

Magnus Land

Effekter av nano- och mikroplastpartiklar på plankton och marina ekosystem



M. Land (2015): **Effekter av nano- och mikroplastpartiklar på plankton och marina ekosystem.**
En kunskapsöversikt. EviEM, Stockholm.

Tryck: US-AB, Stockholm, 2015

Omslagsfoto: Steven Zeff / Azote

Effekter av nano- och mikroplastpartiklar på plankton och marina ekosystem

En kunskapsöversikt

Magnus Land

Sammanfattning

Mikroskopiskt små plastpartiklar finns överallt i haven, och på senare tid har ett ökande intresse för deras eventuella effekter vuxit fram. Mikroplaster (<5 mm) kan påverka marina organismer på flera sätt: fysiskt genom att blockera eller på annat sätt störa viktiga organ; kemiskt genom att giftiga ämnen lakas ut ur dem; samt genom att fungera som substrat för organismer som behöver en yta att växa på eller fästa sig vid. Nästan alla fältstudier som påträffats i denna kunskapsöversikt över mikroplaster i den marina miljön har ägnats åt att dokumentera förekomsten av plastpartiklar snarare än effekterna av dem. Flera av författarna påpekar dock att det finns ett brådskande behov av att studera sådana effekter. Under de senaste åren har ett begränsat antal laboratoriestudier ägnats åt olika effekter av mikroplaster på marina organismer. För närvarande är forskningsunderlaget dock inte tillräckligt stort för att en systematisk utvärdering i ämnet ska vara meningsfull.

Bakgrund

Plast är ett av de mest använda och samtidigt mest mångskiftande material som finns. Den globala produktionen var under 2012 cirka 288 miljoner ton (PlasticsEurope, 2013). År 2007 utgjordes produktionen till 24 % av polypropylen (PP), till 21 % av polyeten (PE) och till 19 % av polyvinylklorid (PVC) (Andrady, 2011). Som en direkt följd av plastanvändningen i samhället har stora mängder plastavfall hamnat i haven. Plastavfallet i den marina miljön kan delas in i fyra olika ursprungskategorier: turistrelaterat skräp längs kusterna, avloppsrelaterat skräp, fiskerelaterat skräp och fartygsrelaterat skräp (Allsopp et al., 2006). Det har uppskattats att 20 % av det marina plastskräpet kommer från havsbaserade källor, medan resterande 80 % kommer från landbaserade källor (Allsopp et al., 2006). Jambeck et al. (2015) beräknade att mellan 4,8 och 12,7 miljoner ton plastskräp tillfördes havet från sammanlagt 192 kustnationer enbart under 2010.

Plastpartiklarna i haven varierar i storlek från enstaka nanometer till mycket stora objekt. De flesta plaster har fysiska egenskaper som gör att åldrande och biologisk nedbrytning går mycket långsamt. När plasterna utsätts för UV-strålning från solen, atmosfärens oxiderande egenskaper och vattnets hydrolyserande verkan blir de skörare och bryts upp i mindre och mindre bitar (Moore, 2008). Fragmenteringen kan även påskyndas av vågrörelser och nötning mot sand (Eriksson & Burton, 2003). På så sätt kan mängden små plastpartiklar i haven förväntas öka med tiden även om tillförseln av plast totalt skulle upphöra, något som i sig är ganska osannolikt inom överskådlig framtid. Det råder inget tvivel om att nanometerstora plastpartiklar kan bildas genom vittring av plastskräp (Andrady, 2011). Så små partiklar brukar dock ofta gyttras samman i större klumpar eller lösa ansamlingar med andra material. Nanopartiklar som ingår i sådana större enheter kan fortfarande påverka marina organismer (Ward & Kach, 2009), men det är inte känt om de orsakar samma fysiologiska effekter som de primära nanopartiklarna (Andrady, 2011).

Hidalgo-Ruz et al. (2012) delade in ursprunget till mikroplaster (<5 mm) i primära och sekundära källor. De primära källorna bidrar med plastpartiklar som var små redan vid tillverkningen (t.ex. scrubbers i hudvårdsprodukter och plastgranulat som är råmaterial till andra plastprodukter), medan de sekundärt bildade partiklarna uppkommer genom fragmentering av större partiklar. För närvarande är sekundära partiklar sannolikt den dominerande källan till mikroplaster i havsmiljön. Under 1970-talen till 1990-talen var primära plastpellets mycket vanliga, men deras betydelse har minskat under senare år (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Numera har plastskräp påträffats i nästan alla marina habitat. Knappt hälften (46 %) av plastmaterialet flyter och förblir flytande tills det spolats upp på land eller sjunker till botten genom att det ackumulerar påväxt (Murray & Cowie, 2011) eller ökar i densitet på grund av vittringsprocesser (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Plastpartiklar kan också transporteras i vertikal led genom vinddriven vattenomblandning (Kukulka et al., 2012) eller genom att de tas upp av organismer som senare förflyttar sig nedåt. Faktum är att mikroplaster även har påträffats i de översta sedimentlagren ute i djuphaven (Van Cauwenberghe et al., 2013). Några sedimentprover där mikroplaster har påvisats kommer från djup större än 5000 meter.

I Atlanten och Stilla havet har antalet mikroplastpartiklar (280-505 μm) som fångats in med zooplanktonnät i kustvatten eller öppet hav varierat mellan noll och 32,8 partiklar/ m^3 (medel $\pm 1\text{SD} = 1,9 \pm 5,3$). Utanför Sydkoreas kust har liknande mängder partiklar (0,4-54,5 / m^3) samlats in med en Mantatrål där filteröppningarna var 300 μm (Song et al., 2014). I svenska kustvatten fångade Norén

(2007) in upp till 100 000 gånger fler partiklar med ett 80 µm nät (150-2400 partiklar/m³) än med ett 450 µm nät (0,01-0,14 partiklar/m³). En mycket hög koncentration av plastpartiklar i storleken 0,5-2 mm (102 000 partiklar/m³) påvisades utanför en produktionsanläggning för polyeten. Ännu högre koncentrationer har rapporterats i en annan nyligen publicerad svensk studie som bygger på provtagning av partiklar av storleksklasserna >10 µm och >300 µm (Norén et al., 2014).

Mikroplastskräp förekommer inte bara i vatten och sediment utan har även detekterats i många marina organismer (Cole et al., 2013). Biologiska effekter av mikroplastpartiklar kan orsakas av partiklarnas fysiska egenskaper eller av kemiska substanser som lakas ut ur partiklarna. Partiklarna kan förväxlas med föda, vilket kan leda till undernäring eller svält, och de kan blockera viktiga organ. Kemiska substanser som lakas ut från partiklarna kan antingen utgöra en del av plastmaterialet (s.k. additiv) eller bestå av föroreningar som adsorberats på plastpartiklarnas ytor. Mato et al. (2000) fann att plastpellets kan spela en roll för transporten av föroreningar i den marina miljön. Studier har visat att plast kan adsorbera stora mängder PAH (Teuten et al., 2007) och PCB (Pascall et al., 2005), samt att dessa ämnen kan föras vidare till organismer (Teuten et al., 2009). Även Rochman et al. (2013) visade att plastpartiklar kan fungera som vektorer för överföring av persistenta, bioackumulerande och toxiska ämnen (PBT-ämnen) från vattnet till näringsväven. I en litteraturöversikt av Engler (2012) drogs slutsatsen att plasticskräp på detta sätt kan få skadliga effekter på hela näringsväven inklusive människan, även om komplexiteten är stor och det råder betydande osäkerhet kring plastpartiklarnas kinetiska och termodynamiska växelverkan med omgivningen.

Eftersom plast och PBT-ämnen har extremt lång livslängd i haven krävs en förebyggande strategi för att riskerna ska kunna minimeras. Man bör dock hålla i åtanke att i princip allt organiskt material i haven kan agera som vektorer för adsorberade föroreningar. De ämnen som adsorberas av plastpartiklar utgör endast en liten del av den totala mängden föroreningar i havsmiljön, och de skulle i allt väsentligt ha funnits där även i plasternas frånvaro. De additiv som ingår i plastpartiklarna har däremot tillförts havsmiljön med plasterna. För att studera effekter orsakade av plaster kan det vara mer relevant att undersöka effekter av additiv än att studera effekter av adsorberade ämnen.

Problematiken kring plasticskräp i miljön har tagits upp i Europeiska Unionens ramdirektiv om en marin strategi som antogs 2008 (Europeiska kommissionen, 2008).

Val av ämnesområde

Innehållet i detta dokument togs ursprungligen fram som beslutsunderlag för Mistra EviEMs exekutivkommitté, som avgör vilka frågor EviEM ska utvärdera. Ett viktigt kriterium för att en fråga ska bli föremål för systematisk utvärdering är att det finns intressenter eller användare som anser att frågan är relevant och har ett behov av att den blir belyst.

Vid ett allmänt intressentmöte som Mistra EviEM anordnade 2012 anmäldes behov av en systematisk utvärdering av plastpartiklars effekter i havsmiljön. En sådan utvärdering vore av intresse för Havs- och vattenmyndigheten, den myndighet som ansvarar för det nationella miljömålet "Hav i balans samt levande kust och skärgård". Bland andra intressenter inom detta ämnesområde kan nämnas

fiskerinäringen, miljöorganisationer och plastindustrin. Även forskare och forskningsråd kan vara intresserade av frågan, speciellt om det går att identifiera kunskapsluckor.

Mistra EviEM har tidigare publicerat en engelskspråkig förstudie där den föreslagna utvärderingsfrågan löd "What are the effects of plastic particles on growth and mortality of marine organisms?" (<http://www.eviem.se/en/publications/pilot-studies/the-effects-of-plastic-particles-in-seawater/>). I denna förstudie, som inte avsåg någon specifik storleksfraktion bland partiklarna, konstaterades att det finns ett betydande antal litteraturöversikter som behandlar området ganska uttömmande, men att studierna i allmänhet har undersökt förekomsten av plasticskräp snarare än dess effekter. Flertalet effektstudier har utförts på ett sådant sätt att det är svårt att kvantitativt syntetisera resultaten i en systematisk utvärdering (det handlar ofta om fallstudier av enskilda individer av en viss art som påträffats med skador orsakade av plastpartiklar). Inte sällan handlar rapporterna om stora djur såsom delfiner, sköldpaddor och sjöfåglar, hos vilka skador av det slaget kan orsaka avsevärt lidande.

År 2014 fick Mistra EviEMs sekretariat i uppdrag av exekutivkommittén att närmare undersöka om det är möjligt att genomföra en systematisk utvärdering av nanoplastpartiklars effekter på mindre organismer vid de marina ekosystemens bas, och på ekosystemen som sådana.

Formulering av utvärderingsfråga

Ordet "nanopartiklar" antyder partiklar vars storlek är mindre än 1 μm . Så små partiklar är sällan beskrivna i litteraturen om plasticskräp i miljön. En mycket vanligare och allmänt accepterad term är "mikroplaster", vid en internationell workshop om plaster i den marina miljön provisoriskt definierad som plastpartiklar mindre än 5 mm (Arthur et al., 2009). Hidalgo-Ruz et al. (2012) noterade i en litteraturöversikt att flertalet studier hade rapporterat om mikroplaster av två huvudsakliga storleksfraktioner, 1-500 μm och 500 μm -5 mm. De rekommenderade att även framtida studier och övervakningsprogram bör använda sig av den indelningen.

I svenska kustvatten använde Norén (2007) nät med maskstorlekarna 80 μm och 450 μm för att samla in mikroplaster. I en senare svensk undersökning användes maskstorlekarna 10 μm och 300 μm (Norén et al., 2014). Cole et al. (2013) hävdade att provtagning av mikroplaster i den storleksordningen bara förekommer undantagsvis, och att det för närvarande inte finns nog med data för att koncentrationerna av sådana partiklar i miljön ska kunna uppskattas på ett tillförlitligt sätt. Samma författare drog också slutsatsen att svårigheterna med provtagning och extraktion och bristen på standardiserade metoder innebär att mikroplaster fortfarande utgör en otillräckligt utforskad del av plasticskräpet i havsmiljön, samt att det ännu inte finns några jämförbara data om partiklar mindre än 333 μm . En undersökning av Song et al. (2014) visade att mängden insamlade plastpartiklar och de insamlade partiklarnas egenskaper var starkt beroende av provtagningsmetoden och av vilken del av vattenmassan som provtogs (bulkprov eller ytvattenprov).

Givet att det fortfarande finns flera oklarheter beträffande provtagningen av mycket små partiklar, och att plankton kan få i sig partiklar större än 1 μm (Wilson, 1973), är det rimligt att en eventuell systematisk utvärdering inte begränsas till nanopartiklar utan även innefattar mikropartiklar. Således

kan en utvärderingsfråga formuleras som "Vilka effekter har nano- och mikroplastpartiklar på plankton och deras ekosystem"?

Den föreslagna frågan består av följande element:

- Population/subjekt: planktonorganismer och de ekosystem de lever i
- Exponering: förekomst av nano- och mikroplastpartiklar
- Komparator: ingen exponering
- Utfall: förändringar i planktonsamhällen och/eller i ekosystemfunktioner

Metod

Sökning efter relevant litteratur och sällning av påträffade artiklar har i viss mån genomförts systematiskt, även om sökningarna inte har varit lika omfattande som de normalt är i EviEM:s systematiska utvärderingar. Endast en litteraturlösningsdatabas (Web of Science) har använts vid sökningarna. Ingen systematisk sökning efter grålitteratur har gjorts, men däremot har bibliografier i litteraturöversikter genomförts efter studier som inte fångats upp av de ordinarie sökningarna. Därutöver har sökningar på internet utförts med sökmotorn Google. I Tabell 1 nedan visas vilka söksträngar som använts i Web of Science och hur många träffar de genererade.

Tabell 1. Söksträngar som använts i Web of Science och motsvarande antal träffar¹⁾.

Sökning	Söksträng	Antal träffar
1	TOPIC: (nano* or micro*) and *plastic and (ecosystem or *plankton)	226
2	TOPIC: (nano* or micro*) and *plastic and ecosystem and *plankton	20
3	TOPIC: (nano* or micro*) and ecosystem and *plankton	3 763
4	TOPIC: (nano* or micro*) and ecosystem	28 641
5	TOPIC: (nano* or micro*) and *plastic and *particle and (plankton or ecosystem)	5
6	TOPIC: particles and plankton	1 184
7	TOPIC: particles and "ecosystem functioning"	58
8	TOPIC: particles and plankton and "ecosystem functioning"	4

¹⁾Sökningarna utfördes 2014-09-22, men artiklar som publicerats efter detta datum har också beaktats i denna översikt.

Vetenskaplig grund

En stor del av den sentida vetenskapligt granskade litteraturen om mikroplaster i den marina miljön har sammanfattats i en litteraturöversikt av Ivar do Sul & Costa (2014). Där kategoriserades de granskade studierna utifrån vilket huvudfokus de hade (se Tabell 2). De kategorier som är mest relevanta för denna kunskapsöversikt är "mikroplaster i planktonprover" och "mikroplastintag av evertebrater". Alla artiklar i den förstnämnda kategorin (mikroplaster i planktonprover) rapporterar om fältstudier. Marin nedskräpning med syntetiska fibrer dokumenterades först av Buchanan (1971). Carpenter and Smith (1972) dokumenterade förekomsten av plastpellets och plastfragment i havsmiljön. I en av studierna (Thompson et al., 2004) gjordes även några laboratorieförsök där författarna såg att mikroplastpartiklar äts av märkräfter, sandmaskar och rankfotingar. Nästan alla studier i den första kategorin diskuterade potentiella effekter av mikroplaster på plankton och ekosystem, men ingen av dem gjorde något försök att kvantifiera eller på andra sätt bedöma sådana effekter. Collignon et al. (2012) hävdade att många aspekter på mikroplasters utbredning och miljöeffekter behöver utforskas mer, och att de fysiologiska effekterna av mikroplastintag är dåligt kända. Det är känt att intag av mikroplastpartiklar förekommer hos filtrerare vid näringsvävens bas, men någon kvantifiering av detta har inte gjorts (Moore, 2008).

Tabell 2. Studier sammanställda i litteraturöversikt av Ivar do Sul & Costa (2014).

Huvudsakligt fokus	Totalt antal	Fältstudier	Labstudier	Effektstudier
Mikroplaster i planktonprover	25 ¹⁾	22	1	0
Evertebraters intag av mikroplaster	11	3	10	7
Vertebraters intag av mikroplaster	26	²⁾	²⁾	²⁾
Mikroplaster i sediment	22	²⁾	²⁾	²⁾
Interaktion mellan mikroplaster och föroreningar	17	²⁾	²⁾	²⁾

¹⁾ Tre av artiklarna saknade planktonprov.

²⁾ Ej kontrollerat i denna kunskapsöversikt.

Den andra kategorin av studier (evertebraters intag av mikroplaster) som granskats av Ivar do Sul & Costa (2014) dominerades av laboratoriestudier, och i sju av dem kvantifierades eller bedömdes olika effekter eller s.k. endpoints. Tre av artiklarna rapporterade också om fältundersökningar, men där gjordes inga bedömningar av effekter på växter eller djur. De huvudsakliga iakttagelserna i studierna av evertebraters intag av mikroplaster är sammanställda i Tabell 3. Endast en studie (Cole et al., 2013) undersökte planktons intag av mikroplaster. Där visades att plastpartiklar av storleken 7,3 µm (>4000 ml⁻¹) signifikant minskade algernas förmåga att inta föda, och att mikroplaster kan ha negativ inverkan på zooplanktons hälsa och funktion.

Tabell 3. Studier som fokuserat på evertebraters intag av mikroplaster (enligt sammanställning av Ivar do Sul & Costa, 2014).

Referens	Fält-studie	Lab-studie	Effekt-studie	Studieobjekt och huvudsakliga iakttagelser
Thompson et al. (2004)		X		Märkräffor (detritivorer), sandmaskar (bottenätare), och rankfotingar (filtrerare). Samtliga organismer visade på intag av mikroplast.
Browne et al. (2008)		X	X	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>). Inga kortsiktiga effekter av vare sig 2 eller 4-16 µm PS-partiklar (0,51 g/l) observerades.
Graham & Thompson (2009)		X		Sjögurkor (<i>Thyonella gemmate</i> , <i>Holothuria floridana</i> , <i>Holothuria grisea</i> , <i>Cucumaria frondosa</i>). Intag av PVC- och nylonfragment var större än vad som förväntades baserat på plast/sandkorn-förhållandet.
Murray & Cowie (2011)	X	X		Havskräfta. 83 % av individerna som provtogs utanför floden Clyde i Skottland hade plast (främst filament) i sina magar.
Braid et al. (2012)	X			Strandade Humboldtbläckfiskar (<i>Dosidicus gigas</i>) på Chesterman Beach, BC, Kanada. Plastpellets konstaterades i sex av 17 magar vid ett tillfälle och i två av 13 magar vid ett annat tillfälle.
Wegner et al. (2012)		X	X	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>), PS-nanopartiklar (30 nm, 0.1-0.3 g/l), Produktion av pseudofaeces och reducerad filtreringsaktivitet kan långsiktigt leda till svält.
von Moos et al. (2012)		X	X	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>). <80 µm HDPE (2.5 g/l), signifikant ökning av granulombildning och signifikant minskning av membranstabiliteten hos lysosomer (LMS). Ingen effekt observerades hos biomarkörer för oxyradikalskador (lipofuscinackumulering), störningar i lipidmetabolism (neutral lipid content) eller condition index.
Besseling et al. (2013)		X	X	Sandmask (<i>Arenicola marina</i>), positiv korrelation mellan koncentration av mikroplast och viktnedgång för <i>A. marina</i> . En minskning av födointaget observerades vid en PS-halt av 7,4 % torr vikt. En så låg halt som 0,074 % ökade bioackumuleringen av PCB med en faktor 1,1-3,6.
Cole et al. (2013)		X	X	Zooplankton (Copepoda, Tunicata, Euphausiacea, Chaetognatha, Cnidaria, Mollusca, Decapoda). 7.3 µm mikroplast (>4000 mL ⁻¹) minskade intaget av alger signifikant. Indikerar att mikroplaster kan ha negativ inverkan på zooplanktons hälsa och funktion.
Farrell & Nelson (2013)		X	X	Blåmussla (<i>Mytilus edulis</i>) och strandkrabba (<i>Carcinus maenas</i>), 0.5 µm PS-sfärer (ungefär 10 ⁹ partiklar/l). Mängden partiklar som överfördes från <i>Mytilus edulis</i> till <i>Carcinus maenas</i> var liten.
Ugolini et al. (2013)	X	X	X	Strandhoppare (<i>Talitrus saltator</i>), 10-45 µm PE-sfärer (10 vikt-% i födan). Preliminära undersökningar visade inga effekter av mikropartiklarna på överlevnaden i laboratoriemiljö. Strandhoppare kan svälja mikroplastpartiklar även i sin naturliga miljö.

Koncentrationerna av nano- och mikroplastpartiklar är i de flesta av studierna betydligt högre än vad som observerats i den marina miljön. Exempelvis studerade Cole et al. (2013) polystyrenpartiklar i koncentrationsintervallet 4000-25000 per milliliter. Även om partikelstorlekarna skiljer sig något är dessa koncentrationer 4-5 tiopotenser högre än den högsta halt som av Norén et al. (2014) uppmätts i svenska kustvatten. I en nyligen publicerad studie som inte finns med i litteratursammanställningen av Ivar do Sul & Costa (2014) visade Besseling et al. (2014) att nanoplastpartiklar (av polystyren) i

koncentrationer på 0,22-103 mg/l påverkar tillväxten hos *Scenedesmus obliquus* och fortplantningen hos *Daphnia magna*. Författarna framhöll dock att dessa koncentrationer är mycket högre än vad som påträffats både i marin miljö och i sötvatten. Bhattacharya et al. (2010), som studerade fysisk adsorption av nanoplastpartiklar (20 nm, 0,08-0,8 mg/ml) på två algsläkter, *Chlorella* och *Scenedesmus*, visade att plastpartiklarna hindrade algernas fotosyntes, möjligen genom att blockera tillgången på ljus och koldioxid. Studien visade också att adsorptionen av plastpartiklarna främjade algernas produktion av ROS (reaktiva syreföreningar som kan bildas naturligt vid vanlig metabolism, men nivåerna kan öka vid försämrad livsmiljö och orsaka skador på cellstrukturen). En sådan respons hos algerna skulle kunna påverka den akvatiska näringskedjan. Efter studier av blåmusslor (*Mytilus edulis*) drog Wegner et al. (2012) slutsatsen att polystyrenpartiklar (30 nm) kan orsaka produktion av pseudofaeces (som kostar energi) och en reduktion av filtreringsaktiviteten som på lång sikt kan leda till svält. Även de två sistnämnda studierna var laboratorieundersökningar där författarna använde betydligt högre koncentrationer av plastpartiklar än vad som kan förväntas i dagens marina miljö.

Förutom de studier som redan nämnts har ytterligare ett begränsat antal artiklar om samspelet mellan biota och nanopartiklar påträffats under arbetet med denna kunskapsöversikt. I de fallen har forskarna använt andra material än plast, exempelvis oxider, metaller eller nanopartiklar av kol. Dessa material har visat varierande grad av giftighet för alger (Hund-Rinke & Simon, 2006), zooplankton (Lovern & Klaper, 2006; Templeton et al., 2006), dafnier (Roberts et al., 2007), zebrafiskembryon (Usenko et al., 2008; Zhu et al., 2007), musslor (Gagne et al., 2008), löja (Zhu et al., 2006), regnbåge (Federici et al., 2007; Smith et al., 2007) och zebrafisk (Asharani et al., 2008; Griffitt et al., 2008), men det är oklart hur tillämpbara sådana resultat är på polymernanopartiklar (Andrady, 2011). Oorganiska nanopartiklar kan genom ytadsorption bära med sig en viss mängd persistenta organiska föroreningar (POPs), men plastpartiklar bör kunna ta upp betydligt större kvantiteter av både matrisbundna och adsorberade POPs.

Intag av mikroplaster har även påvisats i några tidigare studier som inte nämns i litteraturöversikten av Ivar do Sul & Costa (2014), exempelvis hos små kräftdjur (*Acartia tonsa*) (Wilson, 1973), olika utvecklingsstadier hos hoppkräftor (*Calanus pacificus*) (Fernandez, 1979; Frost, 1977; Huntley et al., 1983), dinoflagellater (*Oxyrrhis marina*) (Hammer et al., 1999), ringmasklarver (*Galeolaria caespito*) (Bolton & Havenhand, 1998), flimmerdjur (Christaki et al., 1998; Juchelka and Snell, 1995) samt tagghudingslarver (Hart, 1991). De flesta av dessa studier var dock inriktade mot födointagsmekanismer och födoselektering snarare än intag av plastpartiklar och eventuella effekter av sådant intag.

Chan & Witting (2012) undersökte i en laboratoriestudie hur mikroplaster (90-106 µm) påverkar födointaget hos salper (*Thalia longicauda*, *Ritteriella amboinensis* och *Cyclosalpa affinis*). Salper är filtrerande pelagiska manteldjur. De fann att intag av mikroplast mest förekommer hos större individer i miljöer där partikelkoncentrationen är hög, men att igensättning av födohanterande organ oftast förekommer hos mindre individer vid medelhöga till höga koncentrationer. Partikelkoncentrationen i studien varierade mellan 2,1 och 4,2 partiklar/ml, vilket är omkring 10³ gånger högre än vad som har mätts upp för partiklar >80 µm i svenska kustvatten (Norén, 2007). Chan & Witting (2012) drog slutsatsen att förekomst av pelagisk mikroplast kan få negativa effekter på salpernas överlevnad, födointag och förökning samt på deras roll i kolcykeln. Enligt författarna behövs fler studier av de biologiska och fysiologiska konsekvenserna av mikroplastintag hos filtrerare som salper, liksom av negativa konsekvenser högre upp i näringskedjan.

Denna kunskapsöversikt har också identifierat några artiklar som beskriver överföring av mikroplastpartiklar mellan olika trofiska nivåer i näringskedjan. Vid en fältstudie vid Macquarie Island, Australien, fann Eriksson & Burton (2003) indikationer på att mikroplaster hade överförts från en pelagisk fisk (*Electrona subaspera*) till en pälssäl (*Arctocephalus* spp.). I en laboratoriestudie visade Farrell & Nelson (2013) att små mängder mikroplaster hade överförts från musslor till krabbor, hos vilka de ansamlades i hemolymfa (näringsdistribuerande blodliknande vätska) och vävnader. Ingen av dessa studier beskrev dock några effekter av överföringen. Effekter har däremot beskrivits i andra studier. Mattsson et al. (2015) undersökte, i laboratoriemiljö, överföring av nanoplastpartiklar i näringskedjan alger (*Scenedesmus* sp.)-zooplankton (*Daphnia magna*)-fisk (*Carassius carassius*). Algerna exponerades för 24 och 27 nm sulfonerade polystyrenpartiklar, sedan blev zooplankton matade med algerna och därefter fick fisken äta dessa zooplankton. Studien visade att fisk som ätit zooplankton med plastpartiklar hade ett annat jaktbeteende än fisk som åt zooplankton utan plastpartiklar. Fisk som åt zooplankton med plastpartiklar uppvisade en lägre aktivitet (det tog ungefär dubbelt så lång tid att äta upp allt jämfört med kontrollgruppen), de höll ett kortare avstånd från varandra (agerade mer som ett stim även under jakt), och uppehöll sig inom ett mindre område under jakten (stannade kvar inom en begränsad del av akvariet medan kontrollgruppen utforskade hela akvariets volym). Studien visade också en förändring av metaboliter i muskel och lever hos fisk som ätit zooplankton med plastpartiklar, samt att dessa fiskar också uppvisade morfologiska förändringar i muskel och hjärna. Mattsson et al. (2015) menade att de påvisade beteendeförändringarna hos fisk sannolikt skulle kunna få effekter på ekosystemnivå. Förändrat beteende och förändrad metabolism hos fisk som ett resultat av överföring av nanoplast i näringskedjan har också påvisats av Cedervall et al. (2012). I den studien användes polystyrenpartiklar i storleken 1-100 nm och där påvisades förändrad viktminskning (möjligen orsakad av försämrad förmåga att utnyttja energireserven), förändrat triglycerid:kolesterol-förhållande i blodserum och fördelningen av kolesterol mellan muskel och lever. Även i denna studie fann man att fisk som ätit zooplankton med nanoplastpartiklar åt långsammare än kontrollgruppen.

Förutom att mikroplaster kan orsaka fysiskt och kemiskt betingade effekter hos organismer, kan de även fungera som substrat för organismer som behöver en yta att fästa sig vid. Mikroplastpartiklarna kan därigenom också transportera sådana organismer (Wright et al., 2013). Man har därtill upptäckt att mikroplaster kan tjäna som substrat att placera ägg på. Goldstein et al. (2012) såg i fältstudier en positiv korrelation mellan förekomsten av ägg från den tropiska insektsarten havslöpare (*Halobates sericeus*) på mikroplastpartiklar och mängden mikroplast. Författarna menade att effekterna på populationsnivå i stort sett är okända, men att förändringar i populationsstrukturen hos *H. sericeus* kan få konsekvenser för hela ekosystem.

Slutsatser

Nästan alla fältstudier som nämns i denna kunskapsöversikt om nano- och mikroplaster i den marina miljön har undersökt förekomsten av plastpartiklar snarare än effekterna av dem. Flera av författarna påpekar dock att det finns behov av att studera sådana effekter. Under de senaste åren har ett begränsat antal laboratoriestudier ägnats åt olika effekter av mikroplaster på marina organismer. De flesta av dem har dock använt betydligt högre halter av plastpartiklar än vad som påvisats i den marina miljön. Studiernas relevans är därför något svårbedömd. Ingen studie har undersökt betydelsen av partiklarnas form. De flesta studier har använt sfäriska och/eller släta partiklar, men det är inte otänkbart att vassa och kantiga partiklar kan ge andra eller större effekter vid lägre, mer sannolika koncentrationer. Ingen av de påträffade studierna har undersökt effekter på populations- eller ekosystemnivå. Några studier har dock undersökt överföring av mikroplaster mellan olika trofiska nivåer i en näringskedja och funnit att sådant kan förekomma både i fält och i laboratorium. I laboratoriestudier har även effekter på individerna på den högsta trofnivån påvisats.

För närvarande bedöms forskningsunderlaget inte vara tillräckligt stort för att en systematisk utvärdering av den föreslagna frågan ska vara meningsfull. Befintliga studier är relativt fåtaliga och har därtill undersökt olika saker, vilket gör det svårt att kvantitativt syntetisera resultaten. Möjligen kan det vara meningsfullt att göra en systematisk kartläggning av vilka organismer och toxikologiska effekter (eller så kallade endpoints) som undersökts.

Erkännanden

Arbetet med denna kunskapsöversikt finansierades av Miljöstrategiska forskningsstiftelsen (Mistra) genom Mistras råd för evidensbaserad miljövärd (Mistra EviEM). Kungl. Vetenskapsakademien är värd för Mistra EviEM. Författaren vill rikta ett stort tack till Dr Fredrik Norén för konstruktiva kommentarer.

Referenser

- Allsopp, M., Walters, A., Santillo, D., Johnston, P., 2006. *Plastic Debris in the World's Oceans*. Greenpeace, Amsterdam, The Netherlands.
- Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1596-1605.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H., 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. *NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30*.
- Asharani, P.V., Wu, Y.L., Gong, Z.Y., Valiyaveetil, S., 2008. Toxicity of silver nanoparticles in zebrafish models. *Nanotechnology* **19**, 8pp.
- Besseling, E., Wang, B., Lurling, M., Koelmans, A.A., 2014. Nanoplastic Affects Growth of *S. obliquus* and Reproduction of *D. magna*. *Environmental Science & Technology* **48**, 12336-12343.
- Bhattacharya, P., Lin, S.J., Turner, J.P., Ke, P.C., 2010. Physical Adsorption of Charged Plastic Nanoparticles Affects Algal Photosynthesis. *J. Phys. Chem. C* **114**, 16556-16561.
- Bolton, T.F., Havenhand, J.N., 1998. Physiological versus viscosity-induced effects of an acute reduction in water temperature on microsphere ingestion by trochophore larvae of the serpulid polychaete *Galeolaria caespitosa*. *Journal of Plankton Research* **20**, 2153-2164.
- Buchanan, J.B., 1971. Pollution by synthetic fibres. *Marine Pollution Bulletin* **2**, 23.
- Carpenter, E.J., Smith, K.L., Jr., 1972. Plastics on the Sargasso sea surface. *Science* **175**, 1240-1241.
- Cedervall, T., Hansson, L.A., Lard, M., Frohm, B., Linse, S., 2012. Food Chain Transport of Nanoparticles Affects Behaviour and Fat Metabolism in Fish. *Plos One*, **7**(2).
- Chan, W.Y., Witting, J., 2012. The impact of microplastics on salp feeding in the tropical Pacific. *ANU Undergrad. Res. J.* **4**.
- Christaki, U., Dolan, J.R., Pelegri, S., Rassoulzadegan, F., 1998. Consumption of picoplankton-size particles by marine ciliates: Effects of physiological state of the ciliate and particle quality. *Limnology and Oceanography* **43**, 458-464.
- Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J., Galloway, T.S., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental Science & Technology* **47**, 6646-6655.
- Collignon, A., Hecq, J.H., Galgani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* **64**, 861-864.
- Engler, R.E., 2012. The Complex Interaction between Marine Debris and Toxic Chemicals in the Ocean. *Environmental Science & Technology* **46**, 12302-12315.
- Eriksson, C., Burton, H., 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *Ambio* **32**, 380-384.
- Farrell, P., Nelson, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environmental Pollution* **177**, 1-3.
- Federici, G., Shaw, B.J., Handy, R.D., 2007. Toxicity of titanium dioxide nanoparticles to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): Gill injury, oxidative stress, and other physiological effects. *Aquatic Toxicology* **84**, 415-430.
- Fernandez, F., 1979. Particle selection in the nauplius of *Calanus pacificus*. *J. Plankton Res.* **1**, 312-327.
- Frost, B.W., 1977. Feeding-behavior of *calanus-pacificus* in mixtures of food particles. *Limnology and Oceanography* **22**, 472-491.
- Gagne, F., Auclair, J., Turcotte, P., Fournier, M., Gagnon, C., Sauve, S., Blaise, C., 2008. Ecotoxicity of CdTe quantum dots to freshwater mussels: Impacts on immune system, oxidative stress and genotoxicity. *Aquatic Toxicology* **86**, 333-340.

- Goldstein, M.C., Rosenberg, M., Cheng, L., 2012. Increased oceanic microplastic debris enhances oviposition in an endemic pelagic insect. *Biology Letters* **8**, 817-820.
- Griffitt, R.J., Luo, J., Gao, J., Bonzongo, J.C., Barber, D.S., 2008. Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* **27**, 1972-1978.
- Hammer, A., Gruttner, C., Schumann, R., 1999. The effect of electrostatic charge of food particles on capture efficiency by *Oxyrrhis marina* dujardin (dinoflagellate). *Protist* **150**, 375-382.
- Hart, M.W., 1991. Particle captures and the method of suspension feeding by echinoderm larvae. *Biological Bulletin* **180**, 12-27.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology* **46**, 3060-3075.
- Hund-Rinke, K., Simon, M., 2006. Ecotoxic effect of photocatalytic active nanoparticles TiO₂ on algae and daphnids. *Environmental Science and Pollution Research* **13**, 225-232.
- Huntley, M.E., Barthel, K.G., Star, J.L., 1983. Particle rejection by *calanus-pacificus* - discrimination between similarly sized particles. *Marine Biology* **74**, 151-160.
- Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2014. The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* **185**, 352-364.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* **347**, 768-771.
- Juchelka, C.M., Snell, T.W., 1995. Rapid toxicity assessment using ingestion rate of cladocerans and ciliates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **28**, 508-512.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Moret-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**, 6pp.
- Lovern, S.B., Klaper, R., 2006. *Daphnia magna* mortality when exposed to titanium dioxide and fullerene (C-60) nanoparticles. *Environmental Toxicology and Chemistry* **25**, 1132-1137.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2000. Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology* **35**, 318-324.
- Mattsson, K. et al., 2015. Altered Behavior, Physiology, and Metabolism in Fish Exposed to Polystyrene Nanoparticles. *Environmental Science & Technology*, **49**: 553-561.
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research* **108**, 131-139.
- Murray, F., Cowie, P.R., 2011. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin* **62**, 1207-1217.
- Norén, F., 2007. Small plastic particles in Coastal Swedish waters. KIMO Sweden, N-Research, Lysekil, <http://www.google.se/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&ved=0CDwQFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.kimointernational.org%2FWebData%2FFiles%2FSmall%2520plastic%2520particles%2520in%2520Swedish%2520West%2520Coast%2520Waters.pdf&ei=wjXdUrTLEOaLyQPanYHwAQ&usq=AFQjCNHORHRscEmf7Qff45w5Q0eCRYcICQ&bvm=bv.59568121.d.bGQ>.
- Norén, F., Norén, K., Magnusson, K., 2014. *Marint mikroskopiskt skräp. Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014*. Länsstyrelsen Västra Götalands Län, Rapport **2014:52**.
- Pascall, M.A., Zabik, M.E., Zabik, M.J., Hernandez, R.J., 2005. Uptake of polychlorinated biphenyls (PCBs) from an aqueous medium by polyethylene, polyvinyl chloride, and polystyrene films. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **53**, 164-169.
- PlasticsEurope, 2013. *Plastics – the Facts 2013*. Plastics Europe, Brussels, Belgium <http://www.plasticseurope.org/cust/documentrequest.aspx?DocID=59108>.

- Roberts, A.P., Mount, A.S., Seda, B., Souther, J., Qiao, R., Lin, S.J., Ke, P.C., Rao, A.M., Klaine, S.J., 2007. In vivo biomodification of lipid-coated carbon nanotubes by *Daphnia magna*. *Environmental Science & Technology* **41**, 3025-3029.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.* **3**, 7pp.
- Smith, C.J., Shaw, B.J., Handy, R.D., 2007. Toxicity of single walled carbon nanotubes to rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): Respiratory toxicity, organ pathologies, and other physiological effects. *Aquatic Toxicology* **82**, 94-109.
- Song, Y.K., Hong, S.H., Jang, M., Kang, J.-H., Kwon, O.Y., Han, G.M., Shim, W.J., 2014. Large Accumulation of Micro-sized Synthetic Polymer Particles in the Sea Surface Microlayer. *Environmental Science & Technology* **48**, 9014-9021.
- Templeton, R.C., Ferguson, P.L., Washburn, K.M., Scrivens, W.A., Chandler, G.T., 2006. Life-cycle effects of single-walled carbon nanotubes (SWNTs) on an estuarine meiobenthic copepod. *Environmental Science & Technology* **40**, 7387-7393.
- 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.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Pham, H.V., 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. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **364**, 2027-2045.
- 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* **304**, 838-838.
- Usenko, C.Y., Harper, S.L., Tanguay, R.L., 2008. Fullerene C-60 exposure elicits an oxidative stress response in embryonic zebrafish. *Toxicology and Applied Pharmacology* **229**, 44-55.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C.R., 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental Pollution* **182**, 495-499.
- Ward, J.E., Kach, D.J., 2009. Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Marine Environmental Research* **68**, 137-142.
- Wegner, A., Besseling, E., Foekema, E.M., Kamermans, P., Koelmans, A.A., 2012. Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry* **31**, 2490-2497.
- Wilson, D.S., 1973. Food size selection among copepods. *Ecology* **54**, 909-914.
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution* **178**, 483-492.
- Zhu, S.Q., Oberdorster, E., Haasch, M.L., 2006. Toxicity of an engineered nanoparticle (fullerene, C-60) in two aquatic species, *Daphnia* and fathead minnow. *Marine Environmental Research* **62**, S5-S9.
- Zhu, X.S., Zhu, L., Li, Y., Duan, Z.H., Chen, W., Alvarez, P.J.J., 2007. Developmental toxicity in zebrafish (*Danio rerio*) embryos after exposure to manufactured nanomaterials: Buckminsterfullerene aggregates (nC(60)) and fullerol. *Environmental Toxicology and Chemistry* **26**, 976-979.

Mikroskopiskt små plastpartiklar har spridits till nästan alla delar av havsmiljön. Dessa partiklar kan påverka marina organismer på flera olika sätt. På senare tid har intresset ökat för deras effekter på både enskilda arter och hela ekosystem. EviEM:s Kunskapsöversikt redogör för den forskning som har bedrivits inom området.

www.eviem.se

En EviEM Kunskapsöversikt ger en översiktlig bild av kunskapsläget inom en viss miljöfråga. Den baseras på en begränsad litteratursökning och gör därför inte anspråk på att vara heltäckande. Ett av syftena är att undersöka om det finns underlag för en systematisk utvärdering av frågan och om det finns anledning att genomföra en sådan.

Mistra EviEM
Kungl. Vetenskapsakademien
Box 50005, 104 05 Stockholm

Besök

Lilla Frescativägen 4A, 114 18 Stockholm

Telefon 08-673 95 00

E-mail info@eviem.se