplast sker i dricksvattenberedningen. Det finns fortfarande inga standardiserade metoder för provtagning, upparbetning och analys av mikroplast i dricksvatten. De flesta analyser av mikroplast som gjorts omfattar relativt stora partiklar. Syftet var att inkludera även de minsta mikroplastpartiklarna i studien, samt att jämföra olika metoder.

Projektets resultat visar att det fanns låga halter av mikroplast efter avskiljningsstegen i alla vattenverken. Halterna av mikroplast större än 10 µm var 0,073 till 7,3 partiklar per liter. Mikroplasten utgjorde en mycket liten andel av de totala partiklarna. De andra partiklarna utgjordes i hög grad av organiskt material och kalkpartiklar från beredningen. Partiklarna var fler ju mindre de var, och de flesta var under 10 µm. De flesta av de identifierade partiklarna med mindre storlek var polyamid, PA. Vid ultrafiltrering tillkom polydimetylsiloxan, PDMS, en silikonpolymer som sällan påträffas i miljön utan troligen kommer från dricksvattenberedningen. PDMS används bland annat i smörjmedel, fogmassa och tätningar.

Som analysmetod valdes Raman-mikrospektroskopi, som fungerade väl i en studie som Livsmedelsverket gjorde av kranvatten. Metoden visade sig dock vara mycket arbetskrävande för prover på vattenverk. Den milda provupparbetningen löste inte upp alla bakgrundsartiklar. Nuvarande upparbetningsprotokoll är därför inte lämpligt för rutinundersökningar i dricksvattenberedningen. Rådet från författarna är att i nuläget analysera konsumentprover om rutinmässiga undersökningar ska göras. Om probearbetningen förbättras kan metoden sedan användas för att spåra var påverkan uppstår.

Världshälsoorganisationen, WHO, rekommenderar för närvarande inte rutinmässig övervakning av mikroplaster i dricksvatten. Däremot anser WHO att det för forskare skulle vara lämpligt att genomföra riktade, väl designade och kvalitetskontrollerade undersökningar för att bättre förstå källor och förekomst av mikroplaster i sötvatten och dricksvatten, samt effektiviteten hos olika behandlingsprocesser.

Summary

Samples from six Swedish waterworks were analyzed using Raman microspectroscopy, which, unlike other methods, enables the safe identification of smaller plastic particles. The methodology largely meets established criteria for reliability, even for very small microplastic particles, but proved to be ineffective to use in drinking water preparation due to very high levels of particles such as lime and organic matter that have been added or not separated in the waterworks. Sample processing therefore needs to be further developed so that fewer other particles need to be identified. Current knowledge does not show health effects from the detected levels of microplastics.

Microplastics are a serious environmental problem, and reports of health impacts on aquatic organisms, among other things, raise questions about the impact on humans and our most important foodstuff: drinking water. Health effects for humans from micro- and nanoplastics have so far not been demonstrated. It is discussed whether small particles could cause, for example, inflammation and other immunotoxic effects.

The project investigated the presence of microplastics in six waterworks with different process combinations. The aim was to try to answer questions about how the separation and delivery of microplastics takes place in the drinking water preparation. There are still no standardized methods for sampling, reprocessing and analysis of microplastics in drinking water. Most analyses of microplastics that have been carried out include relatively large particles.

The results of the project show that there were low levels of microplastics after the separation steps in all the waterworks. The concentrations of microplastics greater than 10 µm were 0.073 to 7.3 particles per litre. Microplastics made up a very small proportion of the total particles. The other particles consisted largely of natural materials and lime particles from the preparation. The smaller the particles, the more they were, and most were below 10 µm. Most of the identified particles with smaller size were polyamide, PA. Ultrafiltration added polydimethylsiloxane, PDMS, a silicone polymer that is rarely found in the environment but probably comes from drinking water preparation. PDMS is used in lubricants, sealants and seals, among other things.

The chosen analysis method with Raman microspectroscopy, which worked well in the study the National Food Agency did of consumer samples, proved to be extremely labor-intensive for samples in the water works, including outgoing drinking water. The sample processing protocol in its existing form is therefore not suitable for routine examinations in the water works. The authors' advice is to analyse consumer samples if routine examinations are to be carried out at this time. If sample processing is improved, the method can be used to then track where the impact occurs.

The World Health Organization, WHO, does not currently recommend routine monitoring of microplastics in drinking water because there is no evidence to suggest a health problem for humans. However, the WHO believes that it would be appropriate for researchers to conduct targeted, well-designed and quality-controlled studies to better understand the sources and presence of microplastics in freshwater and drinking water, as well as the effectiveness of different treatment processes.

Förkortningar

Polymerer

ABS	Akrylnitril-butadien-styren
CAC	Cellulosaacetat
PA	Polyamid
PAM	Polyakrylamid
PAN	Polyakrylnitril
PC	Polykarbonat
PES	Polyetersulfon
PE	Polyeten
PET	Polyetentereftalat, en delaromatisk polyester
PHB	polyhydroxybutyrat
PLA	polylaktid
PMMA	Polymetylmetakrylat
PP	Polypropen
PS	Polystyren
PVAC	Polyvinylacetat
PVC	Polyvinylklorid
PVP	Polyvinylpyrrolidon

Övriga förkortningar

DV	Dricksvatten
FTIR	Fourier Transform InfraRed Spectroscopy
GC/MS	Gaskromatografi/Mass-spektrometri
HEPA	High efficiency particulate arresting [filter]
Kol	Aktiverat kol i snabbfilter
KoV Gbg	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
LOD/LOQ	Limit of detection/Limit of quantification (detektionsgräns/kvantifieringsgräns)
Långsam	Långsamfilter
µm	mikrometer, 0,000001 meter
nm	nanometer, 0,00000001 meter
Rå	Råvatten
SEM	Svepelektronmikroskopi
Snabb	Snabbfilter med sand
STOTEN	Tidskrift, Science of The Total Environment
SVU	Svenskt Vatten Utveckling
SWR	Sweden Water Research
UF	Ultrafilter, membran
UV	Ultraviolett ljus för desinfektion
WHO	World Health Organisation

1 Inledning

1.1 Mål och syfte

Målet med denna pilotstudie var att ge en tillförlitlig bild av förekomsten av mikroplastpartiklar i svenska ytvattenverk och ställa det i relation till potentiella hälsoeffekter. Eftersom det ur toxicitetssynpunkt finns anledning att misstänka att ju mindre plastpartiklarna är desto större är hälsoeffekten så var syftet att inkludera även de minsta mikroplastpartiklarna.

Det saknas standardiserade metoder för provtagning, provupparbetning och analys. I dialog med Svenskt Vatten Utveckling utökades syftet till även jämföra olika metoder och jämföra tidigare studier. I en kritisk genomgång av 50 olika studier av mikroplast i sötvatten och dricksvatten tillämpades en poängsättning för nio olika kriterier för tillförlitlighet (Koelmans et al. 2019a). Sedan dess används kriterier för tillförlitligheten vid vetenskaplig publicering, se även avsnitt 1.4 Metoder för provtagning, upparbetning och analys. I kapitel 4 Diskussion redovisas motsvarande poängbedömning som Koelmas et al. använde för de studier vi refererar under rubriken *Vår studie i förhållande till andras*.

Dessutom genomfördes enligt önskemål från Svenskt Vatten Utveckling (SVU) en metodjämförelse tillsammans med SVU-projekt om mikroplast som Sweden Water Research genomförde. Vid gemensamma provtagningar tog bägge projekten prover och analyserade med sina respektive metoder.

1.2 Miljöhot, exponering och definition

Plast inklusive mikroplast är erkänt som ett miljöhot och flera olika studier har påvisat att plast kan påverka organismer i miljön negativt. Detta medför att risken för mänsklig påverkan vid exponering av mikroplast också behöver undersökas. Det råder stor kunskapsbrist angående hur stor mänsklig exponering som förekommer genom olika upptagsvägar och i vilken utsträckning det kan innebära risk för försämrad hälsa. Biologiska effekter av olika kemiska (polymerer och additiv) samt fysikaliska egenskaper (exempelvis storlek och form) hos mikro- och nanoplast på cellulära processer behöver undersökas.

Mikroplast är partiklar mellan 1 µm och 1 mm (Hartmann et al. 2019), ibland anges 5 mm, med ursprung i syntetiska eller modifierade naturliga polymerer, samt dess kemiska tillsatser, och inkluderar bland annat fragment av vanligt förekommande polymerer, färgflagor, syntetiska fiber och däckspartiklar. Mindre partiklar, mellan 1 och 1000 nm, av samma material betecknas nanoplast (Hartmann et al. 2019).

1.3 Förekomst och exponering

Mikroplast har identifierats i alla typer av naturmiljöer, inklusive havet (Cozar et al. 2014), ytvatten, sjöar och vattendrag (Wang et al. 2018), marint sediment (Haave et al. 2019), biota (Lusher et al. 2016), och is (Peeken et al. 2018). Majoriteten av partiklarna som återfinns i miljön rapporteras som sekundära partiklar, dvs fragment av större delar (Brandon et al. 2016; Song et al. 2017). I miljön har även primära plastpartiklar (skapade i den storleken) så kallade pellets identifierats (Karlsson et al. 2018). Med minskande storlek ökar antalet påträffade partiklar (Enders et al. 2015; Primpke et al. 2017; Ter Halle et al. 2016; Uurasjarvi et al. 2020).

Människan exponeras för mikro- och nanoplast från omgivningen genom inandningsluft, föda och dryck, samt hudkontakt för nanoplast och somliga även från inopererade implantat. Mikroplast har identifierats i mineralvatten (Mason et al. 2018; Ossmann et al. 2018), dricksvatten (Sol et al. 2023), bordssalt (Yang et al. 2015), och även tepåsar har visat sig kunna avge stora halter av både mikro- och nanoplast (Hernandez et al. 2019). Förpackningsmaterialet kan ansvara för exponeringen eller så finns partiklarna redan i produkten sedan tidigare. En studie har visat att kaffekoppsplastlock som exponeras för UV-ljus i vatten fragmenterar till nanopartiklar (Lambert & Wagner 2016) och plastförpackningar som exponerats för relevanta miljöförutsättningar har visats fragmentera till nanoplast (Mattsson et al. 2021a).

1.4 Metoder för provtagning, upparbetning och analys

1.4.1 Metodval

Det finns i dagsläget inga standardiserade metoder för varken provtagning, upparbetning eller analys av mikro- och nanoplast, men kunskapsläget har förbättrats de senaste åren (Mattsson et al. 2021b).

California Water Boards harmoniseringsprojekt föreslog protokoll för att testa och rapportera mikroplast i dricksvatten. Det finns ett protokoll för visuell i kombination med FTIR-analys av partiklar större än 50 µm och ett annat för visuell i kombination med Raman-spektroskopisk analys för partiklar större än 20 µm (California Water Boards 2022).

I dagsläget är det svårt att jämföra studier då många olika strategier har använts för provtagning, provupparbetning och analys. Rapportering av information är ofta bristfällig (Koelmans et al. 2019a) och oftast är det svårt att utläsa hur bra mätmetoden faktiskt är, de flesta utvärderar nämligen inte det. Koelmans med flera granskade kvaliteten på 50 studier som rapporterar mikroplaster i dricksvatten eller dess sötvattenkälla och identifierade endast fyra som var utförda med tillräckligt hög kvalitet för tillförlitliga resultat (Koelmans et al. 2019a). De övervägde provtagningsmetod, provstorlek, provbearbetning och förvaring (i fält), laboratorieförhållanden, provberedningar och behandlingar (i laboratoriet), partikelidentifiering samt positiva och negativa kontroller. De identifierade behov av förbättringar, främst när det gäller provbehandling, partikelidentifiering, förberedelser, laboratorieförhållanden och positiva kontroller. Med tanke på att det finns många studier och dess variationer har allt fler vetenskapliga tidskrifter gått ut med kriterier som behöver uppfyllas för att de ska överväga att publicera nya data inom fältet. Den vetenskapliga tidskriften *Science of The Total Environment* (STOTEN) har till exempel specificerat att de endast accepterar studier där det finns positiva och negativa kontroller och där metodens detektionsgräns (LOD/LOQ) är specificerad. Vidare behöver polymererna vara identifierade med tekniker så som py-GCMS, Raman eller FTIR. Storleken på de identifierade partiklarna behöver också rapporteras och metoden och resultaten behöver sättas i perspektiv till andra studier (Stoten 2023).

Grundvatten innehåller generellt lägre mikroplasthalter än ytvatten eftersom det har en mindre antropogen påverkan i kombination med fastläggning i mark (Mintén et al. 2019). Det finns emellertid betydligt fler studier som undersöker ytvatten än grundvatten. Mikroplast har detekterats i ytvatten i många olika länder (Anderson et al. 2017; Bordos et al. 2019; Eriksen et al. 2013; Fischer et al. 2016; Free et al. 2014; Su et al. 2016; Uurasjärvi et al. 2020) inklusive i Sverige (Rotander & Kärrman 2019). I Sverige kommer råvatten för dricksvattenproduktion från ytvatten, grundvatten eller som en blandning av dessa båda. Livsmedelsverket har analyserat förekomsten av mikro- och nanoplast i kranvatten från sex olika platser i Sverige (Livsmedelsverket 2020).

I denna studie undersöktes förekomsten av mikroplast med samma grundmetod som i Livsmedelsverkets kranvattenstudie, det vill säga filtrering med specialtillverkade

filter med väldefinierade öppningar i ett slutet system för att undvika kontaminering, samt identifiering av tillräckligt många plastpartiklar efter polymertyp med Raman-spektroskopi.

1.4.2 Provtagning

Hur mikroplast provtas varierar beroende av vilken matris man vill extrahera partiklarna från. För vatten är det vanligaste att antingen filtrera direkt i samband med provtagning eller att samla in vatten som man sedan filtrerar (Hidalgo-Ruz et al. 2012; Prata et al. 2020; Sol et al. 2023). I båda fallen hamnar partiklarna på filter som sedan analyseras, men oftast krävs någon form av provupparbetning. Fördelen med direktfiltrering är att större volymer provtas. När dricksvatten samlats in så rör det sig om volymer upp till 10 liter medan när man använt sig av direktfiltrering har volymer mellan 30 och 2500 liter provtagits (Sol et al. 2023). Dessutom kan transportkärlet för det insamlade vattnet utgöra en kontamineringsrisk.

1.4.3 Upparbetning

Upparbetningen av provet och förberedelserna inför analys är beroende av matrisen som provtagits, men beror även på vilka storlekar man är intresserad av att analysera. För att underlätta analysen vill man reducera antalet naturliga partiklar. Antalet partiklar ökar med minskande partikelstorlek (Enders et al. 2015; Wang et al. 2020), vilket stämmer för både plastpartiklar och naturligt material vilket medför ytterligare svårigheter då man vill identifiera mindre mikro- eller nanoplastpartiklar.

1.4.4 Analys

Mikroplast har identifierats på flera olika sätt och med flera olika tekniker. Historiskt sett analyserades ett prov först genom att observera filtrerade partiklar i ett ljusmikroskop och sedan plockades partiklarna som misstänktes vara plast med pincett och verifierades med spektroskopi så som Raman eller Fourier-transform infraröd spektroskopi (FTIR). Detta var mycket tidskrävande, och man riskerade att missa plastpartiklar då man endast analyserade de man misstänkte var plast (falska negativ). Metoden innebär även begränsningar eftersom den inte fungerar för mindre partiklar som man inte visuellt kan identifiera och handplocka.

Mer automatiserade tekniker har därför utvecklats, där partiklarna analyseras direkt på ett filter. Till en början genom att manuellt analysera partikel för partikel. Detta underlättar analys av mindre partiklar men det är fortfarande delvis manuellt och väldigt tidskrävande. Med tiden har tekniken utvecklats vidare och blir successivt alltmer automatiserad. Det finns två olika angreppssätt för analys av partiklar på filter. Antingen kan man analysera ett helt filter, alltså för varje pixel av ytan tas ett spektrum och sedan sätter man samman alla pixlar och får en bild över antal, storlek och identitet. Eller så kan man först ta en bild av filtret med mikroskopi för att sedan sätta en tröskel som skiljer partiklarna från bakgrunden varefter alla partiklarna analyseras spektroskopiskt och man får information om alla partiklars identitet, antal och storlek (Brandt et al. 2020). Det finns olika för- och nackdelar med de olika angreppssätten men oavsett så kan spektroskopi ensamt inte ge information om en partikels massa. För detta behövs tekniker som till exempel mass-spektroskopi. Nackdelen med mass-spektroskopi är att man inte får information om antalet partiklar eller deras storlek (Mattsson et al. 2021b).

Spektroskopi används för att mäta ljusets färger och relativa intensitet efter att det interagerat med material. Ljus interagerar med materia på olika sätt. Ljuset passerar genom vissa material, medan det reflekteras eller sprids bort från andra. Spektroskopiska metoder som FTIR och Raman-mikrospektroskopi (RM) är de vanligaste för att analysera mikroplast (Anger et al. 2018) eftersom de ger entydig kemisk identifiering. FTIR och RM identifierar mikroplastpartiklar via vibrationsfingeravtryck, vilket är unikt för varje polymertyp, medan mass-spektrometriska metoder ger information om polymermassa.

FTIR mäter hur ett prov absorberar ljus vid distinkta frekvenser som motsvarar vibrationsfrekvenserna för molekylära bindningar. Raman-mikrospektroskopi mäter den oelastiska spridningen av ljus. Laserljus riktas mot en mikroplastpartikel. När ljuset träffar partikeln, sprids det och ger upphov till ett Raman-spektrum. Detta spektrum innehåller information om de kemiska bindningarna i plasten så att plasttypen kan identifieras. Det unika med RM är dess möjlighet att kemiskt och morfologiskt karakterisera mikroplastpartiklar även om de bara utgör en liten andel av det totala antalet partiklar i ett prov. RM är särskilt lämpad för små mikroplastpartiklar, som är rikliga i antal men inte i massa och som potentiellt uppvisar det största miljöhotet. RM har potentialen att representativt mäta ett tillräckligt antal partiklar från 1 µm och uppåt, leverera en storlekskorrelerad fördelning och morfologisk såväl som kemisk karakterisering av enskilda partiklar.

Mikro-FTIR har en detektionsgräns som begränsas av diffraktionen av det infraröda ljusets våglängder och det använda objektivet, och ligger praktiskt taget runt 20 µm (Löder & Gerdtz 2015). Mikro-Raman har å andra sidan en detektionsgräns som, beroende på den numeriska aperturen hos det valda objektivet och pinhålen, i princip kan vara så låg som några hundra nanometers lateral upplösning (Fang et al. 2020; Fang et al. 2021; Sobhani et al. 2019; Sobhani et al. 2020). I praktiken för verkliga miljöprover har dock den praktiska storleksdetectionsgränsen för Raman ännu inte visats.

1.5 Hälsoriskvärderingar

Här refereras de senaste hälsoriskvärderingarna gjorda av Världshälsoorganisationen (WHO) och Livsmedelsverket.

Världshälsoorganisationen har publicerat sin första värdering som beskriver att risken för människors hälsa från mikroplaster i dricksvatten är en funktion av både hälsofarlighet och exponering (WHO 2019). Potentiella faror i samband med mikroplast finns i tre former:

1. partiklar som utgör en fysikalisk fara
2. kemikalier (obundna monomerer, tillsatser och sorberade kemikalier från miljön)
3. mikroorganismer som kan fästa och kolonisera på mikroplaster, så kallade biofilmer.

På grundval av det begränsade kunskapsunderlaget konstaterade WHO att med aktuell kunskap utgör mikroplaster en låg risk för människors hälsa. Dock fanns inte tillräckligt med underlag för att dra säkra slutsatser om nanopartiklars toxicitet.

I rapporten framhöll WHO också att dricksvattenberedning, där sådan finns, är mycket effektiv för att avlägsna partiklar med egenskaper som liknar mikroplaster. Egenskaper som är relevanta för avlägsnande vid vattenrening är bland annat storlek, densitet och ytladdning. Även om det endast finns begränsade uppgifter om effektiviteten av avlägsnande av mikroplaster under dricksvattenrening har den visat sig vara effektiv när det gäller att avlägsna betydligt fler partiklar av mindre storlek än mikroplaster. Konventionell behandling, när den är optimerad för att producera behandlat vatten med låg grumlighet, kan avlägsna partiklar som är mindre än en mikrometer genom processer för koagulering, flockning, sedimentering/flotation och filtrering. Avancerad behandling kan ta bort mindre partiklar. Till exempel kan nanofiltrering ta bort partiklar >0,001 µm medan ultrafiltrering kan ta bort partiklar >0,01 µm. Dessa fakta i kombination med väl förstådda avlägsnandemekanismer pekar på den rationella slutsatsen att dricksvattenberedning effektivt kan ta bort mikroplaster.

Rutinmässig övervakning av mikroplaster i dricksvatten rekommenderades inte av WHO eftersom det inte fanns några belegg för att det föreligger en risk för människors hälsa. Oro över mikroplaster i dricksvatten bör inte avleda resurser från vattenleverantörer och reglerande myndigheter från att avlägsna mikrobiella patogener,

vilket fortfarande är den viktigaste risken för människors hälsa från dricksvatten, tillsammans med kemiska prioriteringar. Dricksvattenleverantörerna bör optimera vattenreningsprocesserna för avlägsnande av partiklar och mikrobiell säkerhet, vilket för övrigt kommer att förbättra avlägsnandet även av mikroplastpartiklar.

För forskare anser WHO att det skulle vara lämpligt att genomföra riktade, väl utformade och kvalitetskontrollerade undersökande studier för att bättre förstå källorna till och förekomsten av mikroplaster i sötvatten och dricksvatten. Även effektiviteten hos olika behandlingsprocesser och kombinationer av processer, samt betydelsen av det potentiella återförandet av mikroplast till miljön från avlopps- och avfallshantering behöver studeras ytterligare. För att minimera plast- och mikroplastföroreningar bör åtgärder vidtas för att bättre hantera plastmaterial och minska användningen av plast där så är möjligt. Detta trots den låga hälsorisken till följd av exponering för mikroplaster i dricksvatten, eftersom sådana övergripande åtgärder medför andra fördelar för miljön och människors välbefinnande.

Livsmedelsverket fick i sitt regleringsbrev 2018 uppdraget att sammanställa kunskap om hälsorisker med mikroplast respektive nanomaterial av plast i dricksvatten, kartlägga förekomsten av sådana föroreningar i dricksvatten i Sverige, samt vid behov föreslå åtgärder för att minska exponeringen. Livsmedelsverket (2020) beskriver i sin rapport att forskning om hälsorisker för människa av partiklar av mikro- och nanoplast som intas via dricksvatten eller föda är ett relativt nytt område. Den möjliga toxiciteten avser dels själva partiklarna, dels att de kan vara bärare av kemiska ämnen eller mikroorganismer. Livsmedelsverket konstaterade att det fanns viss kunskap om hur plastpartiklar kan tas upp och distribueras i kroppen. Studier av djur har visat att små mikro- och nanopartiklar av plast tas upp lättare av tarmen än större plastpartiklar. Kunskap om nanopartiklar av rena kemiska ämnen gör att mikro- och nanoplast kan misstänkas interagera med immunsystemet. Plastpartiklarna skulle i så fall kunna orsaka sämre motstånd mot infektiösa ämnen, tumörer och inflammatoriska reaktioner. Sådana effekter hade dock inte kunnat bekräftas.

Slutsatsen var att direkta effekter för människors hälsa av mikro- och nanoplast i dricksvatten inte påvisats. Utifrån aktuell kunskap och undersökningen av dricksvatten hos konsument kunde hälsorisker för människa inte påvisas eller tydligt misstänkliggöras. Den högsta halten hos konsument i Livsmedelsverkets undersökning var för de minsta plastpartiklarna (1–10 µm) 16 000 st per liter, medan den högsta påvisade halten i denna undersökning för samma storleksintervall var 274 st per liter. På grund av kunskapsluckor var hälsoriskvärderingen översiktlig. För en bättre värdering av om mycket små plastpartiklar skulle kunna utgöra relevant hälsorisk behövs bättre kartläggning av förekomst och exponering, samt fler toxikologiska studier. Livsmedelsverket ansåg inte att det fanns motiv till åtgärder för dricksvattenproduktion. Samtidigt framhölls att olika membranfiltreringstekniker kan minska exponeringen om inte en betydande del av plastpartiklarna tillförs efter beredningen.

2 Metoder

2.1 Provtagningsstrategi

Studien omfattade sex vattenverk med olika typer av råvattenkällor och reningsprocesser för att kunna erhålla mer generella resultat (Tabell 2.1). Provtagning genomfördes före och efter steg i processerna som bedömdes kunna påverka halterna av mikroplast genom reduktion eller tillskott (Tabell 2.2).

Dessutom genomfördes en metodjämförelse tillsammans med det mikroplastprojekt som Sweden Water Research genomförde. Proverna benämns i denna rapport som kranvatten eftersom de togs i hygienutrymmen på vattenverken Alelyckan och Lackarebäck.

Syftet var att undersöka inverkan av olika processteg och tillsatser varför huvudsakligen ytvattenverk valdes (Tabell 2.1). Ytvattnen i undersökningen är från flera olika sjöar och en älv. Undantaget är Vombverket som gör konstgjort grundvatten genom att infiltrera ytvatten från sjön Vomb och avhärda det. Vattenverken representerade fällning både med aluminiumsulfat och järnklorid, samt utan fällning. Tre av vattenverken hade mikrosilar för att avskilja större partiklar. Två av vattenverken använder natriumsilikat som hjälpkoagulant. Snabbfilter för avskiljning av restflock fanns vid fem av vattenverken. Två vattenverk kombinerar snabbfiltrering med adsorption genom att använda aktivt kol. Ett vattenverk hade membranfilter för ultrafiltrering i syfte att få god avskiljning av virus. Avskiljning med membranfilter har en ökande trend. Vattenverken tillämpade flera olika kombinationer av kemisk desinfektion ofta i kombination med UV-belysning. Fyra av vattenverken använde kalk för pH-höjning och ett använde lut. Vombverket som i stället behöver minska hårdheten använde avhärdningsprocess med lut.

Provtagning gjordes även på en pilotanläggning med ultrafilter som var placerad utanför reningsprocessen hos Norrvatten.

Steg	Vattenverk	Alelyckan	Lackarebäck	Görväln	Lövö	Ringsjöverket	Vomb
	Organisation	KoV Gbg	KoV Gbg	Norrvatten	SVOA	Sydvatten	Sydvatten
Råvatten	Ytvatten	Göta Älv	Delsjön	Mälaren	Mälaren	Bolmen	Vombsjön
	Prov	Råvatten	Råvatten	Råvatten	Råvatten	Råvatten	Råvatten
Mikrosilning	Maskvidd	↓	↓	200 (µm)	800 (µm)	500 (µm)	40 (µm)
Infiltration	Konstgjort grundvatten	↓	↓	↓	↓	↓	Mellansand
	Prov	–	–	–	–	–	Konstgjort Grundvatten
Avhärdning	pH-höjning	↓	↓	↓	↓	↓	NaOH
Kemfällning	Fällnings-kemikalie	Al ₂ SO ₄	Al ₂ SO ₄	Al ₂ SO ₄	Al ₂ SO ₄	FeCl ₃	FeCl ₃ (Låg dos)
	Hjälp-koagulant	↓	↓	Na ₂ SiO ₃	Na ₂ SiO ₃	↓	↓
	pH – justering	↓	↓	↓	↓	NaOH	H ₂ SO ₄
	Prov	Sedimenterat	Sedimenterat	–	Sedimenterat	Sedimenterat	Avhärdat
	Snabbfilter Sand	↓	↓	Grovsand	Grovsand	Grovsand	Grovsand
	Prov	–	–	Sandfiltrat	–	–	–
	Snabbfilter Kol	Aktivt kol	Aktivt kol	Aktivt kol	↓	↓	↓
	Prov	Kolfiltrat	Kolfiltrat	Kolfiltrat	Sandfiltrat	Sandfiltrat	Sandfiltrat
Långsamfilter	Filter-material	↓	↓	↓	Mellansand	Mellansand	↓
	Prov	–	–	–	Långsamfiltrat	Långsamfiltrat	–
Membranfilter	Typ	↓	UF 20-25 nm	↓	↓	↓	↓
	Prov	–	Ultrafiltrat	–	–	–	–
Kemisk desinfektion	Kemikalie	NaClO, ClO ₂	NaClO, ClO ₂	NH ₂ Cl	NH ₂ Cl	NaClO	NH ₂ Cl
Korrosions-anpassning	Hårdhets-justering	Ca(OH) ₂ CO ₂	Ca(OH) ₂ CO ₂	↓	↓	Ca(OH) ₂ CO ₂	↓
	pH-justering	NaOH	NaOH	Ca(OH) ₂	NaOH	↓	↓
Utgående dricksvatten	Prov	Dricksvatten	Dricksvatten	Dricks-vatten	Dricksvatten	Dricksvatten	Dricksvatten
Metodstudie	Prov	Kranvatten	Kranvatten	–	–	–	–
UF-pilot	Prov	–	–	UF pilot	–	–	–

2.2 Provtagning

Ett specialdesignat helinkapslat provtagningssystem i syrafast rostfritt stål utvecklades för att kunna kopplas direkt på provtagningspunkten för att undvika kontamination, och för att möjliggöra on-line sekventiell kaskadfiltrering, det vill säga två parallella strömmar med olika filter i serie. Systemet består av metallrör med klämringskopplingar (Swage-Lok), tryckmätare och filterhållare (Millipore) för filter med två olika diamentrar, 47 mm respektive 25 mm och med porstorlek 100, 30, 10, 1 och 0.4 µm (Figur 2.1). Filtren som användes är specialutvecklade av GU i samarbete med Chalmers. De består av spåratsat polykarbonatfilter (PC- filter)) med precisa pordiametrar, som har belagts

Tabell 2.1

Avskiljningssteg, tillsatser och provtagningspunkter för de deltagande vattenverken. Pil betyder att det aktuella vattenverket inte har det processteget.

med 100 nm platina på båda sidorna för att kunna få bättre spektroskopisk identifiering och för att undvika signalen från grundmaterialet (PC) i filtret (Mattsson et al. 2024).



Figur 2.1

Provtagningsutrustningen monterad efter duschblandare på Lackarebäcks vattenverk vid metodjämförelsen.
Foto: Inger Kjellberg

Vid varje provtagningspunkt kopplades provtagningsystemet på och först fick en mindre vattenvolym passera genom alla filter (100, 30, 10, 1 och 0,4 μm). Då vattenflödet genom filtren började avstanna kopplades 0,4 μm -filtret bort, torrsögs med filtrerad luft och förslöts. Filtringen fortsatte med 100, 30, 10 och 1 μm tills flödet återigen blev lågt och då kopplades 1 μm -filtret bort, torrsögs och förslöts. Slutligen filtrerades vatten genom resterande filter, 100, 30 och 10 μm , tills 1000 l passerat eller då flödet avstannat. Efter det torkades 100, 30 och 10 μm -filtret i sin kaskaduppsättning och förslöts.

Volymen vatten som fick passera genom 1 och 0,4 μm -filtren uppmättes med en volumetrisk mätcylinder och volymen som passerade genom 100, 30 och 10 μm uppmättes med en vattenmätare avsedd för fasta vatteninstallationer.

2.3 Provbearbetning

Tillbaka i laboratoriet behandlades proverna för att reducera volymen av organiskt material på filtren i syfte att underlätta identifieringen av plastpartiklar. All hantering av filter före och efter provtagningen gjordes i en renluftsänk med HEPA-filtrerad luft (ett slags dragskåp med högeffektivt renluftsfilter), för att minimera kontamination. I samband med behandlingen förflyttades partiklarna på 100 μm -filtret till ett 30 μm -filter genom att 100 μm -filtret vändes upp och ner och ett 30 μm -filter kopplades på mellan 100 μm - och det andra 30 μm -filtret. Kaskaduppställningen (100, 30, 30 och 10 μm) behandlades genom att 100 ml filtrerad (0,4 μm) väteperoxid (7 %) fick passera genom filtren, sedan sköljdes de med 100 ml filtrerat (0,4 μm) Milli-Q vatten och slutningen

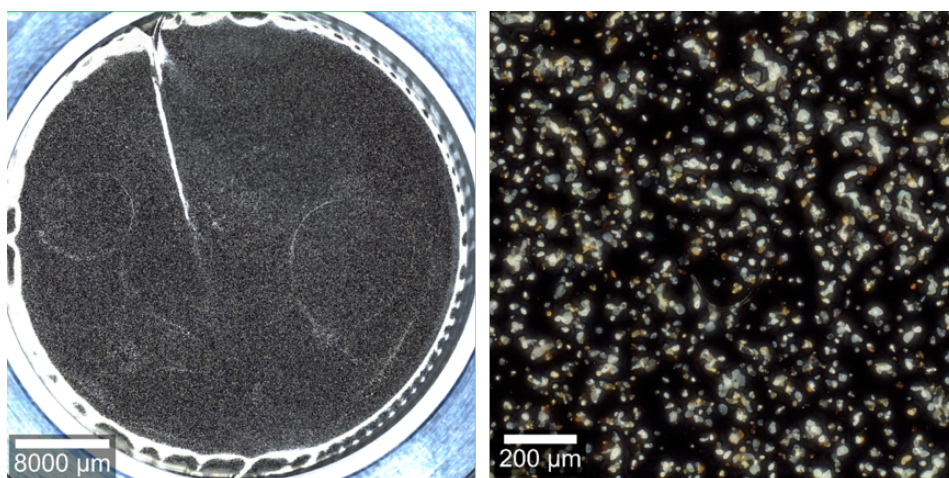
torkades filtren genom att suga filtrerad (0,2 µm) luft genom filtren. De två mindre filtren som var bortkopplade från kaskaduppställningen (1 µm och 0,4 µm) behandlades var för sig genom att 50 ml filtrerad (0,4 µm) väteperoxid (7 %) fick passera filtret som sedan sköljdes med 50 ml filtrerat (0,4 µm) Milli-Q vatten och slutningen torkades filtren genom att suga filtrerad (0,2 µm) luft genom filtren. Efter behandlingen förflyttades alla filter till petriskålar och förvarades mörkt i kylan (7 °C) till dess att de analyserades.

2.4 Blank/Kontamination

Vid varje provtagningspunkt togs två procedur-blanker, en för de större filtren (100, 30 och 10) och en för de mindre 1 µm. Blankerna följde provet från förberedelserna i labbet, ut i fält där locken öppnades för att kunna kopplas till punkten, förslöts och torkades, och tillbaka i laboratoriet behandlades de på samma sätt som deras motsvarande prov. Blankerna behandlades alltså på samma sätt som proverna förutom att inget vatten från vattenverken filtrerades genom dem.

2.5 Analys

Filtren 100, (100 som förflyttats till ett 30), 30, 10 och 1 µm analyserades därefter med Raman-mikrospektroskopi. Först togs en bild av hela filtret och sedan togs mindre sektioner med högre upplösning och alla partiklar inom sektionen analyserades med Raman-spektroskopi (Figur 2.2).



Figur 2.2

Foton från mikroskop, tagna av Karin Mattsson.

Laserljus riktades mot en mikroplastpartikel i taget. När ljuset träffar partikeln, sprids det och ger upphov till ett Raman-spektrum. Detta spektrum innehåller information om de kemiska bindningarna i plasten så att plasttypen kunde identifieras.

I Tabell 2.2 visas samtliga prover med provtagen volym. Fält markerade med grönt är analyserade; vita, orangea och gråa bedömdes inte meningsfulla att analysera. Orange hade väldigt höga halter av naturliga partiklar och för de gråmarkerade ansågs det att för liten volym provtogs för att kunna få trovärdiga resultat. Punkter markerade med * innebär att flödet blev så lågt under filtreringen att mängden filtrerat vatten inte kunde mätas korrekt.

Provtagningspunkt	Provvolymer i olika filter (liter)				
	100 µm	100 → 30 µm	30 µm	10 µm	1 µm
Görvåln Dricksvatten	711	711	711	711	11,4
Lovö Dricksvatten	1164	1164	1164	1164	18
Ringsjön Dricksvatten	778	778	778	778	3,6
Vomb Dricksvatten	1013	1013	1013	1013	12,7
Lackarebäck Dricksvatten	845	845	845	845	2,2
Alélyckan Dricksvatten*	> 299	> 299	> 299	> 299	1,2
Görvåln Ultrafilterpilot	707	707	707	707	5,8
Lovö Långsamfiltrat	713	713	713	713	12,7
Vomb Snabbsandfiltrat	1006	1006	1006	1006	4,5
Ringsjön Långsamfiltrat	1039	1039	1039	1039	11
Lackarebäck Ultrafilter	1067	1067	1067	1067	11,2
Alélyckan Kolfiltrat	1336	1336	1336	1336	10,7
Görvåln Kolfiltrat	776	776	776	776	10,6
Lovö Snabbsandfiltrat	204	204	204	204	4,2
Vomb Avhärdat*	> 57	> 57	> 57	> 57	1,2
Ringsjön Snabbsandfiltrat	1035	1035	1035	1035	11
Lackarebäck Kolfiltrat	865	865	865	865	11,1
Görvåln Snabbsandfiltrat	603	603	603	603	3,3
Lovö Sedimenterat	12	12	12	12	0,2
Vomb Konstgjort Grundvatten	311	311	311	311	10,6
Ringsjön Sedimenterat	447	447	447	447	0,5
Lackarebäck Sedimenterat	100	100	100	100	0,2
Alélyckan Sedimenterat	175	175	175	175	0,6
Görvåln Råvatten	25	25	25	8	0,1
Lovö Råvatten	20	20	20	9	0,25
Vomb Råvatten Vombsjön	32	32	32	13	0,55
Ringsjön Råvatten Bolmen	112	112	112	49	0,2
Lackarebäck Råvatten	90	90	90	22	0,2
Alélyckan Råvatten	10	10	10	5	0,1
Lackarebäck Kranvatten 1	600	600	600	600	
Lackarebäck Kranvatten 2	635	635	635	635	
Alélyckan Kranvatten V1	462	462	462	462	
Alélyckan Kranvatten V2	498	498	498	498	
Alélyckan Kranvatten H1	482	482	482	482	

Tabell 2.2

Provpunkter och filtrerade provvolymer i liter.

Parallell provtagning av dricksvatten för metodjämförelse genomfördes tillsammans med Sweden Water Research (SWR) vars metoder och resultat beskrivs mer utförligt i Bilaga A. Motsvarande prover i vår studie benämns Kranvatten.

Kranvattenprover filtrerades parallellt genom 10 µm-filter av rostfritt stål, som placerades i filterhus av rostfritt stål som fästes via rör av rostfritt stål. Inloppsröret fästes direkt på en vattenkran i vattenverket. En flödesmätare anslöts till vart och ett av utloppsrören på filtreringsenheterna i rostfritt stål för att bestämma volymen filtrerat vatten för varje prov.

I laboratoriet applicerades filter i förväg på rena filtreringsenheter under lami- närt flöde. Därför förblev filtreringsenheter och filter stängda hela tiden. Vid varje

provtagningsposition fylldes rören i tio minuter innan filtreringsenheter applicerades. Mellan 955 och 1 860 liter dricksvatten filtrerades.

Mikroplaster i dricksvattnet analyserades via μ FTIR. En utrustnings- och en process-blank analyserades för att övervaka potentiella föroreningskällor som påverkade analysen.

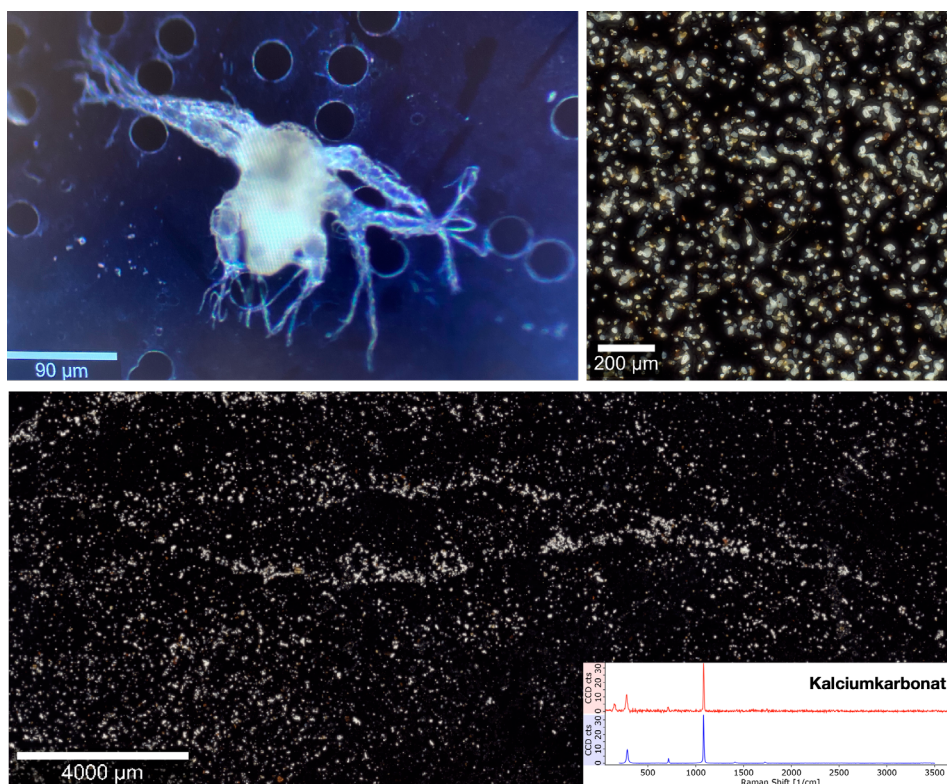
3 Resultat

Resultat i form av mikroplastkoncentration rapporteras efter snabb-, kol-, ultra-, långsamfiltrering och utgående dricksvatten samt från en pilotanläggning. Felstaplar i resultatdiagrammen motsvarar plus minus blankernas halter.

3.1 Analysproblem

Proverna behandlades med 7 % väteperoxid för att bryta ner så mycket organiskt material som möjligt utan att skada plastpartiklarna. Det innebar att det fanns mycket naturligt partikulärt material kvar, framför allt i vissa prover, vilket gjorde att det tog lång tid att analysera eftersom alla partiklar behövde identifieras.

I några prover var det väldigt höga halter partiklar av kalk och i andra mycket plankton vilket försvårade analysen (Figur 3.1).



Figur 3.1

Exempel på naturligt partikulärt material av organiskt eller mineralursprung i proverna. Foto Karin Mattson

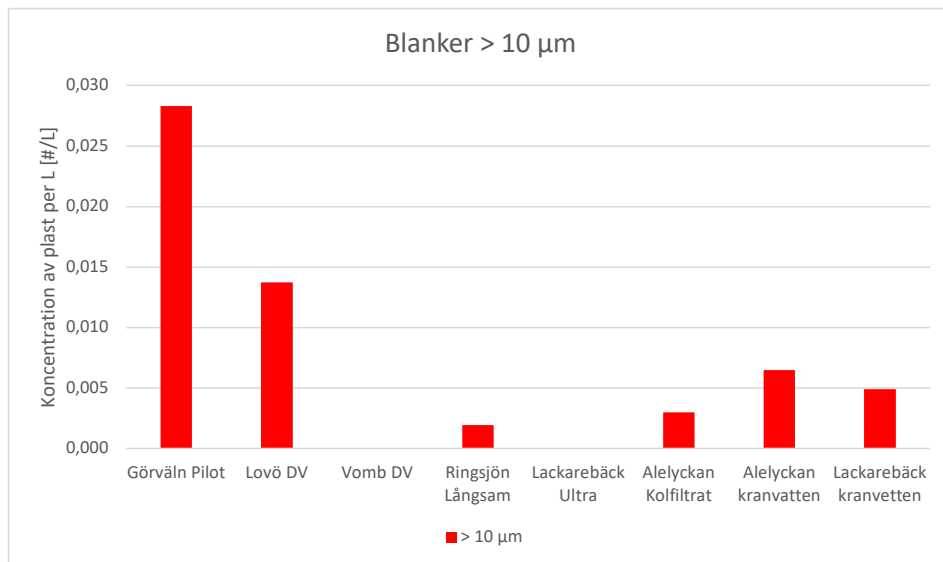
3.2 Blanker

I blankerna > 10 µm identifierades få plastpartiklar. Koncentrationen varierade mellan 0 och 0,028 partiklar/liter (Figur 3.2 och Tabell 3.1). I två av proverna identifierades ingen plast alls. I blankerna för de mindre filtren uppmättes, som förväntat, högre koncentrationer än för de större filtren, mellan 0,64 och upp till 48 plastpartiklar/liter.

Endast ett fåtal partiklar påträffades i blankerna och endast polyeten (PE), polydimetylsiloxan (PDMS) och polyamid (PA) påträffades i 10 µm-blankerna. I 10 µm-blankerna från Vomb och Lackarebäck identifierades inga plastpartiklar alls. I blankerna med 1 µm filter identifierades PA > PE > PDMS > PHB > PMMA och PLA (PHB =

polyhydroxybutyrat, PMMA = polymetylmetakrylat, PLA = polyaktid). I Figur 3.3 visas ett exempel på fördelningen av identifierade polymerer för de mindre blankerna. I motsvarande blank för 1–10 µm identifierades endast PDMS.

Eftersom provtagningsutrustningen var ett slutet system på provtagningsplatserna så representerar de kontaminering från provtagningsutrustning och laboratorium. Därför redovisas bara ett resultat per provtagningsstillfälle.



Figur 3.2

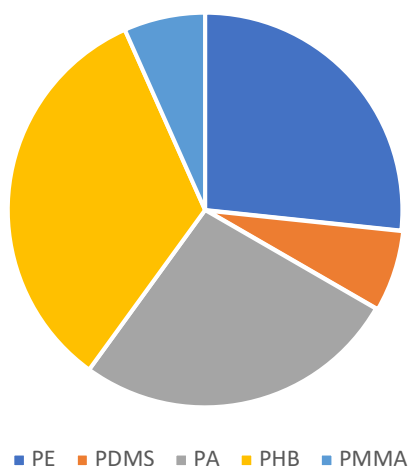
Plastpartiklar >10 µm per liter i blankproverna på de olika verken.

Blanker	Koncentration plastpartiklar per liter				
	> 100 µm	30–100 µm	10–30 µm	> 10 µm	1–10 µm
Görväln UF-Pilot	0,001	0,003	0,024	0,028	19
Lovö Dricksvatten	0	0,004	0,009	0,014	0,65
Vomb Dricksvatten	0	0	0	0	
Ringsjö Långsamfiltrat	0	0	0,002	0,002	10
Lackarebäck Ultrafiltrat	0	0	0	0	3,0
Alelyckan Kolfiltrat	0	0,001	0,002	0,003	49
Alelyckan Kranvatten	0	0	0,006	0,006	
Lackarebäck Kranvatten	0	0	0,005	0,005	

Tabell 3.1

Plastkoncentration i blanker.

Görväln Blank 1-10 µm

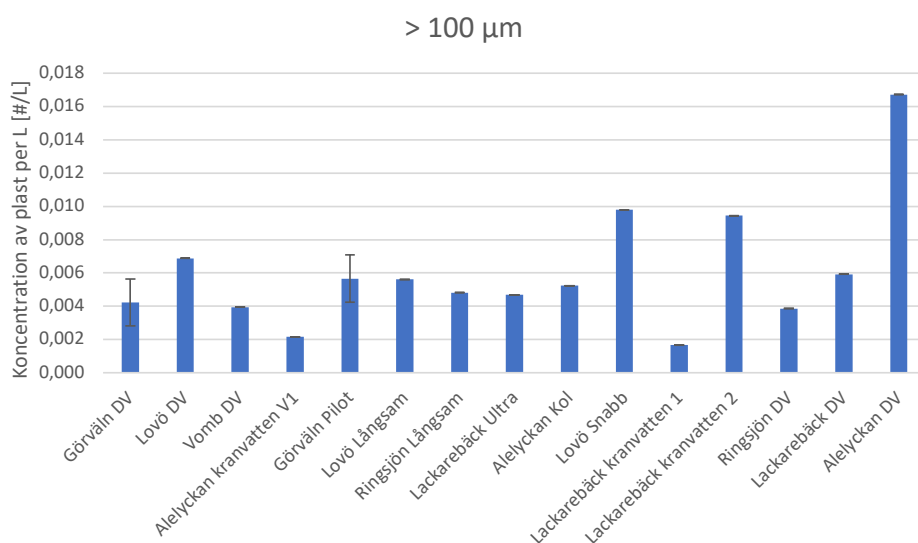


Figur 3.3

visar exempel på polymertyper i blankprov.

3.3 Hält plastpartiklar

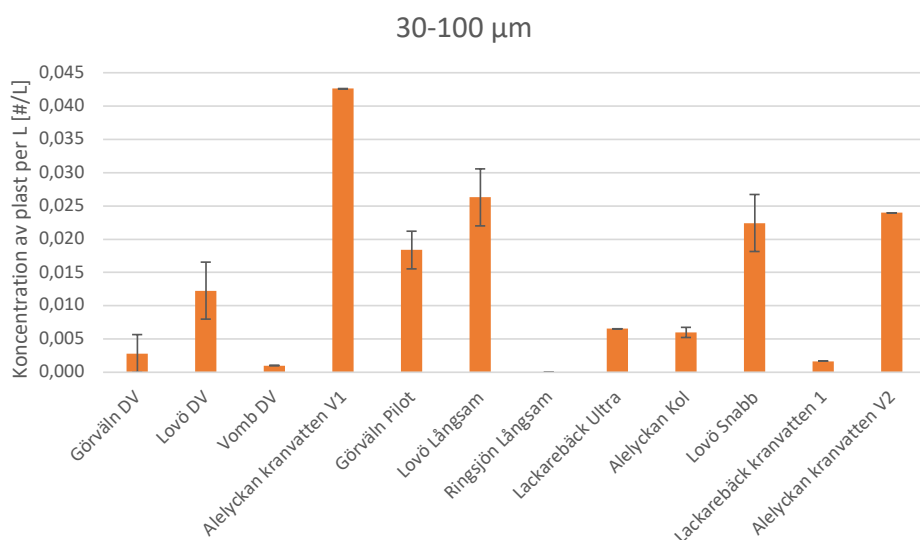
För partiklar >100 µm uppmättes koncentrationer mellan 0 och 0,0068 plastpartiklar/liter (Figur 3.4).



Figur 3.4

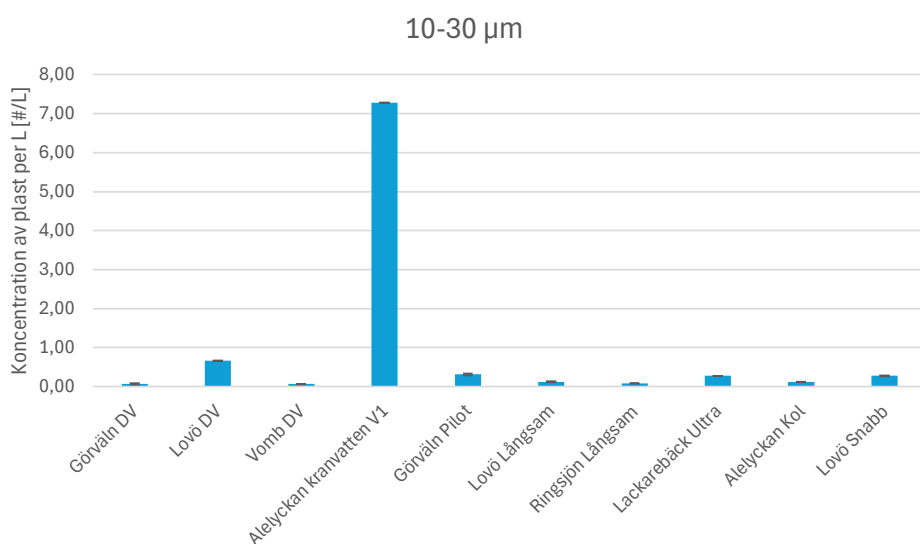
Plastpartiklar större än 100 µm per liter och punkt.

Från dricksvattenproverna tagna på utgående vatten från vattenverken uppmättes en partikkelkoncentration mellan 0 och 0,026 plastpartiklar/liter för storlek 30–100 µm och mellan 0,067 och 0,67 partiklar/liter för storlek 10–30 µm. Provet som togs i distributionsnätet (kranvatten) Alelycken uppvisade högst koncentration, 0,043 partiklar/liter i storlek 30–100 µm och 7,3 partiklar/liter i storleksintervallet 10–30 µm (Figur 3.5 och 3.6.).



Figur 3.5

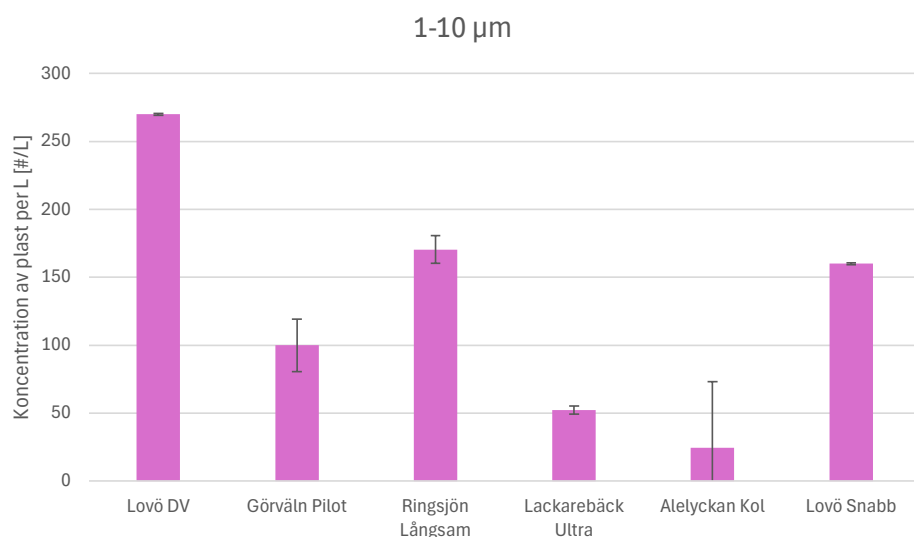
Plastpartiklar mellan 30 och 100 µm per liter och provtagningspunkt.



Figur 3.6

Plastpartiklar mellan 10 och 30 µm per liter och provtagningspunkt.

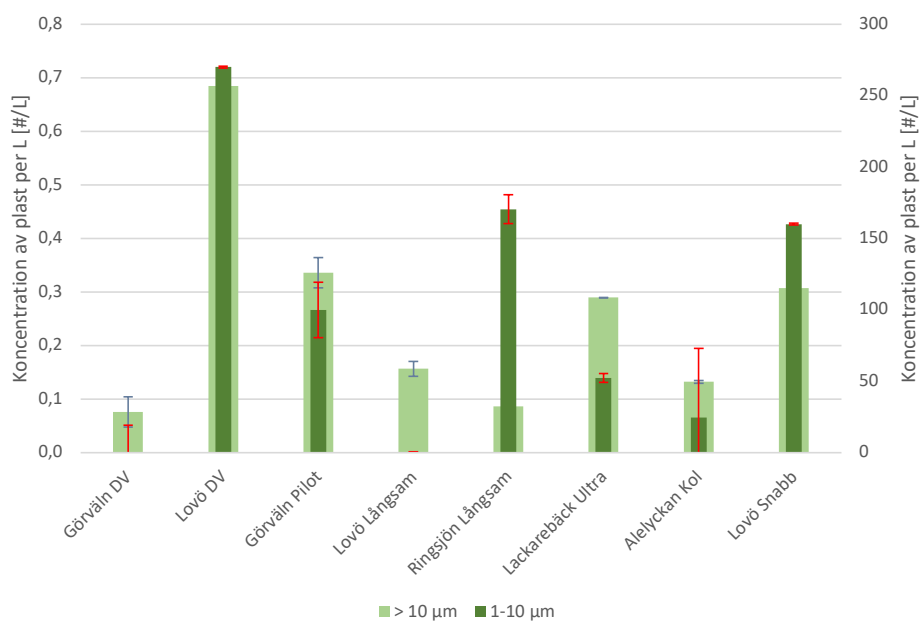
Som förväntat uppmättes en högre koncentration plastpartiklar med minskande partikelstorlek, där partiklar mellan 1 och 10 µm representerade den högsta koncentrationen 274 plastpartiklar/liter. I dricksvatten från Görvåln och efter långsamfiltreringen i Lovö identifierades inga partiklar i storleksfraktionen 1–10 µm (Övriga resultat redovisas i figur 3.7).



Figur 3.7

Plastpartiklar mellan 1–10 µm per liter och provtagningspunkt.

Jämförelse mellan koncentrationer av plastpartiklar >10 µm/liter och 1–10 µm/liter visas i Figur 3.8. I dricksvatten från Görvåln och efter långsamfiltreringen i Lovö identifierades inga partiklar i storleksfraktionen 1–10 µm.



Figur 3.8

Jämförelse mellan plastpartiklar >10 µm (vänster axel) och 1–10 µm (höger axel).

I Tabell 3.2 visas plastkoncentrationerna i olika storleksintervall. Blå bakgrund markerar <-värden.

Punkt	Koncentration plastpartiklar per liter				
	> 100 µm	30-100 µm	10-30 µm	> 10 µm	1-10 µm
Görväln Dricksvatten	0,004	0,003	0,07	0,08	<3,8
Lovö Dricksvatten	0,007	0,012	0,67	0,68	270
Vomb Dricksvatten	0,004	0,001	0,07	0,07	
Alelyckan Kranvatten V1	0,002	0,043	7,28	7,32	
Görväln UF-pilot	0,006	0,018	0,31	0,34	100
Lovö Långsamfiltrat	0,006	0,026	0,12	0,16	<3,4
Ringsjön Långsamfiltrat	0,005	0,000	0,08	0,09	170
Lackarebäck Ultrafiltrat	0,005	0,007	0,28	0,29	52
Alelyckan Kolfiltrat	0,005	0,006	0,12	0,13	24
Lovö Snabbsandfiltrat	0,010	0,022	0,27	0,31	160
Lackarebäck Kranvatten 1	0,002	0,002			
Lackarebäck Kranvatten 2	0,009				
Alelyckan Kranvatten V2		0,024			
Ringsjön Dricksvatten	0,004				
Lackarebäck Dricksvatten	0,006				
Alelyckan Dricksvatten	<0,017				

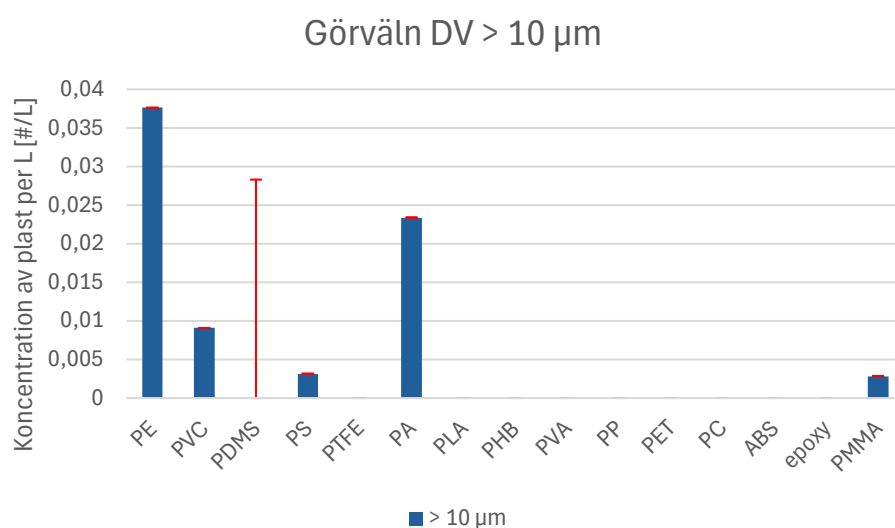
Tabell 3.2

Plastkoncentrationer i provtagningspunkterna.

3.4 Identifierade polymerer

Följande polymerer identifierades: PE, PVC, PDMS, PS, PTFE, PA, PLA, PHB, PP, PC, PET, ABS, PVAC, epoxi och PMMA (förklaringar till förkortningarna finns i en lista i början av rapporten). Alla prover från utgående dricksvatten som kunde analyseras hade låga halter av plastpartiklar och för de som var >10 µm var den vanligaste polymeren PE.

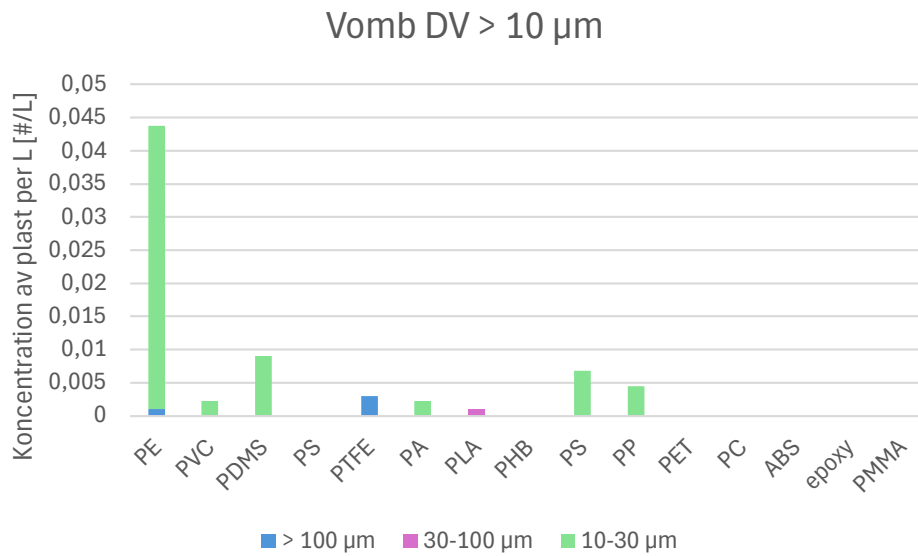
I det utgående dricksvattnet från Görväln så identifierades främst PE följt av PA och PVC för plastpartiklar >10 µm (Figur 3.9). För den mindre storleksfraktionen, 1–10 µm, identifierades inga plastpartiklar.



Figur 3.9

Identifierade polymerer i Görvälns dricksvatten för storleksintervallen >10 µm.

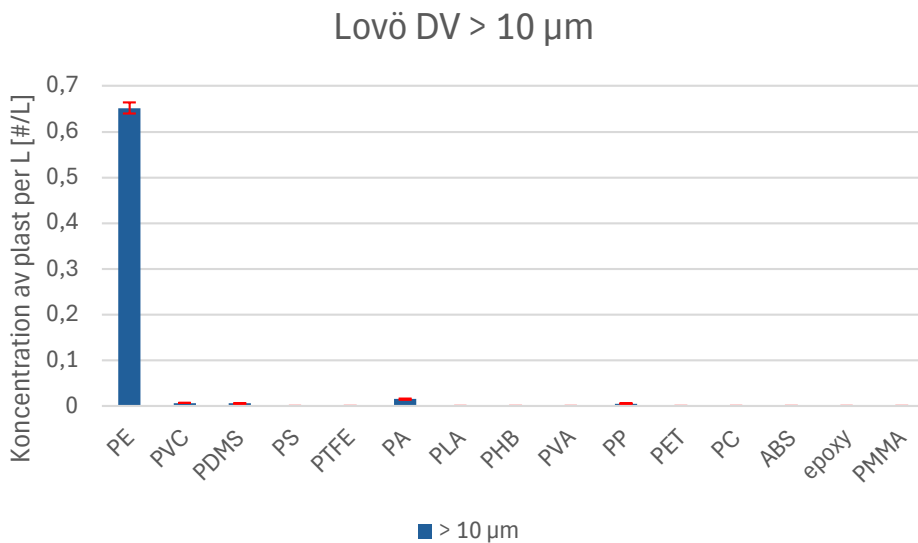
För Vombverket var den minsta analyserade storleken $>10\ \mu\text{m}$. Främst identifierades PE följt av PDMS eller silikon och PS, och de identifierade polymererna visas i Figur 3.10.



Figur 3.10

Identifierade polymerer i Vombverkets dricksvatten för storleksintervallen $>10\ \mu\text{m}$.

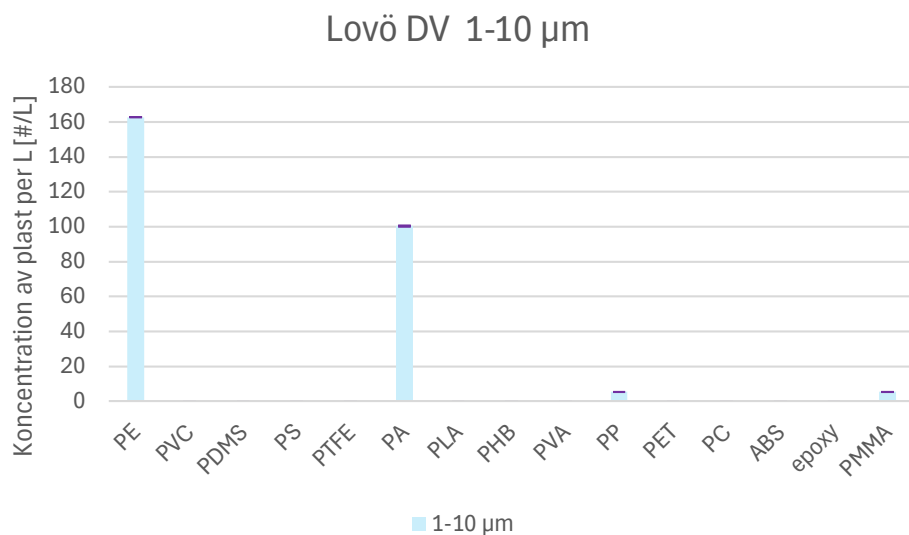
Identifierade polymerer i Lovöverkets dricksvatten $>10\ \mu\text{m}$ dominerades av PE (Figur 3.11).



Figur 3.11

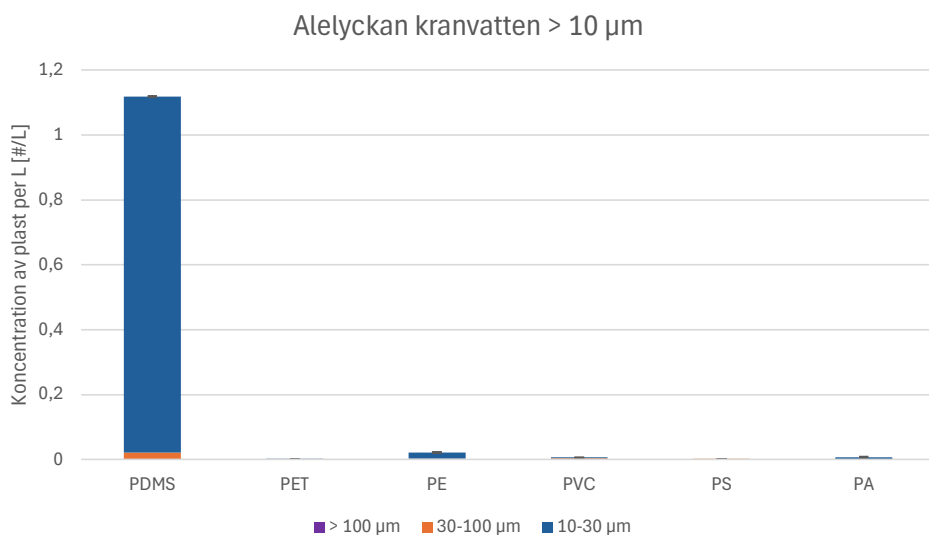
Identifierade polymerer i Lovöverkets dricksvatten för storleksintervallen $>10\ \mu\text{m}$.

Lovöverkets identifierade polymerer $1-10\ \mu\text{m}$ i dricksvatten var främst PE följt av PA (Figur 3.12).



Figur 3.12
Lovöverkets identifierade polymerer 1-10 µm i dricksvatten.

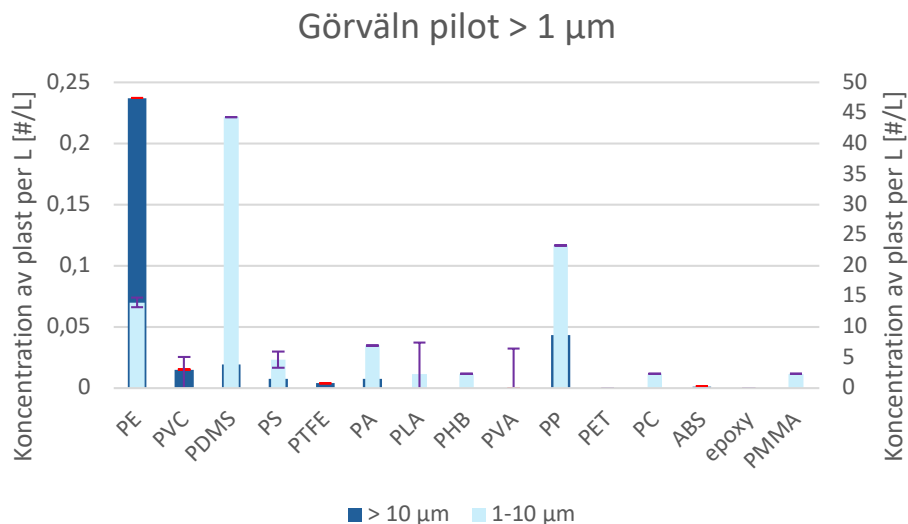
I Alelyckans kranvatten identifierades främst PDMS följt av PE (Figur 3.13).



Figur 3.13
Identifierade polymerer i Alelyckans kranvatten.

Pilotanläggningen

I UF-pilotanläggningen på Görvälnverket identifierades många tekniska polymerer och högst halter av PDMS. Tekniska polymerer används främst till tekniska tillämpningar där det ställs höga krav på mekanisk styrka och eller värmebeständighet. Den större storleksfraktionen dominerades av PE medan den mindre dominerades av PDMS följt av PP och PE (Figur 3.14).

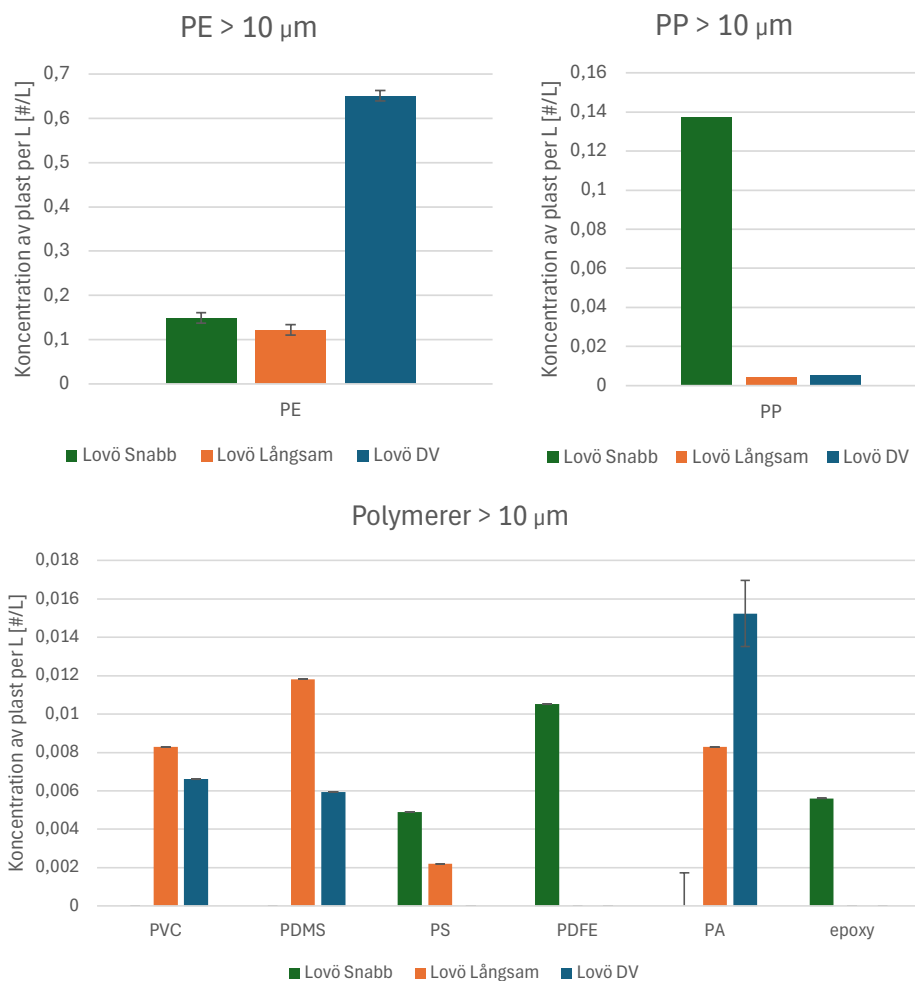


Figur 3.14

Identifierade plastpartiklar >1 µm i pilotanläggningen vid Görväln. 1–10 µm visas i himmelsblått och höger axel och >10 µm i mörkblått och vänster axel.

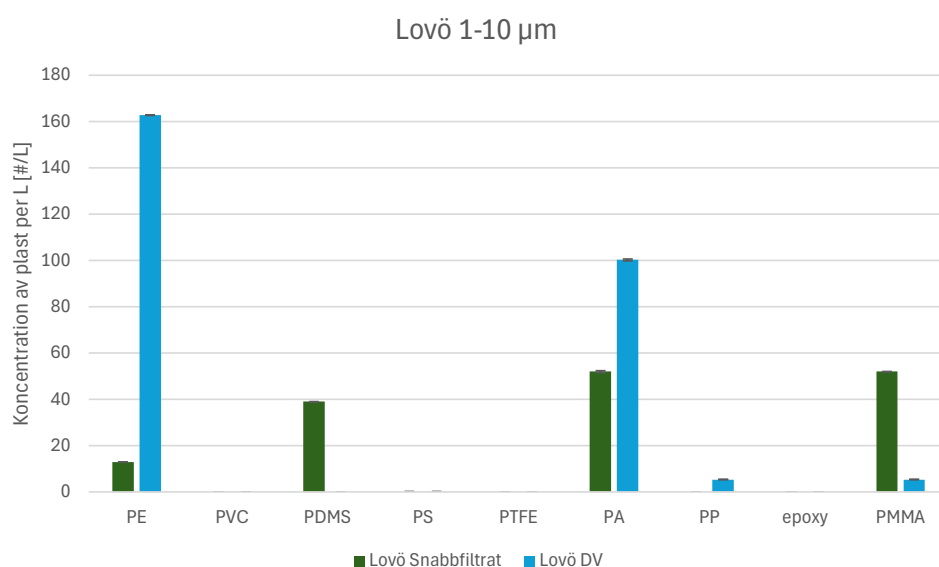
Förändring inom ett vattenverk

För Lovöverket var det möjligt att analysera de minsta storleksfraktionerna från de tre provtagningspunkterna efter snabbfiltrat, långsamfiltrat och utgående dricksvatten. I Figur 3.15 visas halterna >10 µm med anpassade skalor. I snabbfiltratet uppmättes en koncentration på 0,3 partiklar/liter, i långsamfiltratet 0,16 partiklar/liter och i utgående dricksvatten 0,68 partiklar/liter. Polymeren med högst koncentration var PE för alla punkter. Mängden PE minskade efter långsamfiltreringen för att sedan öka i det utgående dricksvattnet. Genom verket sågs en minskning av PP, medan för PDMS och PVC så identifierades dessa ej i provpunkt snabbfiltrat, halten var som högst i långsamfiltratet för att sedan minska något i det utgående dricksvattnet.



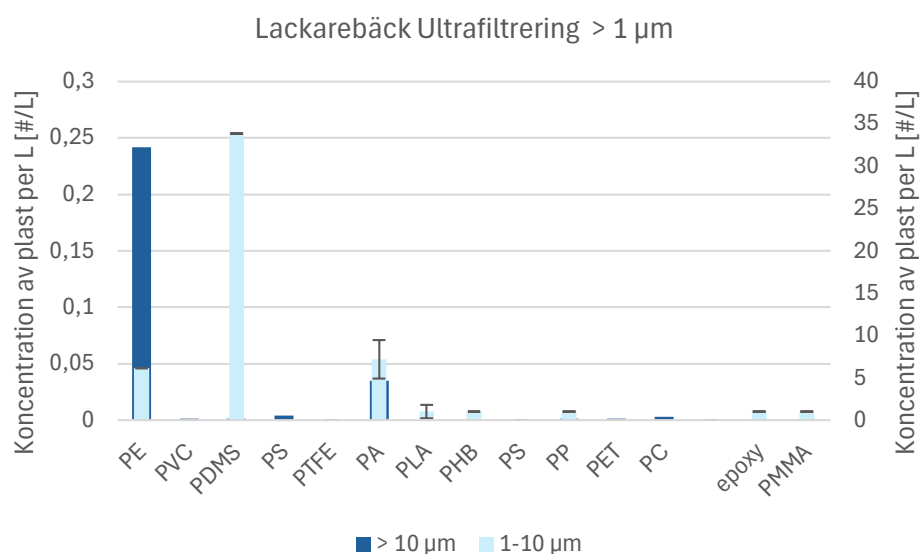
Figur 3.15
Identifierade polymerer
>10 µm Lovöverket.

För de minsta partiklarna, 1–10 µm, ökade halten av PE och PA medan halten av PMMA minskade (Figur 3.16). Efter långsamfiltreringen identifierades inga polymerer.



Figur 3.16
Identifierade polymerer
1–10 µm Lovöverket.

Efter Lackarebäck's ultrafiltrering påvisades relativt stort antal plastpartiklar. Partiklar >10 µm dominerades av PE, medan partiklar 1–10 µm dominerades av PDMS/silikon (Figur 3.17).



Figur 3.17
Identifierade plastpartiklar >1 µm efter Lackarebäck's ultrafiltrering.

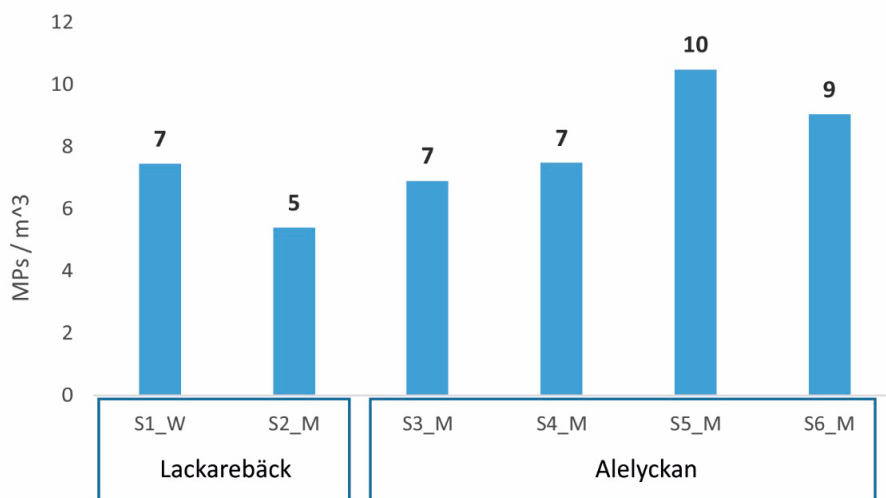
3.5 Resultat från Sweden Water Research

Resultaten för blankproverna, redovisade som en "utrustningsblank" och en "processblank", visade en kontaminering på 10 plastpartiklar/m³ respektive 13 plastpartiklar/m³ per blankprov. Den polymera sammansättningen var huvudsakligen polyester 20 partiklar, och PA 3 partiklar, se Tabell 3.3 (Tabell A.1 Bilaga A). Jämfört med dricksvattenproverna överstegs kontamineringen med polyester och PA halten av plastpartiklar som detekterats för respektive polymer i kranvattenproverna. Resultaten korrigerades inte för kontaminering.

	SB	SLB
PE	0	0
Polyester	10	10
PA	0	3
PVC	0	0
PU	0	0
PS	0	0
PP	0	0
Acrylic	0	0

Tabell 3.3
Återgiven från Bilaga A Tabell A.1. Detekterade och uppskattade mikroplastpartiklar i den analyserade utrustningen och processblanker.

Mikroplast detekterades i låga koncentrationer på 0,005–0,010 partiklar/liter i alla prover från båda dricksvattenverken, se Figur 3.18 (Figur A.1 Bilaga A).



Figur 3.18

Mikroplastpartiklar per kubikmeter för vattenverken Lackarebäck och Alelyckan (se även Figur A.1 Bilaga A).

Totalt redovisades sex olika polymerer och för de enskilda proverna två till tre olika. Med undantag för ett prov påvisades polyester i alla prover som togs i båda anläggningarna och visade de högsta andelarna på upp till 80 % per prov (Figur A.3 Bilaga A). Vidare visade PE och PP relativt höga andelar på 67 % i två prover från Alelyckan. De andra tre plasttyperna PS, PVC och PA redovisade andelar mellan 16 och 27 %.

4 Diskussion

Polymertyper

De olika polymererna PE, PP och PS står för de största produktionsvolymerna av plast. De finns ofta i miljön och kan förmodligen hittas i råvattenkällan. Däremot identifierades i projektet en hel del polydimetylsiloxan (PDMS), en polymer som inte ofta påträffas i miljön. Eftersom PDMS knappt påvisades i blankerna bör det inte vara en provkontaminering, utan ett troligt tillskott från beredningarna. PDMS är en silikonpolymer som används bland annat till smörjmedel, fogmassa och som antiskummedel för livsmedel. Vidare detekterades andra tekniska polymerer i vissa av provtagningspunkterna i några av verken som kan härröras till material som återfinnes i rör, kopplingar, tätningar, filtermaterial (exempelvis PA, PTFE, PVC, PMMA).

Volym och antal identifierade partiklar

Vid provtagning av vatten med förväntat låga halter av plastpartiklar behövs stora provolymer för att resultaten ska bli tillförlitliga. Enligt Koelmans et al. (2019b) bör minst 1 000 l kranvatten filtreras. Detta är något som vi uppfyllde i de flesta fall för de större storleksfraktionerna. Eftersom det finns fler partiklar med minskande storlek är volymen inte lika kritisk för de mindre storleksfraktionerna. Det finns olika rekommendationer för hur många partiklar som bör identifieras per prov för att kunna säga något om fördelningen. Kolemans et al. rekommenderar att 50 partiklar per prov ska polymerbestämmas eller att 25 % av filterytan ska analyseras. Cowger et al. (2024) menar att minst 96 partiklar ska identifieras, för att berätta om fördelningen av polymerer bör 386 partiklar identifieras och om man vill rapportera färg, storlek, morfologi och polymertyp så bör 620 partiklar identifieras i varje prov (Cowger et al. 2024). I studier där små volymer provtagits så identifieras oftast högre plastkoncentrationer än när större volymer provtagits (Sol et al. 2023).

Går det att se vilka processteg som hade bäst avskiljning?

Med låg halt av plastpartiklar i alla prover, stickprover vid ett tillfälle och en del prover som inte var möjliga att analysera är underlaget för att bedöma enskilda processteg tunt. Av de 8 provtagningspunkterna med analyser av plastpartiklar 1–10 µm var halterna lägst med <3,81 plastpartiklar per liter efter Lovös långsamfilter och i Görvälnverkets dricksvatten. Båda vattenverken hade kemisk fällning med aluminiumsulfat och snabbfilter med sand. Efter sandfilter hade Lovö långsamfilter och Görväln kolfilter. Det tyder på att kemisk fällning följt av två filtreringssteg kan ge god avskiljning av de minsta mikroplastpartiklarna. Det motsägs dock av att Ringsjöverkets långsamfilter hade en jämförelsevis hög halt, 170 plastpartiklar per liter, i storleksintervallet 1–10 µm.

Vombverkets dricksvatten hade lägst halt plastpartiklar >10 µm. Det skulle kunna vara en indikation på god avskiljning, men andra analysresultat för relativt små partiklar saknas.

Tillförsel av mikroplast i dricksvattenberedningen?

Förvånande nog var halten efter Lackarebäcks ultrafilter med nominell porvidd på 0,020 µm relativt hög, 52,3 plastpartiklar per liter för intervallet 1–10 µm. Även pilotanläggningen för ultrafilter på Görväln hade relativt hög halt med 103 plastpartiklar per liter i intervallet 1–10 µm. Båda ultrafiltren hade membranfibrer tillverkade av PES/PVP och dessa polymerer påvisades inte. Framför allt påvisades PDMS.

Förekomsten av PDMS/silikon, som inte påträffas i miljön speciellt ofta, tyder på tillförsel från till exempel användning av tätnings- och smörjningsmedel eller som anti-skummedel för livsmedelsmörjmedel. PDMS är godkänt för livsmedelstillverkning.

Andra tekniska polymerer som inte ofta påträffas i miljön eller blankprover, men finns i dessa prover är epoxi, ABS och PTFE. Vattenverket byggdes för 60 år sedan och det är inte orimligt att dessa polymerer använts genom åren.

För Lovöverkets dricksvatten som hade den högsta påvisade halten av mindre plastpartiklar var koncentrationen i dricksvattnet av PE betydligt högre än i långsamfiltratet vilket tyder på tillförsel.

Provtagning

Kaskaduppsättningen är utvecklad för provtagning av vatten där låga halter av plast och naturliga partiklar är förväntat. Det var förväntat att vi inte skulle kunna provta stora volymer av råvatten, dock hoppades vi på större volymer än vad vi åstadkom. Generellt sett fungerade uppsättningen bra, risken för kontamination minskar vilket verifieras av låga halter av partiklar i blankerna ($>10\ \mu\text{m}$). Det är också fördelaktigt att samla in partiklarna direkt på ett filter som kan analyseras direkt istället för att behöva flytta partiklarna till ett annat filter.

Provupparbetning

Provbearbetningen visade sig vara mycket problematisk. Proverna behandlades med 7 % väteperoxid för att reducera mängden organiskt material. Detta är en förhållandevis mild behandling. Det är en balansgång, antingen riskerar man att det kommer att finnas organiskt material i provet eller så riskerar man att man oxiderar och bryter ner plastpartiklarna i provet. Nackdelen med att använda en mild behandling är att det finns naturligt partikulärt material kvar. I kombination med en partikelbaserad analysmetod där man behöver analysera alla partiklar innebär det att analyserna blir tidskrävande och arbetet ineffektivt. Detta är något som behöver förbättras. Metoden utarbetades för analys av kranvatten och för detta fungerar den bra. I vattenverk tillsätts till exempel kalk som inte alltid löses upp.

Analysmetod

Raman-mikrospektroskopi är en bra metod för att identifiera polymerer och pigment. Det är även en metod som kan identifiera mindre partiklar än vad man kan göra med FTIR som har en nedre detektionsgräns inte lägre än $10\ \mu\text{m}$ (Mattsson et al. 2021b). I denna studie användes principen att identifiera partiklarna på filtret i stället för att ta ett spektrum per pixel som sedan sätts samman och man får en pixelbaserad identifiering av antal, storlek och polymertyp för alla partiklar på filtret. Teknikerna har sina för- och nackdelar. Om man har relativt få partiklar är den partikelbaserade identifieringen att föredra; däremot då antalet partiklar, framför allt icke relevanta partiklar, är i majoritet så blir analysen väldigt tidskrävande då alla partiklar behöver analyseras.

Kvalitetskattning och mätosäkerhet

Till varje provpunkt finns en blank där alla partiklar $>10\ \mu\text{m}$ analyserades. I två av proverna återfanns inga polymerer och i provet som hade högst halt av kontamination (Görväln) så identifierades totalt 20 st partiklar där samtliga var PDMS. Detta är fortfarande en förhållandevis låg halt.

För alla prover analyserades minst 25 % av ytan eller till dess att 50 partiklar hade identifierats i enighet med Kolemans rekommendationer (Koelmans et al. 2019b). För membranen med större porer så analyserades generellt mer, tex i Lackabäck analyserades hela 100 och 30 μm -filtret och för 10 μm filtret analyserades 65 % där 5 partiklar identifierades på 100 μm -filtret, 7 partiklar på 30 μm -filtret och 192 på 10 μm -filtret. Av de identifierade partiklarna var 169 st PE. Eftersom provtagningsvolymen varierade och antalet identifierade partiklar så är det en skillnad mellan proverna i mätosäkerheten. Det är också en skillnad mellan säkerheten för identifierade polymerer då vissa inte är så frekvent förekommande, t.ex. identifierades endast en PMMA-partikel i Lackarebäck.

Inom vattenverken togs inga replikat, och det hade givetvis ökat säkerheten om replikat hade tagits.

Metodjämförelse

Även om metodjämförelsen gjordes med parallella provtagningar och nominellt, samma filterstorlek (10 µm), så skiljer de sig åt avseende filtertyp (analysmembran respektive metallnät), filtreringskoncept (sekventiell kaskadfiltrering respektive enkelt filter), provupparbetning, samt mikrospektroskopisk analysmetod (Raman respektive FTIR).

SWR rapporterade fyra replikat från Alelyckan medan detta arbete rapporterade ett.

I båda metoderna kontrollerades kontaminering med blankprover. Koncentrationen av plastpartiklar i blankproverna låg i intervallet 0,005–0,013 plastpartiklar per liter för båda metoderna.

Båda metoderna uppvisar låga halter under eller nära vad som kan anses som en statistisk kvantifieringsgräns, med vissa undantag. Därför utvärderas resultaten en polymer i taget utifrån vilka slutsatser som kan dras. Då blankerna uppvisat antalet partiklar av en viss polymer som motsvarade hälften av dem i respektive provreplikant har förekomster av densamma i proverna bortsetts ifrån. Det rör framför allt PET i SWR studien, och visst frågetecken kring detekterad PA i ett av replikanten av samma data. Resultaten redovisas som detekterade polymerer om de återfunnits i genomsnitt minst 4 partiklar per prov, och som kvantifierade om 5 eller fler partiklar identifierades per prov i genomsnitt.

I SWR studien detekterades i ordning efter att PET och PA utesluts på grund av blankkontamination: PE, PP, PVC. I denna studie kvantifierades PDMS och PE och det detekterades PVC, PA, PET och PS. PDMS kvantifierades med 517 partiklar motsvarande 1,1 partiklar per liter, och PE kvantifierades till 10 partiklar per prov vilket motsvarar (0,02 partiklar per liter).

I båda metoderna filtrerades stora volymer, SWR 955-1860 l och GU 462-600 l, över 10 µm-filtrer. Typen av filter skilde sig dock avsevärt vilket skulle kunna vara del i förklaringen till skillnaderna i rapporterad halt. Raman-mikrospektroskopi med de kvalitetskriterier som tillämpats kan ge en underskattning eftersom de krav på antal specifika toppar i ett spektrum innebär att polymerer som inte uppfyller de högt ställda kraven inte rapporteras. Det innebär alltså en konservativ rapportering av halten plastpartiklar snarare än en överskattning. Analysmetoden µFTIR som SWR använde är vid 10 µm nära sin teoretiska fysiska begränsning, och det återstår att i praktiken definiera en minsta detekterbar partikelstorlek för FTIR, vilket troligtvis beror på polymer och övrig karaktäristika på partikeln och inte endast storlek. Med minskande storlek ökar partikelkoncentrationen och majoriteten av identifierade partiklar med Raman är mindre än 20 µm.

Då halterna av identifierade polymerpartiklar för de flesta polymerer ligger under vad som kan anses som en statistisk kvantifieringsgräns, kan man inte dra så mycket slutsatser. Det förefaller emellertid som att kunna detektera små partiklar är en viktig egenskap hos analysmetoden, medan samtidigt Raman-metoden har visat sig vara mycket tidskrävande, vilket inverkar negativt på kostnad och möjlighet till replikering. Effektiv provupparbetning utan att man för den delen kontaminerar proverna, oxiderar eller fragmenterar mikroplasten är en viktig utveckling. Metodoptimering och vidare harmonisering av hela analyskedjan är mycket angeläget och målet inställt på kostnadseffektiva standardiserade analysmetoder.

Vår studie i relation till andra

Mikroplast i dricksvatten har tidigare rapporterats från andra länder, t.ex. USA (Kosuth et al. 2018), Norge (Uhl et al. 2018), Danmark (Strand 2018), Finland (Sillanpää et al. 2018), England (Ball 2019), Tyskland (Mintenig et al. 2019) och Tjeckien (Pivokonsky et al. 2018). I den amerikanska studien analyserades prover från många länder, inklusive Kuba, Ecuador, England, Frankrike, Tyskland, Indien, Indonesien, Irland, Italien, Libanon, Slovakien, Schweiz, Uganda och USA. De filtrerade mindre än 1 liter vatten och

kunde inte spektroskopiskt identifiera några partiklar. I den danska och norska studien filtrerades små volymer, 50 respektive 1 liter. Den tjeckiska studien filtrerade också en liten volym (1 liter) men identifierade 338 ± 76 till 628 ± 28 partiklar/liter, där upp till 95 % av partiklarna var mellan 1 och 10 μm . Pivokonsky et al. beräknade dock sina koncentrationer från en kombination av spektroskopisk identifiering och elektronmikroskopi, utan exakta detaljer om hur de två var relaterade. Med elektronmikroskopi hittas vanligtvis fler partiklar, särskilt de mindre storlekarna, men den polymera sammansättningen kan inte fastställas, och detta kan vara en anledning till att deras rapporterade koncentration är så hög. Den finska studien filtrerade betydligt mer (500 liter) och fann en koncentration på mellan 0 och 9 partiklar per liter, och inga partiklar identifierades i deras blankprov. De identifierade dock endast ett fåtal partiklar, och endast partiklar större än 50 μm , vilket ger en hög statistisk osäkerhet. I både de engelska och tyska studierna filtrerades en stor mängd (över 1000 liter). En låg koncentration av plast hittades; 0,002 partiklar/liter större än 25 μm , respektive 0,0007 partiklar/liter större än 20 μm . I båda studierna var blankproverna kraftigt förorenade. Den brittiska rapporten rapporterade ett genomsnitt på 0,00011 mikroplastpartiklar per liter. Koelmans et al. har utvecklat ett poängsystem för att visa hur väl en studie har utförts, från laboratoriets förberedelser till identifiering av partiklarna. Högsta möjliga poäng är 18. Denna studie får 16 poäng för partiklar 1–10 μm och 17 för partiklar >10 μm . Som jämförelse får den engelska studien 17 poäng, den tyska 15 poäng och den amerikanska 8 poäng.

I Thailand (Chanpiwat & Damrongsiri 2021), Spanien (Dalmau-Soler et al. 2021), Tjeckien (Pivokonsky et al. 2020) och Kina (Wang et al. 2020) har man undersökt koncentrationer av plast i råvatten och utgående dricksvatten. Den thailändska studien jämförde partiklar i råvatten med partiklar i kranvatten från den thailändska öst och västkusten. De provtog ungefär 100 liter vatten som filtrerades på ett 50 μm -filter. Partiklarna identifierades med Raman och koncentrationer i råvattnet uppmättes till $0,94 \pm 0,49$ och $0,55 \pm 0,15$ partiklar/liter på öst- respektive västkusten. I dricksvattnet uppmättes $0,68 \pm 0,12$ på östkusten och $0,62 \pm 0,38$ på västkusten (Chanpiwat & Damrongsiri 2021). Den kinesiska studien undersökte hur effektivt ett vattenreningsverk var på att filtrera bort partiklar. Prover togs på sex platser, från det ingående råvattnet, efter sedimentation, sandfiltrering, ozonering, kolfiltrering och av utgående vatten. 1 liter samlades in som sedan filtrerades, 250 ml filtrerades för analys med SEM och 250 ml för Raman analys (Wang et al. 2020). De rapporterade $6\,614 \pm 1\,132$ partiklar per liter i råvattnet och 930 ± 71 partiklar i utgående dricksvatten. De rapporterade fler partiklar med minskande storlek, i råvatten uppmättes $3\,760 \pm 726$ partiklar/liter och i utgående dricksvatten 793 ± 53 partiklar/liter i storleksintervallet 1–5 μm . I utgående dricksvatten identifierades inga partiklar större än 50 μm (Wang et al. 2020). Den spanska studien samlade in 2,5 liter råvatten, och filtrerade på plats 50 liter efter sandfiltret, 50 liter efter kolfiltret, 100 liter efter ”reverse osmosis” och 100 liter av utgående dricksvatten. Partiklar större än 20 μm analyserades, först visuellt och sedan flyttade de varje partikel med pincett och analyserade med FTIR. De uppmätte koncentrationer om $0,96 \pm 0,46$ partiklar/liter i råvattnet och $0,06 \pm 0,04$ partiklar/liter i utgående dricksvatten (Dalmau-Soler et al. 2021). Den tjeckiska studien samlade in vatten från två vattenverk i Tjeckien, 2 liter vatten togs från råvattenkällan och utgående dricksvatten. De kom fram till att det ena verket reducerade antalet partiklar, från 1296 till 151 partiklar/liter medan det andra visade en reduktion från 23 till 14 partiklar/liter. Majoriteten av partiklarna var mindre än 10 μm .

Strand et al. och Zhang et al. identifierade partiklar större än 10 μm och fann koncentrationer på <0,58 respektive 0,7 partiklar per liter. Vi rapporterar koncentrationer av plastpartiklar större än 10 μm i utgående dricksvatten mellan 0,07 och 0,68 partiklar/liter. Det högsta halten 7,3 partiklar/liter uppmättes i kranvatten från Alelyckan som passerat en mindre del av distributionsnätet innan det togs tillbaka som servicevatten och sedan genom verkets VVS-system.

Ett ökat antal partiklar identifierades med minskande storlek, och de flesta partiklarna var under 10 µm. Detta överensstämmer med andra studier där de identifierade små partiklar (Pivokonsky et al. 2020; Wang et al. 2020). De flesta av de identifierade partiklarna med en mindre storlek var PE, PDMS och PA.

PA finns också i vattenverk, främst som kopplingar. I motsats till vår studie identifierade den tjeckiska studien de flesta partiklarna som PET, därefter PP och PVC, medan den tyska studien rapporterade en majoritet av polyester följt av PVC, PA, och epoxi och PE. Den kinesiska studien identifierade PET, PE, PP och PA i utgående dricksvatten. Den spanska PP, PES, PS, PAN och PVAC. I Tabell 4.1 har vi sammanställt undersökningarna.

Tabell 4.1

Jämförelsetabell för de refererade undersökningarna och den här studien.

Land	Volym liter	Storlek µm	Polymerer högst koncentration	Koncentration dricksvatten [partiklar/liter]	Koncentration råvatten [partiklar/liter]	Teknik	Poäng	Författare	år
USA	ca 1	ca 100	inga	0–61		mikroskop infärgad	8	Kosuth	2018
Norge	1	> 60	inga	0	0	visuell(ska göra FTIR)	12	Uhl	2018
Danmark	50	> 20	inte angivet	inte angivet		FTIR	*	Strand	2018
Finland	500	> 50	PE, PMMA	0–9		FTIR	*	Sillanpää	2018
England	>1000	> 25	PS and ABS (DV)	0,0008–0,002		FTIR	17	Ball	2019
Tyskland	> 1000	> 20	PEST, PE, PA, PVC, epoxi	0–7		FTIR	15	Mintenig	2019
Tjeckien	1	> 1	PET, PP, PE	338–628	1 473–3 606	> 10 FTIR, 1–10 µm Raman, SEM-EDX	11	Pivokonsky	2018
Sverige	125–400	> 10	POM, PE, PA, PDMS, PP	0,7–12	–	Raman	17	SLV	2020
Sverige		1–10	PDMS, PE, PA, PP	128–24 000	–	Raman	16	SLV	2020
Thailand	ca 100	> 50	PE, PET, PP, PS, PVC	0,24–1	0,4–2,4	Raman	12	Chanpiwat	2021
Spanien	50, 100	> 20	PES; PP	0,06 ± 0,04	0,96 ± 0,46	FTIR	15	Dalmau-Soler	2021
Tjeckien	2	> 1	CAC, PET, PVC, PE, PP	151 ± 4	1 296 ± 35	> 10 FTIR, 1–10 µm Raman, SEM-EDX	15	Pivokonsky	2020
Tjeckien	2	> 1	CAC, PET, PVC, PE, PP	14 ± 1	23 ± 2	> 10 FTIR, 1–10 µm Raman, SEM-EDX	15	Pivokonsky	2020
Kina	1	> 1	PET, PE, PP, PAM	930 ± 71	6 614 ± 1 132	Raman	12	Wang	2018
Indien	30	> 25	PET, PE, PP, PS	2,75	17,88	mikroskopi, NR och FTIR	15	Sarkar	2021
Sverige	700–1 200	> 10	PE	0,073–0,685		Raman	17	Denna studie	2024
Sverige	18-nov	1–10	PE, PA	3,81–274		Raman	16	Denna studie	2024
Sverige	400–600	> 10	PDMS, PE	7,3		Raman	16	Jämförelse studie	2024

PE, PP och PS står för de största produktionsvolymerna av plast och finns ofta i miljön och kan förmodligen hittas i råvattenkällan. PP och PE förekommer också i distributionsnät och fastighetsinstallationer, till exempel rör för dricksvatten.

5 Slutsatser

- Halterna av mikroplast som identifierades i alla sex vattenverk och i utgående dricksvatten var så låga att med små provvolymmer och utan analys av de minsta partiklarna kunde resultatet blivit att inga plastpartiklar påvisats.
- Dagens kunskap visar inte på några hälsoeffekter för dricksvattenkonsumenter för de påvisade halterna.
- Fördelarna med den använda metoden är liten risk för kontaminering och falskpositiva resultat. Samt att olika storleksintervall ner till 1–10 µm analyseras.
- Den använda metoden är dock mycket arbetskrävande och för prover med många fler andra partiklar, som i vattenverksprover, så behöver provbearbetningen vidareutvecklas.
- Metodjämförelsen visar att resultat bara bör jämföras om samma metod använts.
- Eventuella rutinmässiga undersökningar bör göras i konsumentprover med standardiserade metoder. Om behov uppstår att spåra påverkan kan mer avancerade metoder behövas och även för dem är standardisering angelägen.

Referenser

- Anderson P. J., Warrack S., Langen V., Challis J. K., Hanson M. L. och Rennie M. D. (2017) Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environ Pollut*, 225, 223-231.
- Anger P. M., Von Der Esch E., Baumann T., Elsner M., Niessner R. och Ivleva N. P. (2018) Raman microspectroscopy as a tool for microplastic particle analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 214-226.
- Ball H. C., Grove R., Horton E., Johnson A., Jürgens A., Read M. och Svendsen D. (2019) Sink To River – River To Tap. A Review of Potential Risks From Nanoparticles and Microplastics. *UK Water Industry Research Limited 2019*, 113.
- Bordos G., Urbanyi B., Micsinai A., Kriszt B., Palotai Z., Szabo I., Hantosi Z. och Szoboszlai S. (2019) Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. *Chemosphere*, 216, 110-116.
- Brandon J., Goldstein M. och Ohman M. D. (2016) Long-term aging and degradation of microplastic particles: Comparing in situ oceanic and experimental weathering patterns. *Mar Pollut Bull*, 110(1), 299-308.
- Brandt J., Bittrich L., Fischer F., Kanaki E., Tagg A., Lenz R., Labrenz M., Brandes E., Fischer D. och Eichhorn K. J. (2020) High-Throughput Analyses of Microplastic Samples Using Fourier Transform Infrared and Raman Spectrometry. *Appl Spectrosc*, 74(9), 1185-1197.
- California Water Boards (2022) *Policy handbook establishing a standard method of testing and reporting of microplastics in drinking water* California Water Boards 2022-0032, 29.
- Chanpiwat P. och Damrongsiri S. (2021) Abundance and characteristics of microplastics in freshwater and treated tap water in Bangkok, Thailand. *Environ Monit Assess*, 193(5), 258.
- Cowger W., Markley L. a. T., Moore S., Gray A. B., Upadhyay K. och Koelmans A. A. (2024) How many microplastics do you need to (sub)sample? *Ecotoxicol Environ Saf*, 275, 116243.
- Cozar A., Echevarria F., Gonzalez-Gordillo J. I., Irigoien X., Ubeda B., Hernandez-Leon S., Palma A. T., Navarro S., Garcia-De-Lomas J., Ruiz A., Fernandez-De-Puelles M. L. och Duarte C. M. (2014) Plastic debris in the open ocean. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 111(28), 10239-44.
- Dalmau-Soler J., Ballesteros-Cano R., Boleda M. R., Paraira M., Ferrer N. och Lacorte S. (2021) Microplastics from headwaters to tap water: occurrence and removal in a drinking water treatment plant in Barcelona Metropolitan area (Catalonia, NE Spain). *Environ Sci Pollut Res Int*, 28(42), 59462-59472.
- Enders K., Lenz R., Stedmon C. A. och Nielsen T. G. (2015) Abundance, size and polymer composition of marine microplastics $\geq 10\mu\text{m}$ in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Mar Pollut Bull*, 100(1), 70-81.
- Eriksen M., Mason S., Wilson S., Box C., Zellers A., Edwards W., Farley H. och Amato S. (2013) Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar Pollut Bull*, 77(1-2), 177-82.
- Fang C., Sobhani Z., Zhang X., Gibson C. T., Tang Y. och Naidu R. (2020) Identification and visualisation of microplastics/ nanoplastics by Raman imaging (ii): Smaller than the diffraction limit of laser? *Water Res*, 183, 116046.

-
- Fang C., Sobhani Z., Zhang X., Mccourt L., Routley B., Gibson C. T. och Naidu R. (2021) Identification and visualisation of microplastics / nanoplastics by Raman imaging (iii): algorithm to cross-check multi-images. *Water Res*, 194, 116913.
- Fischer E. K., Paglialonga L., Czech E. och Tamminga M. (2016) Microplastic pollution in lakes and lake shoreline sediments - A case study on Lake Bolsena and Lake Chiusi (central Italy). *Environ Pollut*, 213, 648-657.
- Free C. M., Jensen O. P., Mason S. A., Eriksen M., Williamson N. J. och Boldgiv B. (2014) High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Mar Pollut Bull*, 85(1), 156-63.
- Haave M., Lorenz C., Primpke S. och Gerdt G. (2019) Different stories told by small and large microplastics in sediment - first report of microplastic concentrations in an urban recipient in Norway. *Mar Pollut Bull*, 141, 501-513.
- Hartmann N. B., Huffer T., Thompson R. C., Hasselov M., Verschoor A., Daugaard A. E., Rist S., Karlsson T., Brennholt N., Cole M., Herrling M. P., Hess M. C., Ivleva N. P., Lusher A. L. och Wagner M. (2019) Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environ Sci Technol*, 53(3), 1039-1047.
- Hernandez L. M., Xu E. G., Larsson H. C. E., Tahara R., Maisuria V. B. och Tufenkji N. (2019) Plastic Teabags Release Billions of Microparticles and Nanoparticles into Tea. *Environ Sci Technol*, 53(21), 12300-12310.
- Hidalgo-Ruz V., Gutow L., Thompson R. C. och Thiel M. (2012) Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environ Sci Technol*, 46(6), 3060-75.
- Karlsson T. M., Arneborg L., Brostrom G., Almroth B. C., Gipperth L. och Hasselov M. (2018) The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Mar Pollut Bull*, 129(1), 52-60.
- Koelmans A. A., Mohamed Nor N. H., Hermesen E., Kooi M., Mintenig S. M. och De France J. (2019a) Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Res*, 155, 410-422.
- Koelmans A. A., Nor N. H. M., Hermesen E., Kooi M., Mintenig S. M. och De France J. (2019b) Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water Research*, 155, 410-422.
- Kosuth M., Mason S. A. och Wattenberg E. V. (2018) Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. *PLoS One*, 13(4), e0194970.
- Lambert S. och Wagner M. (2016) Characterisation of nanoplastics during the degradation of polystyrene. *Chemosphere*, 145, 265-8.
- Livsmedelsverket (2020) *Mikro- och nanopartiklar av plast i dricksvatten*. In: Regeringsuppdrag (ed.). Dnr 2018/02385.
- Löder M. G. J. och Gerdt G. (2015) *Chapter 8 Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics - A Critical Appraisal*. In: Marine Anthropogenic Litter.
- Lusher A. L., O'donnell C., Officer R. och O'connor I. (2016) Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *Ices Journal of Marine Science*, 73(4), 1214-1225.
- Mason S. A., Welch V. G. och Neratko J. (2018) Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry*, 6.
- Mattsson K., Björkroth F., Karlsson T. och Hassellöv M. (2021a) Nanofragmentation of Expanded Polystyrene Under Simulated Environmental Weathering (Thermooxidative Degradation and Hydrodynamic Turbulence). *Frontiers in Marine*
-

Science, 7.

Mattsson K., Da Silva V. H., Deonarine A., Louie S. M. och Gondikas A. (2021b) Monitoring anthropogenic particles in the environment: Recent developments and remaining challenges at the forefront of analytical methods. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 56.

Mattsson K., Hagberg M. och Hasselov M. (2024) Platinum vaporization-deposition coated polycarbonate membranes for comprehensive, multimodal, and correlative microscopic analysis of micro- and nanoplastics and other environmental particles. *Talanta*, 269, 125435.

Mintenig S. M., Loder M. G. J., Primpke S. och Gerdt G. (2019) Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the Total Environment*, 648, 631-635.

Ossmann B. E., Sarau G., Holtmannspotter H., Pischetsrieder M., Christiansen S. H. och Dicke W. (2018) Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Research*, 141, 307-316.

Peeken I., Primpke S., Beyer B., Gutermann J., Katlein C., Krumpfen T., Bergmann M., Hehemann L. och Gerdt G. (2018) Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nature Communications*, 9.

Pivokonsky M., Cermakova L., Novotna K., Peer P., Cajthaml T. och Janda V. (2018) Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of the Total Environment*, 643, 1644-1651.

Pivokonsky M., Pivokonska L., Novotna K., Cermakova L. och Klimtova M. (2020) Occurrence and fate of microplastics at two different drinking water treatment plants within a river catchment. *Sci Total Environ*, 741, 140236.

Prata J. C., Da Costa J. P., Lopes I., Duarte A. C. och Rocha-Santos T. (2020) Environmental exposure to microplastics: An overview on possible human health effects. *Sci Total Environ*, 702, 134455.

Primpke S., Lorenz C., Rascher-Friesenhausen R. och Gerdt G. (2017) An automated approach for microplastics analysis using focal plane array (FPA) FTIR microscopy and image analysis. *Analytical Methods*, 9(9), 1499-1511.

Rotander A. och Kärrman A. (2019) Microplastics in Södertälje: From Lake Mälaren to the Baltic Sea. *Naturvårdsverket*.

Sillanpää M., Talvitie J., Lehtiniemi M., Setälä O. och Kiviranta H. (2018) Esiselvitys mikromuovien esiintyvyydestä Suomen talousvesissä. <https://www.vvy.fi/ohje-et-ja-julkaisut/talousveden-hankinta-ja-kasittely/esiselvitys-mikromuovien-esiintyvyydesta-suomen-talousvesissa/>, 10.

Sobhani Z., Al Amin M., Naidu R., Megharaj M. och Fang C. (2019) Identification and visualisation of microplastics by Raman mapping. *Anal Chim Acta*, 1077, 191-199.

Sobhani Z., Zhang X., Gibson C., Naidu R., Megharaj M. och Fang C. (2020) Identification and visualisation of microplastics/nanoplastics by Raman imaging (i): Down to 100 nm. *Water Res*, 174, 115658.

Sol D., Solis-Balbin C., Laca A., Laca A. och Diaz M. (2023) A standard analytical approach and establishing criteria for microplastic concentrations in wastewater, drinking water and tap water. *Sci Total Environ*, 899, 165356.

Song Y. K., Hong S. H., Jang M., Han G. M., Jung S. W. och Shim W. J. (2017) Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type. *Environ Sci Technol*, 51(8), 4368-4376.

Stoten (2023) STOTEN's minimum requirements for measurement of plastics in environmental samples. *Sci Total Environ*, 168465.

Strand J. (2018) *Forslag til målemetode til brug for undersøgelser af mikroplast i*

-
- taphanevand. Notat fra DCE . Nationalt Center for Miljø og Energi, 11.
- Su L., Xue Y., Li L., Yang D., Kolandhasamy P., Li D. och Shi H. (2016) Microplastics in Taihu Lake, China. *Environ Pollut*, 216, 711-719.
- Ter Halle A., Ladirat L., Gendre X., Goudouneche D., Pusineri C., Routaboul C., Tenailleau C., Duployer B. och Perez E. (2016) Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ Sci Technol*, 50(11), 5668-75.
- Uhl W., Eftekhardadkhah M. och Svendsen C. (2018) *Mapping microplastic in Norwegian drinking water*. Norwegian Water Report, 241/2018, 44.
- Uurasjarvi E., Hartikainen S., Setälä O., Lehtiniemi M. och Koistinen A. (2020) Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. *Water Environ Res*, 92(1), 149-156.
- Wang W. F., Yuan W. K., Chen Y. L. och Wang J. (2018) Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China. *Science of the Total Environment*, 633, 539-545.
- Wang Z., Lin T. och Chen W. (2020) Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Sci Total Environ*, 700, 134520.
- WHO (2019) *Microplastics in drinking water*. Geneva World Health Organization; 2019.
- Yang D. Q., Shi H. H., Li L., Li J. N., Jabeen K. och Kolandhasamy P. (2015) Microplastic Pollution in Table Salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13622-13627.

Bilaga

Bilaga A SWD:s rapport från metodjämförelsen

Sampling strategy

In total six samples at two different drinking waterworks were taken in order to compare different plastic analysis methods. Sampling took place at Nov 4th and 5th 2019. Our goal was to take parallel samples of drinking water produced and supplied by the DWTP Lackarebäck and Alelyckan in order to cover microplastics abundance and composition of the similar source and compare the findings between different methods.

Drinking water samples were filtered in parallel through 10 µm stainless steel filters, that were placed in stainless steel filter housings attached via stainless steel pipes. The inlet tube was attached directly to a water tap in the waterworks facility. The water flow was adjusted to approximately 10 L min⁻¹ when possible. A flowmeter was connected to each of the outlet tubes of the stainless steel filtration units to determine the volume of filtered water of each sample.

In the laboratory, filters were beforehand applied to clean filtration units under laminar flow. Hence filtration units and filters stayed closed all time. At each sampling position the pipes were primed for ten minutes prior to applying filtration units. Between 955 and 1860 L of drinking water was filtered. We aimed for at least one m³ sample size. After completion, filtration units were closed and stored at 4 °C until further processing.

Mitigating contamination

When working with samples produced for human consumption or where microplastic concentrations are expected to be low, it is of utmost importance to mitigate and control contamination. Therefore, if possible, the applied equipment was muffled at 500 °C or extensively rinsed prior to use. All solutions used were filtered before through a 0.7 µm glass fibre filter. In order to prevent airborne contamination, sample preparation was carried out in a laminar flow bench or the lab was equipped with a Dustbox[®] with HEPA filter. Since contamination can never be completely excluded, two blank sample were taken. One blank was treated in parallel to the samples taken, including transportation and storage of the filter in the filtration unit. The other blank was purely used to assess contamination of solutions and equipment used in the lab.

Extraction of microplastics

In the laboratory, filtration units were opened under laminar flow and stainless-steel filters were transferred quantitatively into muffled glass beakers and following incubated in 5 % SDS for 24 hours at 50 °C. Subsequently, filters were ultra-sonicated and were thoroughly flushed before being placed on a glass filtration unit. SDS was removed from the sample, the beaker and filtration unit was flushed intensively with particle free Milli Q water and 50% ethanol. Subsequently, particles were flushed off the filters with particle free 50 % ethanol back into the beaker. The resulting particle-ethanol suspensions were transferred gradually into 10 ml muffled glass vials and evaporated by nitrogen gas at 50 °C. The final sample volume was set to 5 ml. Subsequently, sample-suspensions were ultra-sonicated to reduce particle adsorption and homogenized prior to the transfer on zinc selenide transmission windows. An aliquot of the sample was transferred onto the transmission window using glass capillary pipettes, covered with a muffled glass beaker and dried on a heating plate at 55 °C.

Analysis via μ FT-IR imaging

The abundance and chemical composition of the extracted microplastics from drinking water was determined using a Focal Plane Array (FPA) – based Fourier Transformation Infrared Spectroscopy (FTIR) imaging technique. Therefore, a Cary 620 FTIR microscope coupled with a Cary 670 IR spectroscopy was used to scan particles deposited on the zinc selenide transmission windows. The microscope was equipped with a 15x Cassegrain objective and a 128 x 128 Mercury Cadmium Telluride (MCT) FPA detector of 5.5 μ m pixel resolution. All scans were carried out in transmission mode with a spectral range of 3 750–950 cm^{-1} at 8 cm^{-1} resolution applying 30 co-added scans in transmission mode.

Blanc samples

One equipment and one process blank was analysed to monitor potential sources of contamination affecting the analysis. The results showed a contamination of 10 MP and 13 MP per blank sample, respectively (Table A.1). The polymeric composition of the contaminating MP was mainly polyester (20 particles) and PA(3) (Table A.1). *(I originaltexten angavs PVC, men författarna har tolkat att det borde vara polyester som avses här.)* Comparing to the obtained drinking water samples, the contamination estimates for polyester* and PA exceed the number of MP detected for the respective polymer in the samples. Results were not corrected for contamination.

*submitted text said PVC, but that is likely a typing error, since polyester was stated in the text above and in Table 1.

	SB	SLB
PE	0	0
Polyester	10	10
PA	0	3
PVC	0	0
PU	0	0
PS	0	0
PP	0	0
Acrylic	0	0

Table A.1

Detected and estimated MPs in the analysed equipment and process blank.

MP abundance, mass and polymer composition

MPs were detected in low concentrations of 5–10 MPs / m^3 in all samples of both drinking waterworks (Figure A.1). Based on their size and polymer type, respective MPs masses have been estimated, clearly indicating differences in MPs mass between the different samples (Figure A.2). Highest MPs mass of 105,3 ng/m^3 was detected in one sample of Lackarebäck (S2_M), whereas all other samples showed concentrations below 5 ng/m^3 (Figure A.2).

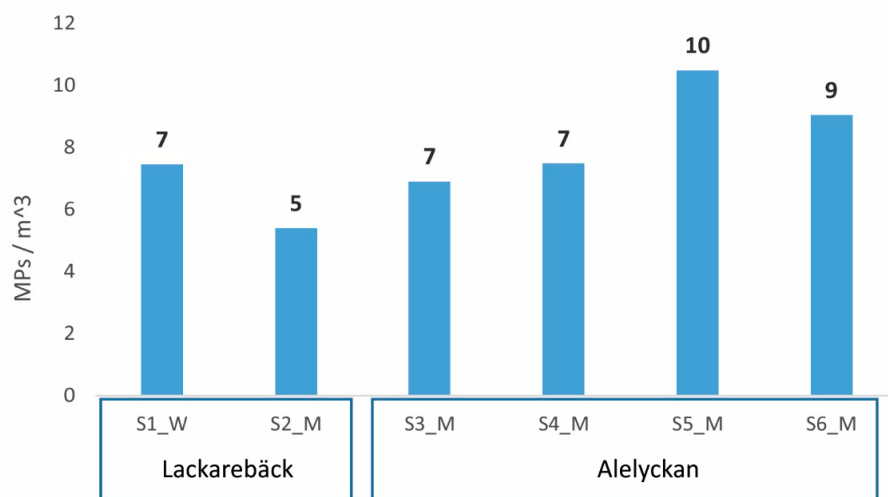


Figure A.1

MPs counts per m³ of each sample taken at Lackarebäck and Alelyckan.

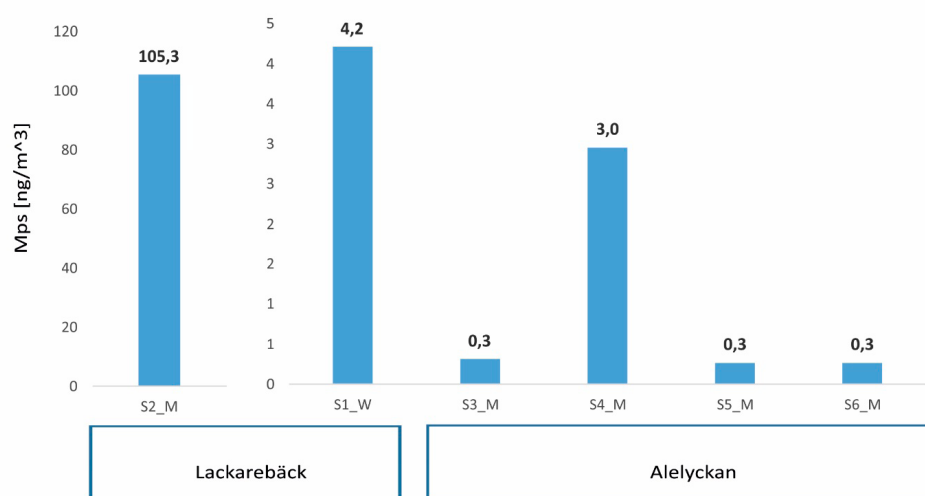


Figure A.2

MPs mass per m³ of each sample taken at Lackarebäck and Alelyckan.

In general, six plastic types were detected throughout all samples. Considering samples individually, each sample consisted of two to three different plastic types. Except sample S4_M, polyester was detected in all samples taken in both facilities showing highest shares of up to 80% per sample (Figure A.3). Furthermore, PE and PP showed high abundances of 67% in two samples of Alelyckan, respectively (Figure A.3). The other three plastic types PS, PVC, and PA showed abundances between 16 and 27% (Figure A.3).

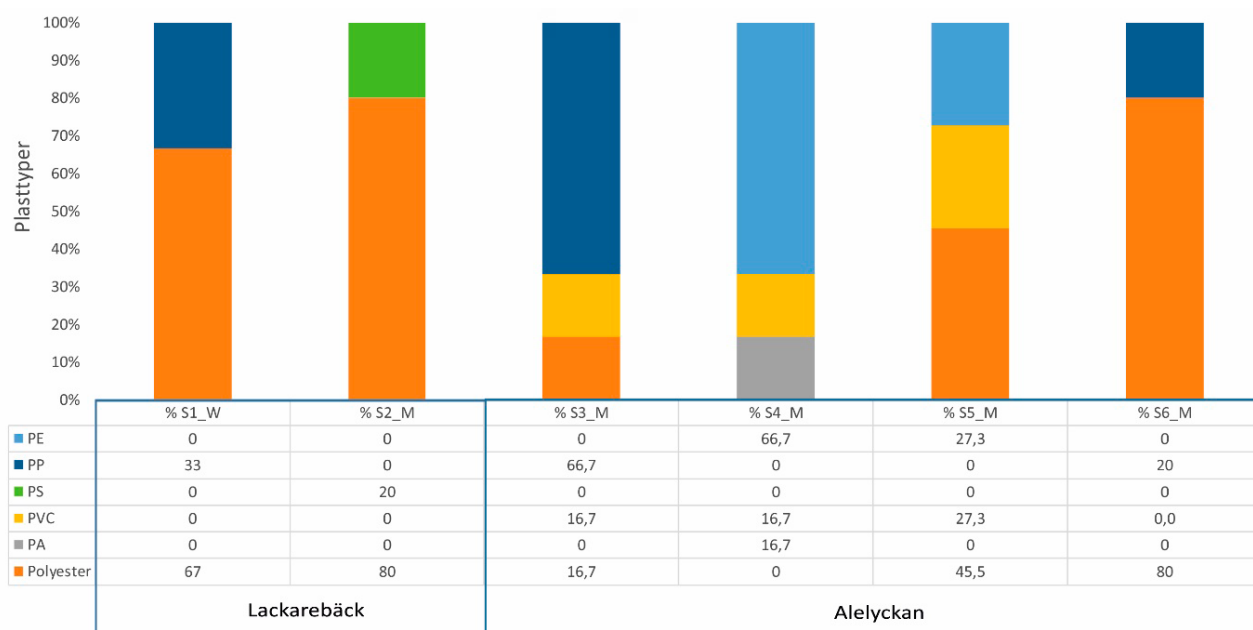


Figure A.3
MPs composition presented as relative abundance of detected plastic types per sample.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se