

Mikroplast på och i havsbotten

- Utbredningen av mikroplaster i marina botten-sediment och dess påverkan på marina miljöer

Emma Christiansen

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 540
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2018

Mikroplast på och i havsbotten

- Utbredningen av mikroplaster i marina bottensediment
och dess påverkan på marina miljöer

Kandidatarbete
Emma Christiansen

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2018

Innehåll

1. Introduktion	7
1.1 Vad är mikroplast och var kommer de ifrån?	7
2. Metod	8
3. Resultat	8
3.1 Faktorer för sedimentation av mikroplaster	8
3.2 Biologisk nedbrytning: kan det ske?	9
3.3 Problemen med mikroplaster	9
3.3.1 Fysiska effekter	9
3.3.2 Effekter av kemiska ämnen via mikroplaster	12
3.3.3 Bildning av biofilm	13
3.4 Förekomst av mikroplast i marina sediment	14
4. Diskussion	17
4.1 Förekomst av mikroplast i marina sediment	17
4.2 Analys av mikroplastmängd	18
4.3 Mikroplasternas påverkan på marina organismer	19
5. Slutsatser	20
6. Tack	20
7. Referenser	20

Mikroplast i och på havsbotten – Utbredning av mikroplast i marina bottensediment och dess påverkan på marina miljöer

EMMA CHRISTIANSEN

Christiansen, E., 2018: Mikroplast i och på havsbotten – Utbredning av mikroplast i marina bottensediment och dess påverkan på marina miljöer. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 540, 23 sid. 15 hp.

Sammanfattning:

Förekomsten av plast i marina miljöer har under de senaste decennierna varit ett känt globalt problem. Flera nedbrytningsprocesser inverkar på plastavfallet, vilket orsakar fragmentering ned till fragment mindre än fem millimeter i storlek – kallade mikroplaster. Målet för denna studie är att öka förståelsen om mikroplaster i marina miljöer där följande frågeställningar bemöttes: Hur stor utbredning har mikroplaster i marina sediment och i vilka marina miljöer de återfinns. Kan mikroplasterna utgöra ett miljöproblem när de har sedimenterats i marina bottensediment? Metodiken gick ut på att samla data via databaser och sammanställa dessa för att besvara frågeställningarna. Mina resultat visar att mikroplasterna har nått en global utbredning i marina sediment, från djupet av Antarktiska oceanen till stränderna längs Hawaiis kust. Vidare finns det även flera utmaningar när mängderna mikroplast ska avgöras i marina sediment, såsom kontaminationsrisk av sedimentprover. Bentiska organismer kan interagera med mikroplasterna och via förtäring få skador på vävnader. Mikroplasterna kan adsorbera ämnen såsom långlivade organiska föreningar (POP:s), tungmetaller och mikroorganismer, potentiellt sprida dessa till organismer eller nya marina miljöer. Dock är det fortfarande inte känt om mikroplaster kan orsaka negativa, kroniska effekter på hela bottenlevande populationer eller ekosystem.

Nyckelord: Mikroplaster, globalt, marina sediment, bentiska organismer, miljöpåverkan, sedimentationsprocess

Handledare: Helena L. Filipsson

Ämnesinriktning: Miljögeologi, Maringeologi

Emma Christiansen, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: emma-christiansen@outlook.com

Microplastics in and on the seafloor – Distribution of microplastics in marine sediments and their impact on marine environments

EMMA CHRISTIANSEN

Christiansen, E., 2018: Microplastics in and on the seafloor – Distribution of microplastics in marine sediments and their impact on marine environments. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 540, 23 pp. 15 hp (15 ECTS credits).

Abstract:

The abundance of plastic in marine environments has been a well-known global problem for the past decades. Multiple degrading processes effect plastic debris, causing fragmentation down to particle sizes smaller than five millimeters – named microplastics. The aim for this study is to extend the knowledge of microplastics in the marine environment by addressing the following questions: How wide-spread have microplastics become in the marine environments and in which settings can they be found? Are microplastics capable of causing environmental problems once deposited in marine sediments? The method for this literature study consisted of data base searches and compilation of relevant data aiming to answer the questions. My results show that microplastics have reached a global coverage in marine sediments, from the depths of the Southern Ocean to the beaches along the coast of Hawaii. But also, that several challenges are present when determining the amount of microplastics in marine sediments, for instance there is a large risk for contamination of the sediment samples. Benthic organisms can interact with microplastics and be affected with tissue damages by oral intake. Microplastics can adsorb substances such as persistent organic pollutants (POP:s), heavy metals and microorganisms, potentially spreading to other organisms or marine environments. But it is still not known if microplastics can cause negative, chronic effects on whole bottom-dwelling populations or ecosystems.

Keywords: Microplastics, global, marine sediments, benthic organisms, environmental impact, sedimentation process.

Supervisor: Helena L. Filipsson

Subject: Environmental geology, Marine geology

Emma Christiansen, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: emma-christiansen@outlook.com

1 Introduktion

Plast är ett utmärkt material i många avseenden, med egenskaper som god hållfasthet, vattenavstötande, låg vikt och formbart. Det är ett vanligt förekommande material som framställs syntetiskt utav antingen cellulos- eller oljebaserade råvaror (Zalasiewicz et al. 2016). Under 70-talet rapporterades det för första gången om förekomsten av plast i marin miljöer och mängderna producerad plast har ökat drastiskt sedan 1975 (Jambeck et al. 2015). Beräknat för år 2010, genererades det 275 miljoner ton plastavfall av tillsammans 192 kustnära länder (Jambeck et al. 2015). 50-80% av allt avfall som återfinns på stränder och i havet idag uppskattas att bestå av materialet plast (Barnes et al. 2009; Auta et al. 2017), där 70% av denna andel bedöms sjunka och sedimenteras på havsbotten (Frias et al. 2016).

Stora mängder flytande plastavfall har upptäckts i Nordatlanten med en koppling till storskaliga havsströmmar (Law et al. 2010). Likartade upptäckter har gjorts i södra Stilla havets storskaliga subtropiska havsströmmar (Eriksen et al. 2013) samt hos fem andra havsströmmar täckande hela södra hemisfären, norra Stilla havet och Medelhavet (Eriksen et al. 2014). Utifrån den modellerade mängden plastavfall i världens hav förväntas det att genereras 485×10^{10} enskilda mikroplastpartiklar med en totalvikt på cirka 35 600 ton (Eriksen et al. 2014). Till följd av vinddrivna strömmar på havsytan transporteras de flytande plasterna neråt i vattenkolumnen och kan på så vis nå djupare delar av vattenkolumnen (Kukulka et al. 2012). För att kunna studera förekomsten av mikroplaster i marina miljöer tas ofta sedimentprover samt/eller även vatten- och biologiska prover (Mai et al. 2018). Det marina plasticskräpet orsakar redan problem för turism och sjöfarten (Woodall et al. 2014) och kan i längden orsaka sociala, ekonomiska och ekologiska konsekvenser (Browne 2015).

Det är känt att större plastartiklar (makroplast, >25 mm) och mindre plastpartiklar (mikroplaster, <5 mm) kan i marina miljöer orsaka direkta och indirekta problem för organismer (Li et al. 2016). Marina djur såsom sköldpaddor och fåglar kan trassla in sig eller förtära makroplaster (Li et al. 2016). Mikroplaster kan orsaka effekter såsom kemiska utfällningar, transport av toxiska ämnen och påverka på biologiska processer (Kärrman et al. 2016). Däremot har interaktionen mellan mikroplaster och bottenlevande (bentiska) organismer inte varit lika uppmärksammat, trots att det finns en potentiell risk att organismer kan förtära eller på annat sätt komma i kontakt med de sedimenterade partiklarna (Costa et al. 2011).

Följande litteraturstudie fokuserar på de mikroskopiskt små plastpartiklarna, mikroplaster. Målet med studien är att få en så bred förståelse om förekomsten av mikroplast i marina sediment som möjligt. Syftet är

att undersöka hur vanligt förekommande mikroplaster är i marina sediment och på vilka geografiska platser de påträffas. Då det inte är känt hur partiklarna påverkar omgivningen när de väl är sedimenterade ställs även följande fråga: Utgör mikroplast ett miljöproblem när de har sedimenterats på havsbotten?

1.1 Vad är mikroplast och var kommer de ifrån?

Mikroplaster karakteriseras ofta som mindre än 5 millimeter stora partiklar med varierande storlek, form och uppbyggnad (NOAA 2009; Zalasiewicz et al. 2016). Flera olika polymerer har framställts för olika användningsområden, vanligt förekommande är PE (polyetylen), PP (polypropylen), PS (polystyren), PET (polyetylen tereftalat), PVC (polyvinylklorid) och nylon (syntetfibrer av polyamid) (Andrady 2011). Partiklarna kommer även från olika ursprungskällor och delas ofta in som antingen primära eller sekundära. Primära mikroplaster har sitt ursprung ifrån industriell verksamhet och från olika produkter, bland annat som en tillsats hos kosmetika och tandkrämer samt även hos exempelvis kläder och medicin (Auta et al. 2017). Dessa partiklar kommer i slutändan att nå havet via bland annat avloppssystem och vattenreningsverk (Auta et al. 2017). Dock har det visats att vattenreningsverken tar effektivt bort mikroplaster från avloppsvatten och den huvudsakliga källan för mikroplast i havet är sekundära mikroplaster (Carr et al. 2016). Däremot menar Murphy et al. (2016) att även om en liten mängd mikroplast når sista stegen av vattenverket kan det till slut resultera i stora mängder när det når havet. Sekundära mikroplaster alstras ifrån större plastartiklar som bryts ned via UV-strålning och mekaniska- (Auta et al. 2017) samt även kemiska och biologiska processer (Andrady 2011; Rummel et al. 2017). Nedbrytningshastigheten beror på tillgången av solljus (UV-strålning och temperaturskiftningar), syrgaskoncentrationen i havsvattnet och hur mycket vind och vågenergi som återfinns på platsen (Auta et al. 2017; Song et al. 2017). Strandmiljöer tenderar att bryta ned plast till mikroplast snabbare än djuphavsmiljöer, då temperaturerna är högre och påverkan av vind- och vågenergi är betydligt starkare (Corcoran et al. 2009; Andrady 2011; Auta et al. 2017).

Större plastavfall som sedimenteras längs kuster och hav kommer ursprungligen från land, där det förekommer i huvudsak bristfälliga system för hantering av producerat plastavfall (Jambeck et al. 2015). Från land transporteras avfallet via ytvattenflöden, dagvattnet och vind vidare ut till kuster, stränder och slutligen havet (Jambeck et al. 2015; Auta et al. 2017). En vanligt förekommande form av mikroplast i sediment är mikrofibrer eller även kallade mikrofilament, vilket kommer ifrån slitning av syntetiska textilier och tyger vid tvättning (Browne et al. 2011; Zalasiewicz et

al. 2016). En tvätt kan bidra med tusentals enskilda mikrofiber, som färdas via avloppssystemet och vidare ut i havet (Zalasiewicz et al. 2016).

Inom gruppen mikroplaster förekommer även begreppet ”nanoplast” vilka beskrivs som partiklar i nano-storlek. Dessa produceras på samma vis som mikroplaster, via primära och sekundära källor (Zalasiewicz et al. 2016). Ofta delas mikroplaster även in i antingen små mikroplaster SMP:s (<1mm) och stora mikroplaster LMP:s (1–5 mm) (Van Cauwenberghe et al. 2015). Plast hartspellet ingår även inom storleken för mikroplast (1–5 mm). De här små rundade plastkornen är ett råmaterial för plastproduktion och de når ofta marina miljöer via bland annat transporter till havs (Mato et al. 2001).

2 Metod

Denna uppsats har utförts som en litteraturstudie där metodiken har gått ut på att söka efter relevant fakta om mikroplaster som sedan utvärderats och sammanställts för att besvara frågeställningar. Informationen har tagits från databaserna: Web of Science, Science Direct och Google Scholar. Sökningar via Naturvårdsverket har även gjorts. Sökord som använts är: microplastics, sediments, sediment cores, core, sedimentation, marine, marine environment, marine snow, biofilm, benthic organisms, coral reef. I så stor utsträckning som möjligt har artiklar med högt antal av citeringar använts. En stor del av artikelsökningen utfördes via referenser hos redan upphittade artiklar och reviewartiklar. Referenshanteringsprogrammet Endnote har använts aktivt under hela skrivningsprocessen. Totalt har jag läst och utvärderat ett hundratal olika artiklar under arbetets gång.

För att underlätta sökprocessen har jag använt mig av definitionen att mikroplasterna är <5 mm. De marina miljöer som omfattas i den här studien är alla miljöer från stränder till djuphaven, samt även antropogena byggnationer längs kuster såsom hamnar och kanaler. Ingen begränsning har gjorts gällande geografisk plats. Det har däremot gjorts en begränsning utav den marina förekomsten av mikroplaster, där endast sedimentprover har varit av intresse.

3 Resultat

3.1 Faktorer för sedimentation av mikroplaster

Beroende på vilken typ av plastmaterial mikropartiklarna är uppbyggda av kommer partiklarna antingen flyta eller sjunka genom vattenkolumnen. Partiklar uppbyggda av polymerer som PVC, nylon och PET kommer med större sannolikhet att sjunka (Auta et al. 2017). Densitet är en avgörande egenskap hos mikroplasterna. Har partikeln högre densitet än havsvattnet kommer denna med stor sannolikhet att sjunka och därmed ackumuleras i marina sediment (Auta et al.

2017). En studie utförd av Corcoran et al. (2009) på strand sediment längs Hawaii's kuster visade att vidhäftande lerpartiklar kan via saltation och kohesionskrafter bindas till mikroplastens yta. Ling et al. (2017) observerade att dominerade mikroplastfilament hade störst koncentration i sediment bestående av mindre kornstorlekar. Det har även iakttagits ett samband mellan mikroplaster mindre än 1 mm och lerpartiklar, där de kan ha liknande sedimentationsprocess i lagunmiljöer (Vianello et al. 2013).

Biologisk tillväxt på mikroplaster kan öka partikelns densitet, minska flytförmågan och därmed göra att partikeln sjunker mot botten för vidare sedimentation (Rummel et al. 2017). Storleken hos plastpartikeln är avgörande då ju mindre partikeln är desto mindre tillväxt av mikroorganismer krävs för att densiteten ska öka (Rummel et al. 2017).

Då mikroplaster har sedimenterats på botten, betyder det nödvändigtvis inte att de förblir sedimenterade enligt Costa et al. (2011). Mänskliga aktiviteter på havsbotten, exempelvis muddring eller trålning, kan försäkra att partiklarna blir återigen vattenburna och spridas (Costa et al. 2011). Även hydrodynamiken inom vattenkolumnen kan återsuspendera sedimenterade mikroplastpartiklar (Collignon et al. 2012). Till följd av bottenströmmar kan mikroplasternas utbredning och ackumulation i sedimenten påverkas (Vianello et al. 2013). Mikroplasterna kan likaså genom att bli uppätta av bentiska organismer, minska i densitet och därmed återuppta sin flytförmåga igen (Rummel et al. 2017).

Akkumulationshastigheten för mikroplaster till djuphavssediment är inte känd idag (Taylor et al. 2016). Ute till havs domineras sedimentationen av mikroaggregat, så kallad marin snö (Alldredge & Silver 1988). Processen innebär att tidigare vattenburna partiklar såsom växtplankton, organiskt avfall och lermineral bildar aggregat och sjunker mot havsbotten, antingen sakta eller i större pulser av sediment. Sedimentationshastigheten varierar, mellan cirka 1–400 m/dag (Alldredge & Silver 1988), beroende på exempelvis partiklarnas storlek och densitet (Alldredge & Silver 1988; Long et al. 2015). Mikroplaster som inkorporeras i aggregat formade av mikroorganismer (t.ex. av kiselalger såsom diatoméer) har visats öka dess densitet och sedimentationshastighet (Long et al. 2015). Utan påverkan av aggregat har mikroplaster en ungefärlig sjunkhastighet på 4 mm/dag medan i aggregerad form en hastighet på hundratal meter/dag (Long et al. 2015). Porositeten hos aggregaten kan påverka mängden mikroplaster som inkorporeras, där ett mer poröst aggregat tar upp mer mikroplast (Long et al. 2015). Djuphavssediment kan enligt Woodall et al. (2014) vara en tänkbar sänka för mikroplaster, där sedimentationen kan ske via marin snö (Van Cauwenberghe et al. 2013; Taylor et al. 2016).

3.2 Biologisk nedbrytning: kan det ske?

“Biodegradation is the ability of micro-organism to influence abiotic degradation through physical, chemical or enzymatic action” (Sudhakar et al. 2008).

Naturlig nedbrytning av plast är en långsam process (Sudhakar et al. 2008). Flera nedbrytningsprocesser kan verka på en plastpartikel, däribland fotooxidation (exponering av ljus), termooxidation (oxidation vid måttliga temperaturer), hydrolys (reaktioner med vatten) och biologisk nedbrytning (Andrady 2011). Fotooxidation är den mest förekommande typen av nedbrytning av plaster som har kontakt med solljus, enligt (Rummel et al. 2017), där plasten blir spröd och bryts därmed lättare upp i mindre delar (Andrady 2011). Fragmenterade mikroplastpartiklar kan vidare brytas ned via mikroorganismer där kolatomer i plasten byts ut till koldioxid och blir en del av den marina biomassan, det vill säga biologisk nedbrytning (Andrady 2011). Biologisk nedbrytning sker dock flera gånger långsammare än de processer som kräver UV-strålning och syre (Andrady 2011), vilket beror på plasters hydrofobiska egenskap och polymermolekylens storlek (Sudhakar et al. 2008).

Plaster med hög molekylärvikt är i princip resistenta mot biologisk nedbrytning och kommer istället att brytas ned till mindre och mindre fragment (Li et al. 2016). Detta gäller exempelvis PET som är kemiskt inert, det vill säga reagerar dåligt med andra ämnen (Yoshida et al. 2016). Dessa plaster har visats få en ökad förmåga att genomgå biologisk nedbrytning om plasten utsätts för en termisk behandling dessförinnan (Sudhakar et al. 2008). En studie utförd av Yoshida et al. (2016) visar även att en naturligt förekommande bakterie (*Ideonella sakaiensis* 201-f6) kan använda PET som källa för energi och kol samt omvandlar polymeren till två miljövänliga produkter, tereftalsyra och etylenglykol. Det tog sex veckor, under konstanta och kontrollerade laboratorieförhållanden, för plasten att nästan helt brytas ned av bakterierna. Slutligen, om nedbrytningsprocessen är fullständig, kommer plastpartiklarna att inkorporeras till bottensedimenten (Andrady 2011).

Det är okänt hur de nedbrutna partiklarna kommer att vidare distribueras i bottenmiljön, vilket är av relevans för att vidare studera hur och om plastpartiklarna fragmenteras i bottenmiljöer dit ingen UV-strålning når (Rummel et al. 2017). I syrerika miljöer, där det förekommer en hög biologisk nedbrytning, kan fragmenteringen av plaster hypotetiskt vara mer effektivare än i syrefattiga (hypoxiska) miljöer. Detta kan vidare orsaka att mängden mikroplaster som inkorporeras till bottensedimenten blir större under de förutsättningarna. (Rummel et al. 2017)

3.3 Problemen med mikroplaster

3.3.1 Fysiska effekter

Mikroplaster omfattar samma storleksordning som fingrus (4–8 mm) ner till lerfraktion (<3,9 µm) och olika planktoniska organismer, vilket gör att organismer i olika trofiska nivåer kan interagera med partiklarna (Wright et al. 2013). Kärroman et al. (2016) sammanfattar mikroplasternas negativa effekter på miljön som fysiska via förtäring, bioackumulering, transport och utfällning av toxiska föroreningar samt transport av invasiva arter¹. Organismer som förtär mikroplaster kan utsättas för fysiska påfrestningar såsom problem med matsmältning, hormonrubbingar, minskad aptit, försenad ägglossning och därmed även försämrad fortplantningsförmåga (Kärroman et al. 2016; Li et al. 2016). Nanopartiklar kan till följd av sin minimala storlek potentiellt penetrera cellmembran och därmed påverka akvatiska (vattenlevande) organismers förmåga att växa och reproducera (Zalaszewicz et al. 2016). I tabell 1 presenteras 13 olika studier utförda på olika arter av marina organismer i avseende på interaktion med mikroplaster.

Det har upptäckts mikroplaster hos pelagiska fiskars mag- och tarmsystem, dominerande andel mikrofibrer (68,3%) (Lusher et al. 2013). I samma studie gjordes en jämförelse mellan bentiska och pelagiska fiskar samt mängden upptagna mikroplaster, som visade på ingen märkbar skillnad. En ny studie av Bråte et al. (2018) kunde för första gången bevisa att musslor (*Mytilus galloprovincialis*) har förmågan att förtära primära mikroplaster (polyetylen) från tandkräm med koncentrationen 0,01 mg/ml. Partiklarna visades orsaka förändringar hos musslornas vävnader i gälar och körtlar för matspjälkning (tabell 1).

Det har upptäckts mikroplast som ackumulerats ovanpå koraller i Indiska oceanen (Woodall et al. 2014). Hall et al. (2015) har vidare visat att stenkoralter (*Scleractinia*) som kommer från Stora barriärrevet utanför Australien kan förtära mikroplaster och potentiellt påverka livsviktiga funktioner. Djuphavslevande bentiska organismer inom fylumen nässeldjur (Cnidaria), tagghudingar (Echinodermata) och leddjur (Arthropoda) har undersökts och visades ha interagerat med mikrofibrer, vilka har återfunnits i deras mag- och tarmsystem (Taylor et al. 2016). Däremot upptäcktes inga mikrofibrer hos undersökta sjögurkor eller octokoraller (Taylor et al. 2016). Detsamma gällde för kräftdjur (Isopoda) studerade av Hämer et al. (2014), där mikrofibrer hade ackumulerats men visade inte på några skadliga effekter. Fyra olika arter av bentiska sjögurkor har i en studie utförd av Graham & Thomp-

¹En invasiv art är en främmande art som når nya miljöer och negativt påverkar inhemsk flora och fauna. De kan konkurrera ut populationer eller skada hela ekosystem genom att överta andra arters nischer och habitat (Aronsson, M., 2017: Vad är en främmande art? Hämtad 2018-05-11, från <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/>).

Tabell 1: Sammanställning av 13 olika studier som har valt att undersöka interaktionen mellan mikroplaster och marina organismer, pelagiska (levande i vattenkolumnen) och bentiska (bottenlevande). Positivt innebär att studien visar på en interaktion med mikroplaster och/eller organismen har påverkat negativt. Negativt betyder att studien inte visar på någon negativ påverkan vid interaktion med mikroplaster. Mag- och tarmsystemet är förkortat till MT-systemet.

Referens	Organism/art	Latin	Mängd/koncentration mikroplast (MP)	Miljö	Syfte
Cole et al. (2013)	Zooplankton (hoppkräfta)	<i>Centropages typicus</i>	3000–635 partiklar/ml havsvatten	(Labb) Pelagisk	Upptag
Lusher et al. (2013)	Fisk (flera arter)		Upp till 100 partiklar hos 184 av 504 fiskar	(In situ) Pelagisk och Bentisk	Upptag (undersök. av döda)
Hall et al. (2015)	Stenkoraller	<i>Dipsastraea pallida</i>	0,395 g/l; 10 µm – 2 mm (Hög)	(Labb) Bentisk, upptag från vattenkolumnen	Upptag/mathastighet
Lei et al. (2018)	Zebrafisk	<i>Danio rerio</i>	0,001–10,0 mg/l (olika polymertyper)	(Labb) Pelagisk	Upptag
Lei et al. (2018)	Rundmask	<i>Caenorhabditis elegans</i>	0,5 – 10,0 mg/l (olika polymertyper)	(Labb) Bentisk	Upptag
Taylor et al. (2016)	Nässeldjur, tagghudingar och leddjur (flera arter)		Mikroffibrer (enstaka partiklar)	(In situ obs.) Bentisk 611–1783 m djup	Upptag
Green (2016)	Musslor; Ostron	<i>Ostrea edulis</i>	Låg: 0,8 µg/l, Hög: 80 µg/l	(Utomhus–Labb) Bentisk fauna	Exponering
Green (2016)	Snäckor, kräftdjur, mikroalger mm. (flera arter)		Låg: 0,8 µg/l, Hög: 80 µg/l	(Utomhus–Labb) Bentisk fauna	Exponering (via sediment)
Green et al. (2017)	Musslor; blåmusslor samt ostron	<i>Mytilus edulis</i> , <i>Ostrea edulis</i>	Låg: 2,5 µg/l, Hög: 25 µg/l	(Utomhus–Labb) Bentisk fauna	Exponering
Green et al. (2017)	Infaua samt mikroalger		Låg: 2,5 µg/l, Hög: 25 µg/l	(Utomhus–Labb) Bentisk fauna	Exponering (via sediment)
Browne et al. (2008)	Musslor; blåmusslor	<i>Mytilus edulis</i>	0,51 g/l (olika storlekar och polymertyper)	(Labb) Bentisk	Upptag (12 dagar)
Kaposi et al. (2014)	Sjöborrar; larver	<i>Tripaneustes granilla</i>	1–300 partiklar/ml; 25–32 µm	(Labb) Pelagiska	Exponering
Bråte et al. (2018)	Musslor	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,01 mg/ml; 50–570 µm (extraherat från tandkräm)	(Labb) Bentisk	Upptag (vittrade vs. ej vittrade)
Hämer et al. (2014)	Kräftdjur; tånglöss	<i>Idotea emarginata</i>	12–350 partiklar/mg; 0,3 mg mikroffibrer/g mat	(Labb) Bentisk	Upptag/val av föda (test)
Courtene-Jones et al. (2017)	Tre olika arter; Ormstjärna, sjöstjärna och snäcka	<i>Ophiomusium lymani</i> , <i>Hymenaster pellucidus</i>	0,678–1,582 g MP	(In situ) Bentisk fauna	Upptag
Graham & Thompson (2009)	Fyra olika arter av sjögurkor	<i>Colus jeffreysianus</i> <i>Holothuria floridana</i> <i>Holothuria grisea</i> <i>Cucumaria frondosa</i> <i>Thyonella gemmata</i>	77 g partiklar/600 ml sediment (12,8 g(0,11))	(Labb) Bentiska	Upptag (via sediment)

Referens	Organism/art	Interaktion	Positiv/negativ
Cole et al. (2013)	Zooplankton (hoppkräfta)	Förtäring	Positiv – Påvisat upptag av 13/15 organismer
Lusher et al. (2013)	Fisk (flera arter)	Förtäring/MT-systemet	Positiv – påvisat upptag
Hall et al. (2015)	Stenkoraller	Förtäring	Positiv – påvisat upptag (21% av org., 14–660 µg/dag)
Lei et al. (2018)	Zebrafisk	Förtäring > död pga. tarmskador (3,9 %)	Positiv – påvisat upptag samt fysisk påverkan
Lei et al. (2018)	Rundmask	Förtäring > påverkan oberoende av dos	Positiv – påvisad påverkan, stark hämning på tillväxt och äggproduktion
Taylor et al. (2016)	Nässeldjur, tagghudingar och leddjur (flera arter)	Förtäring och yttlig förekomst	Positiv – påvisad förekomst och upptag hos vissa arter (ej sjögurka, octokorall eller havsanemoner)
Green (2016)	Musslor; Ostron	Filtrering och skaltillväxt	Negativ – Ingen signifikant påverkan på skaltillväxt eller filtreringsförmåga
Green (2016)	Snäckor, kräftdjur, mikroalger mm. (flera arter)	Struktur, diversitet, förekomst och biomassa	Svagt positivt – Potentiell påverkan på struktur, förekomst och diversitet hos fauna kring musselhabitat.
Green et al. (2017)	Musslor; blåmusslor samt ostron	Filtrering	Negativt hos <i>O. edulis</i> , Positivt för på <i>M. edulis</i> .
Green et al. (2017)	Infaua samt mikroalger	Förändring hos biomassa och sammansättning	Negativt – dock mindre mängd cyanobakterier hos sediment med <i>O. edulis</i> . Ingen påverkan på infaua.
Browne et al. (2008)	Musslor; blåmusslor	Förtäring/Lokalisering i MT-systemet	Negativt – Påvisad ackumulering i MT-systemet men ingen signifikant skadlig påverkan vid kortvarig exponering
Kaposi et al. (2014)	Sjöborrar; larver	Förtäring/Lokalisering i MT-systemet	Negativt – Påvisat upptag men ingen signifikant påverkan på larverna.
Bråte et al. (2018)	Musslor	Förtäring/MT-system/gälar	Positiv – Förändring hos gälar och matspjälkningsystem. Ingen skillnad mellan vittrade och icke vittrade partiklar.
Hämer et al. (2014)	Kräftdjur; tång löss	Förtäring/Blockering av MT-systemet	Negativ – påvisat upptag men ingen blockering av MT-systemet, ingen avgörande skillnad mellan mat och MP
Courtene-jones et al. (2017)	Tre olika arter; Ormstjärna, sjöstjärna och snäcka	Akkumulering i vävnad	Positiv – Påvisad upptag och ackumulering i vävnader
Graham & Thompson (2009)	Fyra olika arter av sjögurkor	Förtäring via suspension och sediment	Positiv – Påvisat upptag hos samtliga arter av sjögurkor.

son (2009) påvisats förtära mikroplaster från sediment (tabell 1). De observerade även att sjögurkorna selektivt valde att förtära mikroplaster före sandkorn. Förutom bentiska organismer kan även organismer levande nedgrävda i marina botten-sediment (infauna) följaktligen interagera med mikroplaster som sedimenteras (Wright et al. 2013).

Filtrerande organismer, exempelvis ostron (*Ostrea edulis*), har en stor medverkande roll i bentiska ekosystem (Green 2016). Bland annat kan de, genom att filtrera omgivande vatten, ta upp suspenderade partiklar och tillföra dem till botten-sedimenten – kallat ”bioavsättningar”. Denna process kan potentiellt appliceras på mikroplaster, där ökade koncentrationer av plastpartiklar kan påverka kolonier inom och ovanpå sedimenten såsom alger och bottenlevande organismer (Green 2016). Även bioturbation kan potentiellt medverka i att begrava mikroplaster ner i botten-sediment eller lyfta upp redan begravda partiklar (Costa et al. 2011).

I en studie utförd av Green (2016) påvisade inga effekter på ostrons tillväxt eller respiration vid interaktion med mikroplaster. Däremot kunde en påverkan urskiljas på omgivande fauna såsom bentiska växtätare, med effekter på reproduktionen. Vidare ökade biomassan för mikroalger under samma studie vilket Green (2016) kopplade till en minskning av växtätarna som äter dessa organismer. I en annan studie utförd av Green et al. (2017) påträffades inga effekter på ostron men istället på blåmusslor (*Mytilus edulis*). Blåmusslorna filtrerade sämre efter exponering av mikroplaster, men visade ingen tydlig påverkan på infauna i omgivande sediment.

Förtärda mikroplaster kan lämna organismen via mag- och tarmsystemet eller stanna kvar och translokteras inom organismen (Van Cauwenberghe et al. 2013). En studie utförd av Browne et al. (2008) observerade hos blåmusslor (*M. edulis*) att mikroplaster förflyttades och omfördelades inom organismen samt stannade kvar hos organismen i 48 timmar. Däremot har det visats att larver från sjöborrar (*Tripneustes gratilla*) inte blev påverkade i någon större utsträckning av förtärda mikroplaster då partiklarna lämnade organismen inom några timmar (Kaposi et al. 2014).

Utöver påverkan på organismer kan sediment fysiskt påverkas av mikroplast. Strandsediment har visats få ändrade termiska- och hydrologiska egenskaper till följd av ett innehåll av mikroplaster (Carson et al. 2011). Sand innehållande mikroplaster visades ha en ökad permeabilitet och porositet vilket kan leda till bland annat uttorkning, geokemiska förändringar samt påverka diverse organismer existerande på stränderna (Carson et al. 2011). Plastinnehållet i sedimenten kan även verka isolatoriskt där sanden värms upp sämre än vanligt och uppnår inte vanliga temperaturer längre (Carson et al. 2011).

3.3.2 Effekter av kemiska ämnen via mikroplaster

Det har visats att vattenlösliga kemiska föroreningar kan adsorberas på mikroplasternas yta och transporteras vidare i akvatiska miljöer, mellan organismer och trofiska nivåer (Li et al. 2016) (fig. 1). Ämnen som kan förekomma hos plaster är långlivade organiska föreningar (POP:s); PCB (polycykliska bifenyler), PAH (polycykliska aromatiska hydrokarboner), DDT (organiska klorerade pesticider) samt dess nedbrytningsprodukter (Van et al. 2012). Ämnena är toxiska och persistenta som kan transporteras långa sträckor (Li et al. 2016). Till följd av att ämnena fysikaliskt binder till plasternas yta (adsorption) kan koncentrationen av dessa ämnen öka hos mikroplasterna, jämfört med omgivande vatten (Van et al. 2012). Luftburna föroreningar som exempelvis POP:s kan effektivt spridas med mikroplaster till följd av att plasterna ofta är hydrofobiska (vattenavstötande) (Li et al. 2016).

Plaster har visats ta upp hydrofobiska organiska föroreningar (såsom fenantren) effektivare än sediment (Teuten et al. 2007). Ytterligare visade sig att desorption (ämnen avlägsnas från partiklarnas yta) sker långsammare från sediment än från plaster (Teuten et al. 2007). En studie utförd längs San Diegos stränder på USA:s västkust visade på att upphittade plastartiklar har adsorberat PCB, DDT och dess nedbrytningsprodukter, oberoende av plasttyp (Van et al. 2012). Vidare observerade Besseling et al. (2013) en svag koppling mellan sandmaskars kroppsvikt (*Arenicola marina*) och upptag av mikroplaster samt bioackumulation av PCB från marina botten-sediment. Liksom POP:s har det även visats att tungmetaller (zink och koppar) kan adsorberas till mikroplaster och vidare transporteras i vattenkolumnen (Brennecke et al. 2016).

Beroende på polymertypen hos plasterna ger hur stor risken är att kemikalier kommer att vara tillgängliga för marina organismer. Polymerer som är hydrofobiska, såsom PET och PP, har en lägre förmåga att ta upp dessa ämnen än de som ofta förekommer som fibrer (polyester och akryl). Hur stor risk det är för akvatiska organismer att påverkas av PET och PP är dock okänt (Browne et al. 2011). Detta är relevant att forska vidare om, enligt Teuten et al. (2007), då plaster kan vara en tänkbar väg för hydrofobiska föroreningar att transporteras vidare till bentiska organismer.

För att ändra olika polymerers egenskaper (såsom utseende och formbarhet) tillsätts ofta organiska ämnen, exempelvis olika färgämnen och mjukningsmedel (Teuten et al. 2009; Browne et al. 2011). Tillsatser hos plasterna såsom bromerade flamskyddsmedel, ftalater och bisfenol A kan potentiellt påverka akvatiskt levande organismer som mollusker, amfibier, fiskar och leddjur (Oehlmann et al. 2009). De kan påverka biologiska processer hos organismer och t.ex. orsaka hormonrubbingar (Li et al. 2016). Dessa tillsatser är olösliga i plasterna, vilket ökar risken att ämnena urla-

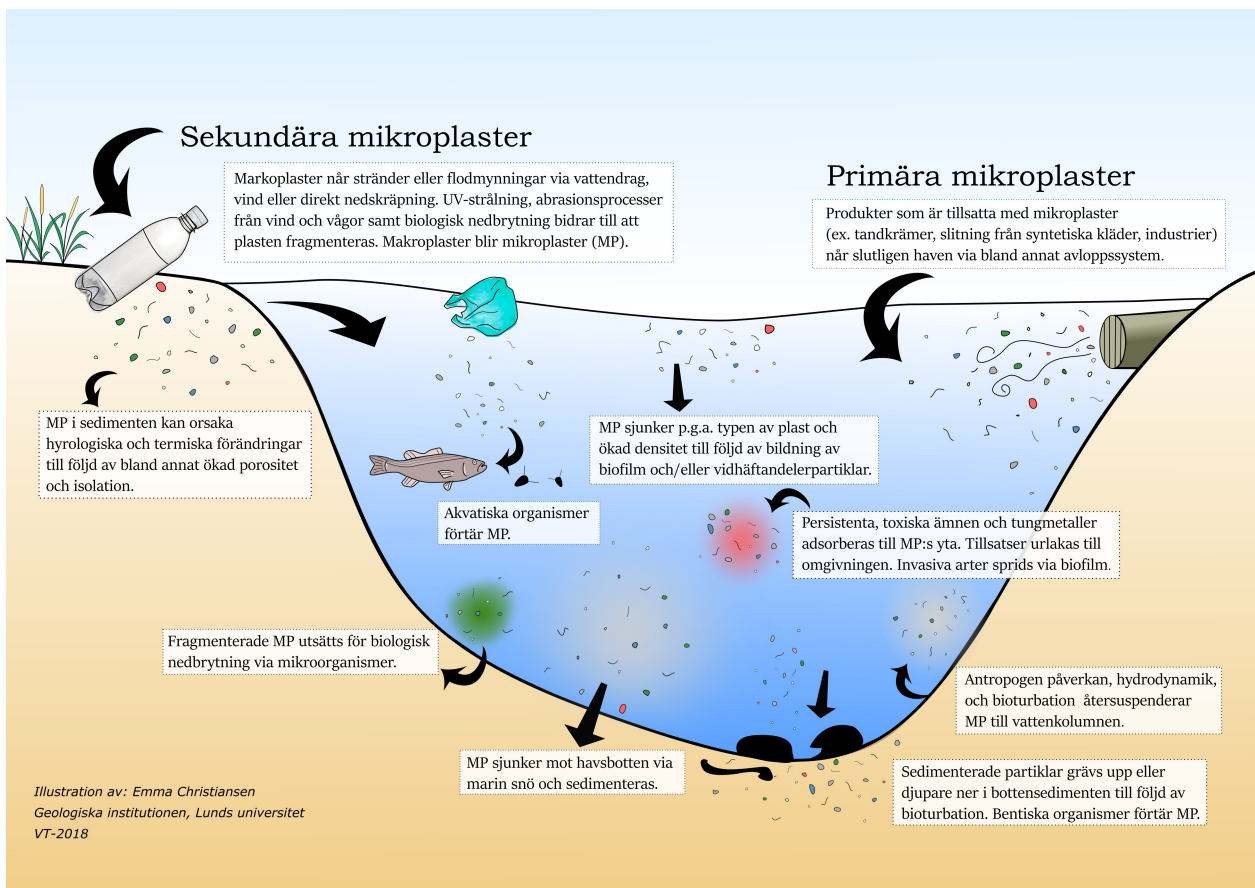


Fig. 1. Schematiskt sammanfattande illustration över mikroplasternas potentiella vägar från ursprungskällor till marina botten-sediment. Ofta delas mikroplasterna in som antingen primära (nedbrytning av makroplaster) eller sekundära (produkter med mikroplaster som en tillsatt komponent). Flera processer kan påverka mikroplasterna när de når marina miljöer. Exempelvis bildning av biofilm på dess yta kan orsaka aggregering med andra partiklar, får ökad densitet jämfört med omgivande vatten och sjunka inom vattenkolumnen. Långlivade organiska föreningar (POP:s), tungmetaller och invasiva mikroorganismer kan adsorberas på dess yta för att vidare spridas till nya miljöer. I djuphaven förekommer en sedimentationsprocess kallad marin snö där phytoplankton, mineralpartiklar och potentiellt mikroplaster i aggregeradform sedimenteras i botten-sedimenten. Väl sedimenterade kan andra processer som bioturbation gräva ner eller upp partiklarna igen. Även strömmar längs botten, tråkning och muddring kan återföra plastpartiklarna till suspension igen. Mikroplaster kan tvärtom även påverka marina miljöer. Det kan ske genom att plastpartiklarna potentiellt sprider främmande arter och toxiska ämnen till nya miljöer. Mikroplaster nära botten-sedimenten kan fångas upp av filterare och bli uppätta. Sedimenterade mikroplaster kan bli uppätta av benthiska organismer som gräver runt i sedimenten, och potentiellt få negativa konsekvenser på biologiska processer.

kas i ursprunglig form till omgivningen (Li et al. 2016).

3.3.3 Bildning av biofilm

Mikroorganismer kan använda mikroplaster som en tillväxtzon för att utveckla en biofilm på (eg. Zettler et al. 2013; Oberbeckmann et al. 2014; Oberbeckmann et al. 2017), som passande kallats för en "plastisphere" (Zettler et al. 2013). En biofilm beskrivs som en biologisk tillväxt bestående av en koloni utav mikroorganismer såsom alger, protozoer, bakterier eller svampar. Filmen kan bildas på mikroplasternas yta inom några minuter efter att plastpartikeln har nått vattnet. Mikroplaster kan till följd av biofilm verka som en vektor för transport av potentiellt farliga alger och andra okända arter till och från olika marina miljöer (Masó et al. 2003; Barnes et al. 2009). Bildning av

biofilm på partiklar kan även göra så att kohesivt finsediment "klistras" samman och förmågan att eroderas minskas, ett förlopp kallat biostabilisering (Gerbersdorf & Wieprecht 2015).

Faktorer som kan påverka tillväxten av biofilmen är vattnets temperatur, tillgång till solljus, salthalt, pH samt plastytans grovhet och om plasterna är hydrofoba (Rummel et al. 2017). Dessutom ju fler gånger mikroplasterna fragmenteras desto större yta kommer att finnas tillgänglig för mikroorganismer att fästa till (Rummel et al. 2017). Det har även visats att mikroorganismer som koloniserat mikroplaster varierar i omfattning och fördelning beroende på geografisk plats, säsong, polymertyp (PP och PE) hos plasterna (Oberbeckmann et al. 2014), samt även lokala miljöförhållanden såsom näringstillgång (Oberbeckmann et al. 2017). Rummel et al. (2017) kopplade mängden

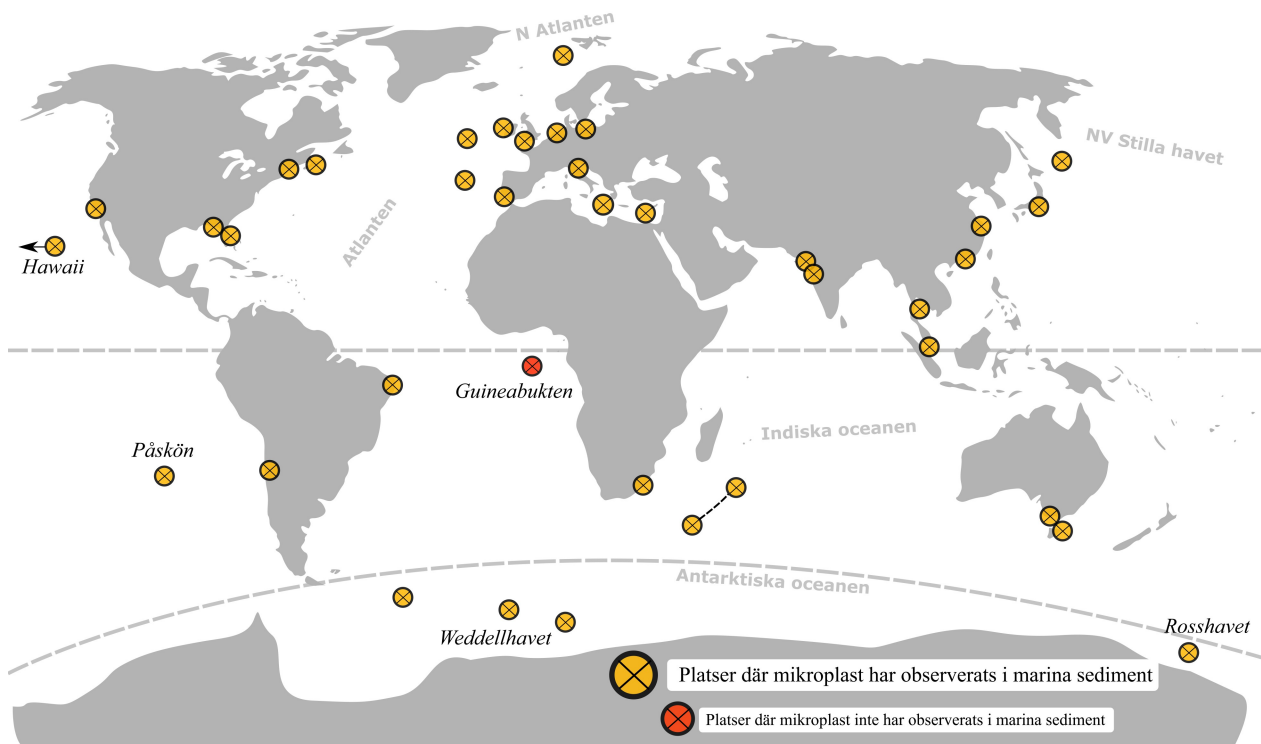


Fig. 2. Utifrån tabell 2 har följande karta framställts. Gula punkter representerar en geografisk plats där mikroplaster har observerats i marina sediment. Totalt 23 olika studier har sammanställts och 36 olika platser har undersökts. Varje markerad plats (gul punkt) representerar även mellan 1–450 enskilda provtagningspunkter mellan alla studier. Undantagsvis för punkterna med streckad linje emellan där flera punkter har provtagits över ett större område inom samma studie. Röd punkt representerar en geografisk plats, varav tre provpunkter, där inga mikroplaster upptäcktes. Marina miljöer som omfattas är bland annat: Stränder, flodmynningar, kontinentalsockel och djuphav. Även kustnära urbana miljöer såsom hamnar och kanaler har tagits med. Modifierad från: E_Pluribus_Anthony*chris, https://commons.wikimedia.org/wiki/File:World_map_without_Antarctica.svg.

tillsatser hos mikroplaster till en ökad tillväxt av mikroorganismer, där man tror att tillsatserna utgör en potentiell näringskälla för organismer. Oberbeckmann et al. (2017) rekommenderar att vidare forska om mikroplaster kan potentiellt verka som en vektor för att transportera bakterier med antibiotikaresistens, då de i sin undersökning upptäckte små koncentrationer av en patogen bakterie (*Vibrio*) hos mikroplaster.

Det har gjorts ett fåtal studier på om bakterietillväxt hos mikroplaster kan ske på havsbotten. Harrison et al. (2014) tog dock sig an denna frågeställning och undersökte mikroplaster med låg densitet förekommande i kustnära sediment med avseende på bakteriell tillväxt. De fick ett positivt resultat där en koloni av bakterier tillväxte snabbt inom 14 dagar.

Det är i nuläget inte känt vilka kroniska effekter mikroplasterna har på marina miljöer med avseende på organismer och ekosystem (Van Cauwenberghe et al. 2013). Studier i nuläget visar inte heller på något direkt ekologisk påverkan hos primära organismer som kommer i kontakt med mikroplaster (Rummel et al. 2017). Det krävs mer omfattande laborativa och fältstudier för att kunna öka förståelsen av mikroplasternas påverkan och interaktion på individuell- och populationsnivå samt upp genom hela näringskedjan (Woodall et al. 2014; Ling et al. 2017).

3.4 Förekomst av mikroplast i marina sediment

Det har utförts ett flertal studier som har observerat förekomst av mikroplast i marina sediment (eg. Browne et al. 2010; Costa et al. 2011; Vianello et al. 2013; Fok & Cheung 2015; Stolte et al. 2015; Frias et al. 2016; Ling et al. 2017; Martin et al. 2017; Matsuguma et al. 2017; Peng et al. 2017; Willis et al. 2017). De marina miljöer som har studerats är bland annat stränder, laguner, kontinentalbranter, flodmynningar, kuster och djuphav samt urbana miljöer såsom kanaler och hamnar (tabell 2). I stort har det observerats förekomster av mikroplast i marina sediment i alla av världens hav (fig. 2). Totalt har jag sammanställt 23 artiklar (varav 35 olika geografiska platser) utifrån mängden mikroplast som upptäckts, geografisk plats och typ av marin miljö samt dominerande kornstorlek hos undersökt sediment (tabell 2).

Längs Tysklands kust i Östersjön utfördes en studie av Stolte et al. (2015) som fann upptill 7 partiklar och 11 fibrer per kilogram torrt strandsediment. De kunde koppla observationen med närliggande hamnar och industrier som en källa för mikroplast. Liknande upptäckt gjordes av Reddy et al. (2006) längs en indisk strand i närheten av en hamn där man tar isär gamla

Tabell 2: Sammanställning av 23 olika studier som har undersökt efter förekomst av mikroplaster på 35 olika geografiska platser. Här presenteras även typ av miljö, dominerande kornstorlek hos sedimenten samt mängden mikroplast som analyserats fram. Även kommentarer såsom andelen mikrofibrer och fragment samt vilka djup proverna är tagna på presenteras. Subtidal kust innebär zonen längs kusten som alltid är täckt med vatten, grunda marina förhållande. Intertidal zonen däremot är där stranden är ovan vatten vid lågt tidvatten men under vatten vid högt tidvatten. Studier som utskrivit med "C.C." i kolumnen för kontroll har haft kontaminationsrisken i åtanke och arbetat mot att minska denna under undersökningen.

Geografisk plats	Miljö	Sediment	Mängd mikroplast (MP)	Kommentar	Referens	Kontroll
England (Tamarfloden estuarium)	Flodmynning	Grus/sand	952 partiklar á 30 prover	MP dominerade	Browne et al. (2010)	
NO Brasilien (Goianafloeden estuarium)	Flodmynning	Sand	59 partiklar á 450 prover	32,4% Nylonfiber	Costa et al. (2011)	
Portugal (Algarvekusten)	Subtidal kust	Sand	31 MP partiklar á 27 prover (0,24% volymsediment)	25 fiber, 6 fragment	Frias et al. (2016)	
SO Australien	Subtidal kust	–	9552 objekt á 42 prover	84% filament, 16% partiklar	Ling et al. (2017)	
Irland (Blacksod Bay, Inishkea Islands)	Kontinentalsockel	Sand	62 objekt á 11 stationer	–	Martin et al. (2017)	C.C
Kina (Shanghai, floden Chang Jiang estuarium)	Flodmynning	–	20–340 objekt/kg torrsediment á 53 stationer	–	Peng et al. (2017)	
N Tyskland (Oder/Penne estuarium, Jadebusen)	Strand	Sand	0–7 partiklar/kg torrsediment	2–11 fibrer/kg	Stolte et al. (2015)	
Italien (Venedig)	Lagun	Sand/Lera	SMP: 2175–672/kg torrsediment	Högre konc. inre delar av lagunen	Vianello et al. (2013)	
Australien (Tasmanien)	Urban flodmynning	–	2,43–4,2 partiklar/g sediment	87% fibrer, 3% fragment	Willis et al. (2017)	
Japan, (Tokyobukten)	Kanal	–	1200–7300 MP/kg torrsediment	0–40 cm djup	Matsuguma et al. (2017)	
Thailand (Thailandviken)	Kust	–	100–340 MP/kg torrsediment	0–10 cm djup	Matsuguma et al. (2017)	
Malaysia (Johorsundet)	Kust	–	100–300 MP/kg torrsediment	2–50 cm djup	Matsuguma et al. (2017)	
Sydafrika (Durban bay)	Hamn	–	400–1750 MP/kg torrsediment	2,5–22,5 cm djup	Matsuguma et al. (2017)	
Antarktiska oceanen (Weddellhavet)	Djup hav	Lera	1 partikel hos första 1 cm sediment (3 stationer)	–	Van Cauwenberghe et al. (2013)	
N Atlanten (SV om Irland, djuphavsslätt)	Djup hav	Lera	3 partiklar hos första 1 cm sediment (3 stationer)	–	Van Cauwenberghe et al. (2013)	
Medelhavet (submarint delta, Nilen)	Djup hav	Lera	1 partikel hos första 1 cm sediment (2 stationer)	–	Van Cauwenberghe et al. (2013)	
Guineabukten (submarin dalgång, Kongo)	Djup hav	Lera	0 partiklar funna (3 stationer)	–	Van Cauwenberghe et al. (2013)	

Geografisk plats	Miljö	Sediment	Mängd mikroplast (MP)	Kommentar	Referens	Kontroll
N Atlanten (subpolar kontinentalbrant)	Djup hav	Lera	10-15 plastfibrer/50 ml sediment (första 1 cm sediment)	Fibrer	Woodall et al. (2014)	
NÖ Atlanten (submarin dalgång)	Djup hav	Lera	6-40 plastfibrer/50 ml sediment	Fibrer	Woodall et al. (2014)	
Medelhavet (Submarin dalgång, kontinentalbrant)	Djup hav	Lera	10-35 plastfibrer/50 ml sediment (första 1 cm sediment)	Fibrer	Woodall et al. (2014)	
SV Indiska oceanen (djuphavsborg)	Djup hav	Lera	1,4-4 plastfibrer/50 ml sediment	Fibrer	Woodall et al. (2014)	
Hawaii (Kauai ö)	Strand	Sand	19 partiklar undersökta (MP förekom)	Ej studie om mängd	Corcoran et al. (2009)	
Västra USA (San Diego, Kalifornien)	Strand	Sand	Totalt 2453 plast (makro och mikro)	68% MP	Van et al. (2012)	
Tyskland (Nordeney ö)	Strand	Sand	59 partiklar (<1mm SPM) á 16 av 24 prover	2 kg vått sediment	Dekiff et al. (2014)	C.C
Indien (Alang-Sosiya, skrotupplag för fartyg)	Strand (intertidal)	Sand (terfri)	82 mg/kg sediment á 10 stationer	-	Reddy et al. (2006)	
Kanada (Nova Scotia, McCormack's Beach)	Strand	Sand	28-74 MP/10 g sediment (Genomsnitt)	High, Mid and Low tide	Mathalon et al. (2014)	C.C
Kanada (Nova Scotia, Rainbow Heaven Beach)	Lagun	Lera	22-60 MP/10 g sediment (Genomsnitt)	High, Mid and Low tide	Mathalon et al. (2014)	C.C
Kina (Hongkong, Pearl River estuarium)	Strand	Sand	5595 MP/m ² á 25 stränder	-	Fok & Cheung (2015)	
Chile (Påskön)	Strand	-	800 MP/m ²	-	Hidalgo-Ruz et al. (2013)	
Chile (kontinental kust)	Strand	-	30 MP/m ²	-	Hidalgo-Ruz et al. (2013)	
Indien (Mumbai)	Strand	Sand	7,49 och 68,83 MP/m ² á fyra stränder (medel)	41,85% mikroplast	Jayasiri et al. (2013)	
NV Stilla havet (Kuril-Kamchatka, oceangrav)	Djup hav	Lera	60-2000 MP/m ² á 20 provpunkter (minst: 300µm)	Djup: 4869-766m	Fischer et al. (2015)	
Antarktis (Rosshavet, Terra Nova Bay)	Kustnära havsbotten	-	906,7 MP/m ² (<5mm)	MP vanligast (fibrer 42,8%)	Munari et al. (2017)	
Ö USA (Ft. Pierce, Florida)	Grund subtidal kust	Sand	214 MP/1 sediment	56% fibrer (Nylon och PVC)	Graham & Thompson (2009)	
Ö USA (Panacea, Florida)	Grund subtidal kust	Sand	116 MP/1 sediment	88% fibrer	Graham & Thompson (2009)	
Ö USA (Walpole, Maine)	Grund subtidal kust	Sand	105 MP/1 sediment	72 % fibrer	Graham & Thompson (2009)	

fartyg och båtar. Där observerades stora mängder mikroplaster (81 mg/kg torrsediment) som även kunde kopplas till hamnverksamheten. Browne et al. (2011) utförde en globalt täckande undersökning längs kuster och kom fram till att på platser där det fanns stora populationer av människor samt utsläpp för avloppssystem förekom det en större mängd mikroplast. Van Cauwenberghe et al. (2013) gjorde en intressant upptäckt där inga mikroplastpartiklar påträffades i Guineabukten, Västafrika, trots att flera floder som passerar städer med dålig avfallshantering har sitt utlopp här (fig. 2).

Willis et al. (2017) observerade en koppling mellan mängden mikroplast i sedimenten och översvämningar. I miljöer där färre till inga översvämningar sker, förekommer en större mängd mikroplastpartiklar. Den undersökta platsen var dock i närheten av dagvattensystem och dylikt, vilket kan ha påverkat mängden ytterligare. Utifrån att analysera mikroplasternas form, färg och polymertyp kan man dra slutsatser om partiklarnas ursprung och om de är primära eller sekundära (Munari et al. 2017). Den mest förekommande formen av mikroplast är fibrer, motsvarande upp till 87% (Willis et al. 2017).

Resultat från en studie utförd av Cozar et al. (2014) pekade mot att mängden flytande plastavfall som beräknats finnas i världshaven, är mindre än förväntat. Var den försvunna mängden plast har tagit vägen är fortfarande okänt. Men enligt Cozar et al. (2014) kan detta förklaras som en form av sänka där plastavfallet snabbt fragmenterats till mikro- och nanopartiklar för att sedan sjunka mot djuphavsbotten och ackumuleras. Vidare stödjer en studie utförd av Woodall et al. (2014) hypotesen om att denna ”försvunna” plast har troligen ackumulerats i djuphaven. Van Cauwenberghe et al. (2013) kunde, via en studie av djuphavssediment i fyra olika hav, för första gången bevisa att det förekommer mikroplaster i de övre centimetrarna sedimenten i tre av fyra undersökta havsområden (tabell 2).

4 Diskussion

4.1 Förekomst av mikroplast i marina sediment

Som resultaten visar, förekommer mikroplaster i marina sediment – från stränder till djuphaven (tabell 2). Mikroplastpartiklar har hittats i samband med mänskliga aktiviteter, bland annat i närheten av hamnar, turistorter och utlopp från avlopp- och dagvattensystem till havet. Att dessa mängder förekommer här är logiskt medtanke på mikroplasternas ursprungliga källor och transportvägar till havet. Närmare in mot land kan processer som strömmar, hög vågaktivitet eller översvämningar påverka mikroplasternas sedimentationshastighet och utbredning. Tänkbart kan detta bidra till att mikroplastmängderna är mindre i dessa miljöer. Däremot närmare land återfinns flera av källorna till

mikroplaster, vilka kan bidra till en ökad förekomst av mikroplaster. Exempelvis källor som utlopp för avloppssystem och nedskräpade stränder med makroplaster som undergår fotooxidation. Strandmiljöer exponeras mer av solljus och våg- och vindaktivitet än i djuphaven (Corcoran et al. 2009; Andrady 2011; Auta et al. 2017), vilket kan bidra ytterligare till att en större mängd mikroplast genereras på dessa platser.

Flera faktorer har visats bidra till att mikroplasterna kan sjunka inom vattenkolumnen och sedimentera i bottensediment. Det råder dock fortfarande en osäkerhet kring vilken hastighet mikroplasterna sedimenterar och ackumuleras i marina miljöer, speciellt i djuphaven (Taylor et al. 2016). Olika marina miljöer har olika geologiska förutsättningar och därmed sedimentationsprocesser, vilket ger att mikroplasterna troligtvis inte bara har en väg till sedimentation utan flera.

Mer forskning krävs för att bättre kunna bedöma hur mycket mikroplast som kommer att potentiellt sedimentera i marina miljöer. Därmed kan man bättre avgöra hur stora koncentrationerna är och därigenom risken för att bottenlevande organismer och populationer blir påverkade.

Studier pekar på att fragmenterade mikroplaster kan brytas ned via biologisk nedbrytning (eg. Yoshida et al. 2016; Zalasiewicz et al. 2016). Dock är det med låg sannolikhet att biologisk nedbrytning kommer att eliminera all mikroplast som finns i marina sediment inom en snar framtid, då denna process tar längre tid än de vanligaste nedbrytningsprocesserna såsom fotooxidation. Det är dessutom osäkert om dessa plastnedbrytande mikroorganismerna kan leva och lika effektivt bryta ned plastpartiklarna i naturliga djuphavsmiljöer, då studierna är utförda under kontrollerade laboratorieförhållanden. Det är inte säkert att mikroplasterna förblir sedimenterade på samma plats under en sådan lång tid, då omgivande faktorer såsom bioturbation, bottenströmmar och mänsklig aktivitet kan återsuspendera dem till vattenkolumnen och spridas till en annan plats med andra förhållanden (såsom vattnets salthalt, temperatur eller pH). Däremot kan biostabilisering av bottensedimenten eventuellt bidra till att mikroplasterna stannar kvar. Bortsett från att mikroplasterna potentiellt bryts ned biologiskt, är det även inte känt vad som händer med mikroplaster som återfinns i marina sediment där UV-strålning är praktiskt taget obefintlig (Rummel et al. 2017). Mikroplaster som återfinns på stränder har en större chans att brytas ned via exempelvis fotooxidation, men kommer dock endast att brytas ned till mindre och mindre fragment, inkorporeras i sedimenten liknande mineralkorn och aldrig helt försvinna (det vill säga inte brytas ned till dess beståndsdelar). Mest troligt vore att mikroplasterna sedimenteras och blir förblir en slutgiltig del av sedimenten – där djuphaven fungerar som en sänka (Woodall et al. 2014).

Väl sedimenterade betyder dock inte att partiklarna är harmlösa, då det har visats att plaster i sediment kan påverka dess hydrologiska och termiska egenskaper (Carson et al. 2011). Vidare kan det påverka bland annat sköldpaddors ägg som grävs ned i sedimenten (Carson et al. 2011). Plaster har även visats att ta upp hydrofobiska föroreningar effektivare än sediment (Teuten et al. 2007). Mikroplaster som sedimenteras i marina bottensediment och adsorberat dessa ämnen kan därmed bidra till en ökad koncentration av toxiska ämnen på platsen (Teuten et al. 2007). Detta kan följaktligen bidra till att bottenlevande organismer utsätts för en större risk att exponeras och få potentiella påföljande konsekvenser till följd av föroreningarna, såsom hormonrubbingar (Li et al. 2016). Om mikroplasterna därefter återsuspenderas till vattenkolumnen kan även filtrerande eller pelagiska arter påverkas. På liknande sätt kan hypotetiskt även tungmetaller samt skadliga mikroorganismer spridas via mikroplaster mellan olika organismer och marina miljöer.

4.2 Analys av mikroplastmängd

Forskningen kring mikroplaster har ökat i omfattning de senaste åren, vilket har lett till en utveckling av flera olika tekniker och metoder för att analysera mikroplaster i sediment. Vidare har forskarna inte enats om en standardisering av analysmetod. (Van Cauwenberghe et al. 2015; Mai et al. 2018) Frias et al. (2016) menar att det är svårt att göra en fullständig bedömning om mängden mikroplaster i marina sediment för att det i nuläget inte finns någon standardisering av metoder för provtagning och analys. Man har använt olika metoder för insamling av sedimentprover i olika miljöer, vilket förorsakar problem med att kunna jämföra olika miljöer med varandra (Underwood et al. 2017). Forskare är oense om hur de enskilda mikroplastpartiklarna ska kategoriseras samt vilken enhet som ska användas, vilket medför att resultat från olika studier är svåra att direkt jämföra med varandra (Van Cauwenberghe et al. 2015).

Studierna presenterar resultaten olika gällande mängderna upphittade mikroplaster i marina sediment, vilket gör det svårt att göra en generalisering av resultaten (tabell 2). De flesta studierna har valt att presentera mängderna som antalet individuella mikroplastpartiklar som påträffats i en viss mängd sediment eller per kvadratmeter (tabell 2). Andra har valt att presentera som mängden mikroplastpartiklar per volym torrsediment. Detta kan förklaras av att beroende på vilken miljö sedimentprovet tas ger olika mängder vatten i provet. Därför brukar forskare använda sig av mängden torrt sediment per mängden mikroplast (Van Cauwenberghe et al. 2015). De flesta anger inte hur stora volymer sediment som använts vid försöken eller vilken dominerande kornstorlek sedimenten har. I enighet med Van Cauwenberghe et al. (2015) visar

resultaten på att de studier som presenteras i tabell 2 inte direkt jämförbara med varandra. Det enda som går att fastställa utifrån resultatet är att det förekommer mikroplaster i marina bottensediment i olika marina miljöer.

En studie har gjorts som påvisar att tidigare undersökningars resultat av mängden mikroplast i sediment kan i flertalet av fallen ha potentiellt överskattats (Wesch et al. 2017). En stor andel av påträffade mikroplaster i marina sediment är av typen mikrofibrer som är ett vanligt förekommande fiber även i vardagliga miljöer (Woodall et al. 2015). Wesch och medarbetare kom fram till att den största orsaken till kontamination av sedimentprover kommer från luften omkring hantering av proverna samt rena arbetsytor (Wesch et al. 2017), där källan ofta är bland annat syntetiska kläder och verktygens material (Underwood et al. 2017). En indikator på att det har skett en kontamination av sedimentproverna är om mikroplaster observeras hos äldre sediment (Willis et al. 2017).

Mikroplaster som ingår i de mindre partikelstorlekarna medför en större svårighet vid provtagning och analysering och kräver därmed känsligare instrument (Van Cauwenberghe et al. 2015). Till följd av denna svårighet, ökar även risken för felbedömning av mängden mikroplaster som sedimenten innehåller. Gränsen på storleken hos plastpartiklarna som kan detekteras hos prover är oftast kring 150 μm (Bråte et al. 2018). Om de mindre mikroplastpartiklarna inte tas med, kan koncentrationerna underskattas (Van Cauwenberghe et al. 2015).

I flertalet av studierna har mikrofilament eller mikrofibrer motsvarat den största andelen av analyserade former (eg. Willis et al. 2017; Ling et al. 2017; Woodall et al. 2014; Munari et al. 2017; Graham & Thompson 2009). Detta kan kopplas till slitage från tvättning av syntetiska kläder, nedbrytning av fiberrika plastartiklar eller även kopplas till en kontamination av proverna under utförandet av studien. Få studier (3 av 23) har haft kontaminationsrisken i åtanke eller omnämnt i metodiken när sedimentproverna har hanterats. Detta bidrar till en osäkerhet kring mängderna som analyserats fram, där de kan potentiellt ha överskattats. Tvärtom kan mängderna av mikroplaster även underskattats till följd av de svårigheter som finns med att analysera fram mikroplaster mindre än 1 mm i storlek. Metoder har framtagits för att förbättra och minska på kontaminationsrisken, däribland inspirerade av kriminaltekniska undersökningar (eg. Woodall et al. 2015). Ofta används och citeras en metod framtagen av Thompson et al. (2004), där man använder sig av Fourier Transform Infrared spectroscopy (FT-IR) för att analysera mängder mikroplast, bedöma polymertyp hos partiklarna samt separerar plaster med lägre densitet via flotation. Denna metod har visats vara bättre på att identifiera de mindre partikelstorlekarna (<1mm) jämfört med traditionella optiska mikroskop och pin-

cett (Vianello et al. 2013). Däremot är metoden inte fullständigt utvärderad enligt Harrison et al. (2012).

Metodiken bakom provtagningen av sedimentprover kan bidra med felkällor. Oftast väljer man att ta prover i en enda punkt som sedan kommer att representera en större geografisk plats. 7 av 35 studier (tabell 2) har tagit fler än ett sedimentprov per geografisk plats. Med stor sannolikhet varierar mängderna mikroplast inom provtagningsområdet, vilket ger upphov till att det tagna provet kommer att få en potentiell missvisande koncentration av mikroplaster (antingen mer eller mindre). Detta styrks av Van Cauwenberghe et al. 2013, som diskuterar att om ett sedimentprov är utan mikroplaster betyder det nödvändigtvis inte att resten av området är fritt från plaster. Det är därmed inte optimalt att endast ta ett sedimentprov. Dock om syftet för studien är att endast konstatera en förekomst av mikroplaster har exakta mängder inte någon större betydelse (eg. förekomst av mikroplast i djuphaven, Van Cauwenberghe et al. 2013).

Den mest studerade marina miljön är i nuläget kustnära marina miljöer. Det kan bero på att det är ekonomiskt förmånligare och praktiskt lättare att utföra provtagningar på strandsediment jämfört med provtagning i djuphaven (Dekiff et al. 2014). Att få representativa resultat av mikroplasmängder från bentiska marina miljöer är en utmaning till följd av att djuphaven omfattar avlägsna stora områden och djup (Ballent et al. 2013). Det är även i kustnära miljöer som mycket av makroplasterna lättast bryts ned till sekundära mikroplaster till följd av mycket solljus (UV-strålning) och stor påverkan av abrasionsprocesser såsom vind och vågor. Det är dock av relevans att vidare studera kustnära miljöer såsom strandsediment då det har visats att mikroplaster kan förändra termiska och hydrologiska egenskaper och potentiellt påverka inhemska fauna (Carson et al. 2011).

4.3 Mikroplasternas påverkan på marina organismer

Studierna som presenterades i resultatdelen visar på att mikroplaster kan interagera med bentiska organismer där det i huvudsak sker via förtäring (tabell 1). Det kan förklaras då det har visats att en art av kräftdjur inte kan skilja mellan syntetiska mikroplaster eller föda som finns i sedimenten (Härmer et al. 2014) samt att sjögurkor selektivt väljer att äta mikroplaster (Graham & Thompson 2009). 10 av 13 presenterade studier visar dock inte på någon skadlig konsekvens till följd av förtäring av mikroplaster. Likväl har 3 av 13 studier observerat att individer kan påverkas fysiskt, såsom drabbas av hämmad tillväxt och reproduktion, skador på vävnader samt även död (eg. Lei et al. 2018; Green et al. 2017; Bråte et al. 2018).

Enligt Taylor et al. (2016) är det en större risk för bottenlevande organismer som livnär sig på deponerat

material att bli påverkade av mikroplaster än de som är filtrerare av suspenderat material i vattenkolumnen. Detsamma menar Graham & Thompson (2009), att landbaserade och pelagiska vertebrater troligen inte är under lika stor risk för att drabbas av mikroplastförtäring som bottenlevande organismer. Vidare menar de dock att många faktorer spelar in för att mikroplaster ska kunna interagera med organismer överhuvudtaget, såsom egenskaper hos plastpartiklarna och ekologiska faktorer. Studier har analyserat fram mellan 1–40 enskilda mikroplastpartiklar i djuphavsmiljöer (tabell 2) vilket är relativt små mängder, jämfört med strandmiljöer med upptill 5600 partiklar/m². Detta ger att bottenlevande organismer i dessa undersökta platser troligen inte är under lika stor risk för att exponeras för höga koncentrationer av mikroplast än organismer som lever närmare kuster och stränder.

Utifrån genomgångna artiklar går det inte säga med säkerhet att mikroplaster i marina miljöer kommer att påverka bottenlevande organismer. En orsak till osäkerheten kan bero på att mikroplaster är svåra att kontrollera och övervaka i naturlig miljö vilket orsakar ett problem med att utföra miljötrogna studier på organismer. Därför förekommer det fler studier utförda i kontrollerad laboratoriemiljö (Green 2016). 9 av 13 studier utförda i laboratorium under kontrollerade förhållanden (tabell 1). Det finns en ovisshet om liknande scenario sker under verkliga omständigheter då flera okontrollerbara faktorer kan påverka resultatet, såsom förändring av koncentrationer och hydrodynamiska processer.

Ytterligare råder det en osäkerhet kring hur stora mängder mikroplast det förekommer i naturliga marina miljöer även om flera studier har utfört provtagningar på flera geografiska platser. Detta medför en svårighet vid bedömning av koncentrationer mikroplast och sediment som är representativa för verkligheten (Bråte et al. 2018). Koncentrationerna av mikroplaster som används i studier i nuläget är relativt höga till de mängder som förekommer genomsnittligt i miljön (Green et al. 2017). Studiernas syfte styr även målets och resultatets riktning. Flera av studierna, som visas i resultatet, har endast fokuserat på om organismen kan interagera med mikroplaster generellt och inte hur de påverkar organismen. Om syftet är att endast ta reda på om organismer interagerar med eller kan ta upp mikroplaster och väljer att vidare inte analysera efter konsekvenserna, kommer detta förbli endast spekulationer. Som Underwood et al. (2017) skriver: *“Simply noting the presence of a material does NOT identify that it is actually hazardous”*. För att med säkerhet kunna bedöma om det finns en koppling mellan mikroplaster och ekologisk påverkan så krävs det att flera steg görs och att kvantitativa data visar på faktiska effekter (Underwood et al. 2017).

Däremot går det, utifrån de studier som presenteras i tabell 1, säga att vid höga koncentrationer kan mikro-

plaster bli förtärda av vissa organismer och nå deras magtarmsystem. Det är känt att mikroplaster kan ha en viss påverkan på vissa individuella arter under kontrollerad och kortvarig exponering. Nästa steg för forskningen är att påvisa om partiklarna kan ge kroniska effekter efter långvarig exponering, då detta inte är känt (Van Cauwenberghe et al. 2013). Vidare krävs det mer forskning med syftet att undersöka om mikroplasterna kan ge effekter på hela populationer och ekosystem (Woodall et al. 2014; Ling et al. 2017; Rummel et al. 2017). Utifrån de artiklar som presenteras i resultatet (tabell 1) är det endast två studier som har haft en inriktning på att studera påverkan hos omgivande fauna (ovanpå och i sedimenten), i samband med ett habitat av ostron (eg. Green et al. 2016; Green et al. 2017).

5 Slutsatser

Utifrån denna litteraturstudie kan jag dra slutsatsen att mikroplaster förekommer i marina sediment, världen över. Därigenom påverkar flera faktorer mikroplasternas utbredning och sedimentationsprocesser. Det finns svårigheter kring bedömningen av hur stora mängder mikroplast det finns i marina miljöer. En av dem är risken för kontamination av sedimentproverna, vilket kan bidra med missvisande resultat. Forskning visar på att mikroplasterna kan utsättas för biologisk nedbrytning, en process som tar lång tid relativt andra naturliga nedbrytningsprocesser. Därför är det mest troligt att plastpartiklarna slutligen kommer att sedimenteras i marina bottensediment, som en eventuell sänka.

När plastpartiklarna har sedimenterats och ackumulerats kan bottenlevande organismer interagera med partiklarna. Konsekvenserna av denna interaktion är dokumenterat på individnivå vid höga koncentrationer. Mer forskning krävs för att kunna avgöra om mikroplaster kan förorsaka kroniska effekter på individer samt upptill hela marina populationer och ekosystem. För detta krävs en bättre förståelse kring koncentrationerna av mikroplast i marina sediment. Därmed krävs det att det finns en enighet mellan forskare om hur mikroplastmängden ska definieras, analyseras samt därigenom att kontaminationsriken tas i åtanke och förebyggs.

6 Tack

Jag vill tacka min handledare Helena Filipsson som har, med delat intresse, hjälp mig att genomföra detta arbete och varit tillgänglig för vägledning. Stort tack går även till de forskare som engagerat sig för att öka förståelsen, kunskapen och uppmärksamheten för mikroplaster i marina miljöer. Utan deras driv hade inte forskningen kommit till var den är idag och mikroplaster hade fortfarande varit ett mysterium. Jag vill vidare tacka mina medkursare och personal på geobiblioteket som har varit en stor hjälpsam hand och stöttande under arbetets gång. Tack för ert intresse för mitt arbete.

7 Referenser

- Allredge, A. & Silver, W. M., 1988: Characteristics, Dynamics and Significance of Marine Snow: *Prog, Oceanog* 20, 41-82.
- Andrady, A. L., 2011: Microplastics in the marine environment: *Mar Pollut Bull* 62, 1596-1605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030
- Aronsson, M., 2017: Vad är en främmande art? Hämtad 2018-05-11, från <https://www.artdatabanken.se/arter-och-natur/biologisk-mangfald/frammande-arter/>.
- Auta, H. S., Emenike, C. U. & Fauziah, S. H., 2017: Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions: *Environ Int* 102, 165-176. doi: 10.1016/j.envint.2017.02.013
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C. & Barlaz, M., 2009: Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments: *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364, 1985-1998. doi: 10.1098/rstb.2008.0205
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., Van Den Heuvel-Greve, M. J. & Koelmans, A. A., 2013: Effects of microplastic on fitness and PCB bioaccumulation by the lugworm *Arenicola marina* (L.): *Environ Sci Technol* 47, 593-600. doi: 10.1021/es302763x
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. & Canning-Clode, J., 2016: Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178, 189-195. doi: 10.1016/j.ecss.2015.12.003
- Browne, M. A. 2015: Sources and Pathways of Microplastics to Habitats. *1*, 229-244,
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. & Thompson, R., 2011: Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks: *Environ Sci Technol* 45, 9175-9179. doi: 10.1021/es201811s
- Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C., 2008: Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.): *Environ. Sci. Technol.* 42, 5026-5031.
- Browne, M. A., Galloway, T. S. & Thompson, R. C., 2010: Spatial patterns of plastic debris along Estuarine shorelines: *Environ Sci Technol* 44, 3404-3409. doi: 10.1021/es903784e
- Bråte, I. L. N., Blázquez, M., Brooks, S. J. & Thomas, K. V., 2018: Weathering impacts the uptake of polyethylene microparticles from toothpaste in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*): *Science of The Total Environment* 626, 1310-1318. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.01.141
- Carr, S. A., Liu, J. & Tesoro, A. G., 2016: Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants: *Water Res* 91, 174-182. doi: 10.1016/j.watres.2016.01.002

- Carson, H. S., Colbert, S. L., Kaylor, M. J. & Mcdermid, K. J., 2011: Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments: *Mar Pollut Bull* 62, 1708-1713. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.032
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. & Galloway, T. S., 2013: Microplastic ingestion by zooplankton: *Environ Sci Technol* 47, 6646-6655. doi: 10.1021/es400663f
- Collignon, A., Hecq, J. H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F. & Goffart, A., 2012: Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea: *Mar Pollut Bull* 64, 861-864. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.011
- Corcoran, P. L., Biesinger, M. C. & Grifi, M., 2009: Plastics and beaches: a degrading relationship: *Mar Pollut Bull* 58, 80-84. doi: 10.1016/j.marpolbul.2008.08.022
- Corcoran, P. L., Moore, C. J. & Jazvac, K., 2014: An anthropogenic marker horizon in the future rock record: *GSA Today* 24, 4-8. doi: 10.1130/GSAT-G198A.1
- Costa, M. F., Silva-Cavalcanti, J. S., Barbosa, C. C. & Barletta, M., 2011: Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem: *Journal of Coastal Research SI* 64, 339-343.
- Courtene-Jones, W., Quinn, B., Gary, S. F., Mogg, A. O. M. & Narayanaswamy, B. E., 2017: Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean: *Environ Pollut* 231, 271-280. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.026
- 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. & Duarte, C. M., 2014: Plastic debris in the open ocean: *Proc Natl Acad Sci U S A* 111, 10239-10244. doi: 10.1073/pnas.1314705111
- Dekiff, J. H., Remy, D., Klasmeier, J. & Fries, E., 2014: Occurrence and spatial distribution of microplastics in sediments from Norderney: *Environ Pollut* 186, 248-256. doi: 10.1016/j.envpol.2013.11.019
- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G. & Reisser, J., 2014: Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea: *PLOS ONE* 9, e111913. doi: 10.1371/journal.pone.0111913
- Eriksen, M., Maximenko, N., Thiel, M., Cummins, A., Lattin, G., Wilson, S., Hafner, J., Zellers, A. & Rifman, S., 2013: Plastic pollution in the South Pacific subtropical gyre: *Mar Pollut Bull* 68, 71-76. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.12.021
- Fischer, V., Elsner, N. O., Brenke, N., Schwabe, E. & Brandt, A., 2015: Plastic pollution of the Kuril-Kamchatka Trench area (NW pacific): *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 111, 399-405. doi: 10.1016/j.dsr2.2014.08.012
- Fok, L. & Cheung, P. K., 2015: Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution: *Mar Pollut Bull* 99, 112-118. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.050
- Frias, J. P., Gago, J., Otero, V. & Sobral, P., 2016: Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters: *Mar Environ Res* 114, 24-30. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.12.006
- Gerbersdorf, S. U. & Wieprecht, S., 2015: Biostabilization of cohesive sediments: revisiting the role of abiotic conditions, physiology and diversity of microbes, polymeric secretion, and biofilm architecture: *Geobiology* 13, 68-97. doi: 10.1111/gbi.12115
- Graham, E. R. & Thompson, J. T., 2009: Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368, 22-29. doi: 10.1016/j.jembe.2008.09.007
- Green, D. S., 2016: Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities: *Environ Pollut* 216, 95-103. doi: 10.1016/j.envpol.2016.05.043
- Green, D. S., Boots, B., O'connor, N. E. & Thompson, R., 2017: Microplastics Affect the Ecological Functioning of an Important Biogenic Habitat: *Environ Sci Technol* 51, 68-77. doi: 10.1021/acs.est.6b04496
- Hall, N. M., Berry, K. L. E., Rintoul, L. & Hoogenboom, M. O., 2015: Microplastic ingestion by scleractinian corals: *Marine Biology* 162, 725-732. doi: 10.1007/s00227-015-2619-7
- Harrison, J. P., Ojeda, J. J. & Romero-Gonzalez, M. E., 2012: The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments: *Sci Total Environ* 416, 455-463. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.078
- Harrison, J. P., Schratzberger, M., Sapp, M. & Osborn, A. M., 2014: Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms: *BMC Microbiology* 14, 1-15. doi: 10.1186/s12866-014-0232-4
- Hidalgo-Ruz, V. & Thiel, M., 2013: Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project: *Mar Environ Res* 87-88, 12-18. doi: 10.1016/j.marenvres.2013.02.015
- Hämer, J., Gutow, L., Kohler, A. & Saborowski, R., 2014: Fate of microplastics in the marine isopod *Idotea emarginata*: *Environ Sci Technol* 48, 13451-13458. doi: 10.1021/es501385y
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wileox, C., Siegler, R. T., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Lavender Law, K., 2015: Plastic waste inputs from land into ocean: *Science* 347, 768-771.
- Jayasiri, H. B., Purushothaman, C. S. & Vennila, A., 2013: Quantitative analysis of plastic debris

- on recreational beaches in Mumbai, India: *Mar Pollut Bull* 77, 107-112. doi: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.024
- Kaposi, K. L., Mos, B., Kelaher, B. P. & Dworjanyn, S. A., 2014: Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva: *Environ Sci Technol* 48, 1638-1645. doi: 10.1021/es404295e
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W. & Law, K. L., 2012: The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris: *Geophysical Research Letters* 39, n/a-n/a. doi: 10.1029/2012gl051116
- Kärman, A., Schönlau, C. & Engvall, M., 2016. Exposure and Effects of Microplastics on Wildlife. Örebro Universitet Report.
- Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J. & Reddy, C. M., 2010: Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre: *Science* 329, 1185-1188.
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M. & He, D., 2018: Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*: *Sci Total Environ* 619-620, 1-8. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.103
- Li, W. C., Tse, H. F. & Fok, L., 2016: Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects: *Sci Total Environ* 566-567, 333-349. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.084
- Ling, S. D., Sinclair, M., Levi, C. J., Reeves, S. E. & Edgar, G. J., 2017: Ubiquity of microplastics in coastal seafloor sediments: *Mar Pollut Bull* 121, 104-110. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.05.038
- Long, M., Moriceau, B., Gallinari, M., Lambert, C., Huvet, A., Raffray, J. & Soudant, P., 2015: Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates: *Marine Chemistry* 175, 39-46. doi: 10.1016/j.marchem.2015.04.003
- Lusher, A. L., Mchugh, M. & Thompson, R. C., 2013: Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel: *Mar Pollut Bull* 67, 94-99. doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.11.028
- Mai, L., Bao, L. J., Shi, L., Wong, C. S. & Zeng, E. Y., 2018: A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments: *Environ Sci Pollut Res Int*. doi: 10.1007/s11356-018-1692-0
- Martin, J., Lusher, A., Thompson, R. C. & Morley, A., 2017: The Deposition and Accumulation of Microplastics in Marine Sediments and Bottom Water from the Irish Continental Shelf: *Sci Rep* 7, 10772. doi: 10.1038/s41598-017-11079-2
- Masó, M., Garcés, E., Pagés, F. & Camp, J., 2003: Drifting plastic debris as a potential vector for dispersing Harmful Algal Bloom (HAB) species: *SCI. MAR.* 67, 107-111.
- Mathalon, A. & Hill, P., 2014: Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia: *Mar Pollut Bull* 81, 69-79. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.02.018
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. & Kaminuma, T., 2001: Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment: *Environ. Sci. Technol.* 35, 318-324. doi: 10.1021/es0010498
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S. & Newman, B., 2017: Microplastics in Sediment Cores from Asia and Africa as Indicators of Temporal Trends in Plastic Pollution: *Arch Environ Contam Toxicol* 73, 230-239. doi: 10.1007/s00244-017-0414-9
- Munari, C., Infantini, V., Scoconi, M., Rastelli, E., Corinaldesi, C. & Mistri, M., 2017: Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica): *Mar Pollut Bull* 122, 161-165. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.039
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. & Quinn, B., 2016: Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment: *Environ Sci Technol* 50, 5800-5808. doi: 10.1021/acs.est.5b05416
- NOAA, 2009: Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. In: C. Arthur, J. Barker & H. Bamford (red.) University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA, NOAA.
- Oberbeckmann, S., Kreikemeyer, B. & Labrenz, M., 2017: Environmental Factors Support the Formation of Specific Bacterial Assemblages on Microplastics: *Front Microbiol* 8, 2709. doi: 10.3389/fmicb.2017.02709
- Oberbeckmann, S., Loeder, M. G., Gerdt, G. & Osborn, A. M., 2014: Spatial and seasonal variation in diversity and structure of microbial biofilms on marine plastics in Northern European waters: *FEMS Microbiol Ecol* 90, 478-492. doi: 10.1111/1574-6941.12409
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. & Tyler, C. R., 2009: A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife: *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364, 2047-2062. doi: 10.1098/rstb.2008.0242
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H. & Li, D., 2017: Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China: *Environ Pollut* 225, 283-290. doi: 10.1016/j.envpol.2016.12.064
- Reddy, M. S., Shaik, B., Adimurthy, S. & Ramachandraiah, G., 2006: Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India:

- Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68, 656-660. doi: 10.1016/j.ecss.2006.03.018
- Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D. & Schmitt-Jansen, M., 2017: Impacts of Biofilm Formation on the Fate and Potential Effects of Microplastic in the Aquatic Environment: *Environmental Science & Technology Letters* 4, 258-267. doi: 10.1021/acs.estlett.7b00164
- Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Jung, S. W. & Shim, W. J., 2017: Combined Effects of UV Exposure Duration and Mechanical Abrasion on Microplastic Fragmentation by Polymer Type: *Environ Sci Technol* 51, 4368-4376. doi: 10.1021/acs.est.6b06155
- Stolte, A., Forster, S., Gerds, G. & Schubert, H., 2015: Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast: *Mar Pollut Bull* 99, 216-229. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.07.022
- Sudhakar, M., Doble, M., Murthy, P. S. & Venkatesan, R., 2008: Marine microbe-mediated biodegradation of low- and high-density polyethylenes: *International Biodeterioration & Biodegradation* 61, 203-213. doi: 10.1016/j.ibiod.2007.07.011
- Taylor, M. L., Gwinnett, C., Robinson, L. F. & Woodall, L. C., 2016: Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms: *Sci Rep* 6, 33997. doi: 10.1038/srep33997
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S. & Thompson, R. C., 2007: Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants: *Environmental Science & Technology* 41, 7759-7764.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. & Takada, H., 2009: Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife: *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 364, 2027-2045. doi: 10.1098/rstb.2008.0284
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E., 2004: Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*. 838 s.
- Underwood, A. J., Chapman, M. G. & Browne, M. A., 2017: Some problems and practicalities in design and interpretation of samples of microplastic waste: *Analytical Methods* 9, 1332-1345. doi: 10.1039/c6ay02641a
- Van, A., Rochman, C. M., Flores, E. M., Hill, K. L., Vargas, E., Vargas, S. A. & Hoh, E., 2012: Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California: *Chemosphere* 86, 258-263. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.09.039
- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbins, J. & Janssen, C. R., 2015: Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects: *Mar Environ Res* 111, 5-17. doi: 10.1016/j.marenvres.2015.06.007
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J. & Janssen, C. R., 2013: Microplastic pollution in deep-sea sediments: *Environ Pollut* 182, 495-499. doi: 10.1016/j.envpol.2013.08.013
- Wesch, C., Elert, A. M., Worner, M., Braun, U., Klein, R. & Paulus, M., 2017: Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data: *Sci Rep* 7, 5424. doi: 10.1038/s41598-017-05838-4
- Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A. & Da Ros, L., 2013: Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130, 54-61. doi: 10.1016/j.ecss.2013.03.022
- Willis, K. A., Eriksen, R., Wilcox, C. & Hardesty, B. D., 2017: Microplastic Distribution at Different Sediment Depths in an Urban Estuary: *Frontiers in Marine Science* 4. doi: 10.3389/fmars.2017.00419
- Woodall, L. C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R. C., Robinson, L. F. & Paterson, G. L., 2015: Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments: *Mar Pollut Bull* 95, 40-46. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.044
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E. & Thompson, R. C., 2014: The deep sea is a major sink for microplastic debris: *Royal Society Open Science* 1. doi: 10.1098/rsos.140317
- Wright, S. L., Thompson, R. C. & Galloway, T. S., 2013: The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review: *Environ Pollut* 178, 483-492. doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031
- Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yamaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y. & Oda, K., 2016: A bacterium that degrades and assimilates poly(ethylene terephthalate): *Science* 351, 1196-1199.
- Zalasiewicz, J., Waters, C. N., Ivar Do Sul, J. A., Corcoran, P. L., Barnosky, A. D., Cearreta, A., Edgeworth, M., Galuszka, A., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Steffen, W., Summerhayes, C., Wagemann, M., Williams, M., Wolfe, A. P. & Yonah, Y., 2016: The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene: *Anthropocene* 13, 4-17. doi: 10.1016/j.ancene.2016.01.002
- Zettler, E. R., Mincer, T. J. & Amaral-Zettler, L. A., 2013: Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris: *Environ Sci Technol* 47, 7137-7146. doi: 10.1021/es401288x

**Tidigare skrifter i serien
”Examensarbeten i Geologi vid Lunds
universitet”:**

482. Martell, Josefin, 2016: A study of shock-metamorphic features in zircon from the Siljan impact structure, Sweden. (15 hp)
483. Rosvall, Markus, 2016: Spår av himlakroppskollisioner - bergarter i nedslag-skratrar med fokus på Mien, Småland. (15 hp)
484. Olausson, My, 2016: Resistivitets- och IP-mätningar på den nedlagda deponin Gustavsfält i Halmstad. (30 hp)
485. Plan, Anders, 2016: Markradar- och resistivitetsmätningar – undersökningar utav korrosionsförhöjande markegenskaper kring fjärrvärmeledningar i Ängelholm. (15 hp)
486. Jennerheim, Jessica, 2016: Evaluation of methods to characterise the geochemistry of limestone and its fracturing in connection to heating. (45 hp)
487. Olsson, Pontus, 2016: Ekologiskt vatten från Lilla Klåveröd: en riskinventering för skydd av grundvatten. (15 hp)
488. Henriksson, Oskar, 2016: The Dynamics of Beryllium 10 transport and deposition in lake sediments. (15 hp)
489. Brådenmark, Niklas, 2016: Lower to Middle Ordovician carbonate sedimentology and stratigraphy of the Pakri peninsula, north-western Estonia. (45 hp)
490. Karlsson, Michelle, 2016: Utvärdering av metoderna DCIP och CSIA för identifiering av nedbrytningszoner för klorerade lösningsmedel: En studie av Färgaren 3 i Kristianstad. (45 hp)
491. Elali, Mohammed, 2016: Flygsanddyners inre uppbyggnad – georadarundersökning. (15 hp)
492. Preis-Bergdahl, Daniel, 2016: Evaluation of DC Resistivity and Time-Domain IP Tomography for Bedrock Characterisation at Önnestöv, Southern Sweden. (45 hp)
493. Kristensson, Johan, 2016: Formation evaluation of the Jurassic Stø and Nordmela formations in exploration well 7220/8-1, Barents Sea, Norway. (45 hp)
494. Larsson, Måns, 2016: TEM investigation on Challapampa aquifer, Oruro Bolivia. (45 hp)
495. Nylén, Fredrik, 2017: Utvärdering av borrhålskartering avseende kalksten för industriella ändamål, File Hajdarbrottet, Slite, Gotland. (45 hp)
496. Mårdh, Joakim, 2017: A geophysical survey (TEM; ERT) of the Punata alluvial fan, Bolivia. (45 hp)
497. Skoglund, Wiktor, 2017: Provenansstudie av detritala zirkoner från ett guldförande alluvium vid Ravlunda skjutfält, Skåne. (15 hp)
498. Bergcrantz, Jacob, 2017: Ett fönster till Kattegatts förflutna genom analys av bottenlevande foraminiferer. (15 hp)
499. O'Hare, Paschal, 2017: Multiradionuclide evidence for an extreme solar proton event around 2610 BP. (45 hp)
500. Goodship, Alastair, 2017: Dynamics of a retreating ice sheet: A LiDAR study in Värmland, SW Sweden. (45 hp)
501. Lindvall, Alma, 2017: Hur snabbt påverkas och nollställs luminiscenssignaler under naturliga ljusförhållanden? (15 hp)
502. Sköld, Carl, 2017: Analys av stabila isotoper med beräkning av blandningsförhållande i ett grundvattenmagasin i Älvkarleby-Skutschär. (15 hp)
503. Sällström, Oskar, 2017: Tolkning av geofysiska mätningar i hammarborrhål på södra Gotland. (15 hp)
504. Ahrenstedt, Viktor, 2017: Depositional history of the Neoproterozoic Visingsö Group, south-central Sweden. (15 hp)
505. Schou, Dagmar Juul, 2017: Geometry and faulting history of the Long Spur fault zone, Castle Hill Basin, New Zealand. (15 hp)
506. Andersson, Setina, 2017: Skalbärande marina organismer och petrografi av tidig-campanska sediment i Kristianstadsbassängen – implikationer på paleomiljö. (15 hp)
507. Kempengren, Henrik, 2017: Förorenings-spridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön. (15 hp)
508. Ekborg, Charlotte, 2017: En studie på samband mellan jordmekaniska egenskaper och hydrodynamiska processer när erosion påverkar släntstabiliteten vid ökad nederbörd. (15 hp)
509. Silvé, Björn, 2017: LiDARstudie av glaciala landformer sydväst om Söderåsen, Skåne, Sverige. (15 hp)
510. Rönning, Lydia, 2017: Ceratopsida dinosauriers migrationsmönster under krittiden baserat på paleobiogeografi och fylogeni. (15 hp)
511. Engleson, Kristina, 2017: Miljökonsekvensbeskrivning Revinge brunnsfält. (15 hp)
512. Ingered, Mimmi, 2017: U-Pb datering av zirkon från migmatitisk gnejs i Delsjöområdet, Idefjordenterrängen. (15 hp)
513. Kervall, Hanna, 2017: EGS - framtidens geotermiska system. (15 hp)
514. Walheim, Karin, 2017: Kvartsmineralogins betydelse för en lyckad luminis-

- censdatering. (15 hp)
515. Aldenius, Erik, 2017: Lunds Geotermisystem, en utvärdering av 30 års drift. (15 hp)
516. Aulin, Linda, 2017: Constraining the duration of eruptions of the Rangitoto volcano, New Zealand, using paleomagnetism. (15 hp)
517. Hydén, Christina Engberg, 2017: Drumlinerna i Löberöd - Spår efter flera isrörelseriktningar i mellersta Skåne. (15 hp)
518. Svantesson, Fredrik, 2017: Metodik för kartläggning och klassificering av erosion och släntstabilitet i vattendrag. (45 hp)
519. Stjern, Rebecka, 2017: Hur påverkas luminiscenssignaler från kvarts under laboratorieförhållanden? (15 hp)
520. Karlstedt, Filippa, 2017: P-T estimation of the metamorphism of gabbro to garnet amphibolite at Herrestad, Eastern Segment of the Sveconorwegian orogen. (45 hp)
521. Önnervik, Oscar, 2017: Ooider som naturliga arkiv för förändringar i havens geokemi och jordens klimat. (15 hp)
522. Nilsson, Hanna, 2017: Kartläggning av sand och naturgrus med hjälp av resistivitetmätning på Själland, Danmark. (15 hp)
523. Christensson, Lisa, 2017: Geofysisk undersökning av grundvattenskydd för planerad reservvattentäkt i Mjölkalånga, Hässleholms kommun. (15 hp)
524. Stamsnijder, Joaen, 2017: New geochronological constraints on the Klipriviersberg Group: defining a new Neorchean large igneous province on the Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
525. Becker Jensen, Amanda, 2017: Den eocena Furformationen i Danmark: exceptionella bevaringstillstånd har bidragit till att djurs mjukdelar fossiliserats. (15 hp)
526. Radomski, Jan, 2018: Carbonate sedimentology and carbon isotope stratigraphy of the Tallbacken-1 core, early Wenlock Slite Group, Gotland, Sweden. (45 hp)
527. Pettersson, Johan, 2018: Ultrastructure and biomolecular composition of sea turtle epidermal remains from the Campanian (Upper Cretaceous) North Sulphur River of Texas. (45 hp)
528. Jansson, Robin, 2018: Multidisciplinary perspective on a natural attenuation zone in a PCE contaminated aquifer. (45 hp)
529. Larsson, Alfred, 2018: Rb-Sr sphalerite data and implications for the source and timing of Pb-Zn deposits at the Caledonian margin in Sweden. (45 hp)
530. Balija, Fisnik, 2018: Stratigraphy and pyrite geochemistry of the Lower–Upper Ordovician in the Lerhamn and Fågelsång -3 drill cores, Scania, Sweden. (45 hp)
531. Höglund, Nikolas, 2018: Groundwater chemistry evaluation and a GIS-based approach for determining groundwater potential in Mörbylånga, Sweden. (45 hp)
532. Haag, Vendela, 2018: Studie av mikrostrukturer i karbonatslagkägglor från nedslagsstrukturen Charlevoix, Kanada. (15 hp)
533. Hebrard, Benoit, 2018: Antropocen – vad, när och hur? (15 hp)
534. Jancsak, Nathalie, 2018: Åtgärder mot kusterosion i Skåne, samt en fallstudie av erosionskydden i Löderup, Ystad kommun. (15 hp)
535. Zachén, Gabriel, 2018: Mesosideriter – redogörelse av bildningsprocesser samt SEM-analys av Vaca Muertameteoriten. (15 hp)
536. Fägersten, Andreas, 2018: Lateral variability in the quantification of calcareous nannofossils in the Upper Triassic, Austria. (15 hp)
537. Hjertman, Anna, 2018: Förutsättningar för djupinfiltration av ytvatten från Ivösjön till Kristianstadbassängen. (15 hp)
538. Lagerstam, Clarence, 2018: Varför svalde svanödlor (Reptilia, Plesiosauria) stenar? (15 hp)
539. Pilser, Hannes, 2018: Mg/Ca i bottenlevande foraminiferer, särskilt med avseende på temperaturer nära 0°C. (15 hp)
540. Christiansen, Emma, 2018: Mikroplast på och i havsbotten - Utbredningen av mikroplaster i marina botten sediment och dess påverkan på marina miljöer. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET