

Nedskräpning och nedbrytning av plast i miljön

*Delredovisning från
Utredningen om hållbara plastmaterial (M 2017:06)*

Stockholm mars 2018



STATENS OFFENTLIGA
UTREDNINGAR

Till stadsrådet Karolina Skog

Regeringen beslutade 4 juni 2017 att tillsätta utredningen ”Minskad negativ miljöpåverkan från plast”, dir. 2017:60. Som särskild utredare förordnades Åsa Stenmarck från den 1 september 2017. Utredningen har tagit namnet Hållbara plastmaterial (M 2017:06).

Som sekreterare i utredningen förordnades Jenny Ivarsson från den 1 oktober 2017 och Johanna Eriksson från den 16 oktober 2017. Som experter i utredningen förordnades från och med den 1 december 2017 departementssekreteraren Lars Ekberg, Näringsdepartementet, enhetschefen Jon Engström, Naturvårdsverket, kanslirådet Tomas Gärdström, Näringsdepartementet, departementssekreteraren Malin Johansson, Miljö- och energidepartementet, utredaren Olof Johansson, Kemikalieinspektionen, utredaren Charlotta Stadig, Havs- och vattenmyndigheten och departementssekreteraren Mette Svejgaard, Miljö- och energidepartementet.

Genom regeringsbeslut den 26 oktober 2017 förlängdes utredningstiden till den 31 mars 2018 för delredovisningen (dir. 2017:107). Genom regeringsbeslut den 23 november 2017 förlängdes utredningstiden till den 31 december 2018 för slutbetänkandet (dir. 2017:114).

Vi har valt att sätta syftet att utredningen ska beskriva hur vi, i Sverige, kan skapa en hållbar plastanvändning och tillverkning, givetvis i en internationell kontext. Vi belyser frågan genom fyra olika pelare; nedskräpning, smartare användning, ökad säker materialåtervinning och biobaserad råvara. Målet är att i slutbetänkandet föreslå möjliga satsningar som behöver göras både av företag i värdekedjan samt av myndigheter och regeringen.

Delredovisning

Utredningen har nöjet att lämna sin delredovisning kopplat till pelaren nedskräpning. Det innebär att vi svarar på frågorna:

- Undersöka nedbrytbarheten av plast i miljön (kap 3)
- Undersöka koppling till nedskräpning av specifika plaster:
 - Kartlägga nedbrytbara respektive biobaserade plasters roll i nedskräpningen (kap 4)
 - Identifiera vanliga plastprodukter som hittas i miljön (kap 2)

Vi vill understryka att detta är en delredovisning som svarar på några av de frågor som ställs i kommittédirektivet. Vissa delar i delredovisningen kan komma att tas vidare i slutbetänkandet, till exempel när det handlar om kopplingar till andra frågor i uppdraget och förslag till åtgärder. Nedanstående frågor ingår också i direktivet och kommer att redovisas i slutbetänkandet i december 2018.

- Medel för att nå en smartare användning av plast inklusive att identifiera miljöproblemen från användning av plast under hela livscykeln och föreslå åtgärder för att minska de negativa miljöeffekterna.
- Undersöka förutsättningarna för biobaserad plastråvara.
- Under området ökad, säker materialåtervinning identifiera vilka plaster som är svåra att återvinna samt föreslå åtgärder för ökad materialåtervinning för dessa. Utredningen ska också:
 - Analysera och föreslå hur återvunnen och jungfrulig plast kan nå likvärdig kvalitet
 - Utredda behovet av alternativa metoder/tekniker för återanvändning och materialåtervinning

Vi vill tacka alla sakkunniga och experter som bidragit med information, inspel, workshop-deltagande och stort engagemang kring frågorna i delredovisningen.

Slutsatser från delredovisningen

Plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen

Utredningen har identifierat följande plastföremål, utan inbördes rangordning, som särskilt förekommande i nedskräpnings-sammanhang med risk för att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur:

- cigarettfimpar,
- förlorade fiskeredskap,
- förpackningar för snacks, godis, glass och snabbmat,
- förpackningsplast från industri och handel inklusive styva plastband,
- plastbestick och sugrör,
- plastfragment inklusive fragment från expanderad polystyren,
- plastkapsyler och lock,
- plastpåsar samt
- rep, snören och nätdelar.

Därutöver anser utredningen att bomullstops och ballonger med tillhörande attribut bör läggas till listan.

För att svara på frågan om vilka plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen har statistikunderlag hämtats in från Havs- och vattenmyndigheten, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser och Håll Sverige Rent.

Utredningens delredovisning utgör ett underlag till Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets regeringsuppdrag (M2017/01438/Ke) i arbetet med att föreslå åtgärder och styrmedel med syftet att minska de negativa miljöeffekterna av plastnedskräpning.

Förutom att det behövs riktade åtgärdsinsatser mot de plastföremål som utredningen har identifierat anser vi att det framöver behöver utredas om det finns ytterligare föremål som är särskilt skadliga för det marina djurlivet. På sikt behövs också övergripande

lösningar för att åtgärda hela spektret av produkter som hamnar i den marina miljön.

Marint skräp är ett område under kunskapsuppbyggnad där forskning pågår och övervakning vidareutvecklas. Det behövs därför kontinuerliga sammanställningar som visar på rådande kunskapsläge och var fortsatta kunskapsbrister finns. Utredningen bedömer att det finns behov av sådana kunskapssammanställningar gällande negativ påverkan på vattenlevande organismer från kemikalier i plastföremål, negativ påverkan på vattenlevande organismer från cigarettfimpar, kopplingen mellan makroplast och mikroplast i miljön, negativ påverkan från mikroplast på jord- och vattenlevande organismer och eventuella effekter på näringskedjan.

Utredningen bedömer även att det behövs ökad kunskap gällande förekomst av förlorade fiskeredskap och att övervakningsprogram för mikroplast behöver utvecklas. Skräpmätningar i stads- och tätortsmiljö sker på frivillig basis. Utredningen bedömer att obligatoriska mätningar skulle underlätta kommunernas uppföljning av mål och effekten av införda åtgärder mot nedskräpning.

Utredningen vill poängtera att även om det föreligger kunskapsbehov finns det tillräckligt med kunskap för att vidta åtgärder.

Nedbrytning av plast i miljön

Utredningen konstaterar att det inte finns någon plast som bryts ner fullständigt i den naturliga miljön, i alla fall inte inom en tidshorisont utan att riskera att skada levande organismer.

Konventionella plaster är i regel konstruerade för att ha lång livslängd, vilket innebär att de även är svårnedbrytbara när de hamnar i miljön. Plast som tillverkas för att kunna brytas ner och säljs som "bionedbrytbara" eller "nedbrytbara" kan endast brytas ner fullständigt under vissa begränsade miljöförhållanden som inte råder i den naturliga miljön. Detta talar för att även dessa plaster är svårnedbrytbara i den naturliga miljön. Plastprodukter som är märkta som bionedbrytbara kräver i regel industriell kompostering för att brytas ner. För tydlighetens skull är det viktigt att poängtera att plast baserad på fossilfri råvara (biobaserad eller förnyelsebar plast) inte behöver vara nedbrytbar utan kan designas för att vara lika beständiga som konventionell plast.

Vi konstaterar därför att nedbrytbar plast aldrig kan ses som en lösning på problemen med nedskräpning. Detta gäller inte minst plasten i havet. Nedbrytbar plast skapar dessutom problem i strävan mot ett cirkulärt flöde, vilket vi kommer återkomma till i slutbetänkandet.

Utredningen ser dock att nedbrytbar plast kan fylla en värdefull funktion för vissa applikationer. Men vi anser att det är viktigt att användningen enbart sker där det verkligen finns behov av den nedbrytbara egenskapen och att det samtidigt fullt ut kan garanteras att plasten inte lämnar efter sig några restprodukter. Ett exempel är för medicinska applikationer där nedbrytbar plast kan ha en viktig uppgift.

Utredningen visar att det råder en stor förvirring kring begreppen som kopplar till nedbrytbar plast. Och vi kan konstatera att det finns en risk att produkter som marknadsförs som nedbrytbara kan öka nedskräpningen bland allmänheten. Utredningen anser att ansvaret bör läggas uppåt i värdekedjan och inte på den enskilde konsumenten. Vi konstaterar därför, likt EU-kommissionens plaststrategi, att det behövs tydliga regler för hur företagen ska få använda begrepp som "bionedbrytbar", "komposterbar" och liknande i sin marknadsföring.

För att undvika missförstånd rekommenderar vi att undvika begreppen "bioplast", "nedbrytbar" och "bionedbrytbar". Vi anser att bättre benämningar är "industriell komposterbar" eller "nedbrytbar i kroppen" eftersom dessa signalerar vilka sorts förhållanden som krävs för hantering av plasten och dess avfall.

Innehåll

1	Begrepp och definitioner	11
1.1	Generella definitioner	11
1.2	Plast baserad på förnyelsebar råvara	13
1.3	Nedbrytbar plast	15
1.4	Nedskräpning och marint skräp	20
2	Plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen	25
2.1	Avgränsningar	26
2.1.1	Samhällsekonomiska konsekvenser.....	26
2.1.2	Mikroplast.....	26
2.1.3	Källor.....	27
2.2	Nedskräpning – ett hållbarhetsproblem.....	27
2.2.1	EU:s och Sveriges export av plastavfall.....	31
2.3	Mätningar av skräp.....	35
2.3.1	Metoder för mätning av skräp på land	36
2.3.2	Metoder för mätning av marint skräp	37
2.3.3	Nedskräpning som hamnar utanför mätningarna	43
2.4	Mätresultat för skräp på land	45
2.5	Mätresultat för skräp på stränder.....	46
2.5.1	Internationell utblick för skräp på stränder.....	46
2.5.2	Mätresultat för svenska referensstränder.....	50
2.6	Mätresultat för skräp på havsbotten	57

2.6.1	Resultat för mätstationer i Östersjön (BITS) inklusive svenska mätstationer	57
2.6.2	Resultat för svenska mätstationer i Västerhavet (Skagerrak, Kattegatt och norra Öresund)	59
2.6.3	Resultat för skräp på botten i kustvatten längs med Västerhavet	59
2.6.4	Sammanfattning skräp på havsbotten	60
2.7	Skadlighet	61
2.7.1	Mätresultat för skräp i biota – stormfågel	61
2.7.2	Ekologisk skada av nedskräpning av haven	62
2.7.3	Tillsatskemikalier – en del i plastskräpet	64
2.8	Diskussion	67
2.8.1	Andra skräpföremål att uppmärksamma	69
2.8.2	Sammanfattningsvis	70
3	Nedbrytbarhet av plast i miljön	73
3.1	Nedbrytning av plast i miljön	74
3.2	Olika nedbrytningsprocessorer i miljön	75
3.2.1	Faktorer som påverkar nedbrytningen av plast.....	76
3.2.2	Specifika förhållanden krävs för att en polymer ska brytas ner.....	79
3.3	Varför används plaster som bryts ner?	82
3.4	Två grupper av nedbrytbar plast	86
3.4.1	Bionedbrytbara plaster.....	86
3.4.2	Oxo-nedbrytbara plaster och andra plaster med tillsatser som främjar nedbrytning.....	93
3.5	Nedbrytning av konventionella beständiga plaster	95
3.6	Diskussion	96
4	Olika plasters bidrag till nedskräpningen	101
4.1	Olika plasttyper i svenska nedskräpningen.....	102
4.2	Bionedbrytbara plaster – attityder och beteende kring nedskräpning.....	104

4.3	Biobaserat plastskräp	107
4.3.1	Attityder kring biobaserad plast.....	108
4.3.2	Andelen biobaserad plast på marknaden och i nedskräpningen.....	109
4.4	Diskussion.....	110
	Referenser	113
Bilaga 1	Kommittédirektiv 2017:60.....	125
Bilaga 2	Tilläggsdirektiv 2017:107	135
Bilaga 3	Tilläggsdirektiv 2017:114	137
Bilaga 4	Workshop #Nedskräpning 8 februari 2018 – Deltagarförteckning	139

1 Begrepp och definitioner

Det finns flera olika definitioner och begrepp kopplat till plast. För att underlätta läsningen och för tydlighetens skull har vi valt att i detta kapitel samla relevanta definitioner som omnämns i rapporten. Även om betydelsen för flertalet av begreppen är vedertagna vill vi poängtera att beskrivningarna nedan är utredningens tolkning av respektive begrepp. I nuvarande version har vi med begrepp och definitioner som är centrala för det som delredovisningen berör. I slutbetänkandet kommer detta kapitel att fyllas på.

1.1 Generella definitioner

Additiv

Tillsatsämne som blandas med polymerer vid tillverkningen av plast och som är viktiga för att skydda polymeren från nedbrytning under bearbetningen och användningen av materialet samt för att ge den färdiga plasten önskade egenskaper. Kan till exempel vara mjukgörare, flamskyddsmedel, fyllnadsmedel, biocider, färgpigment samt värme- och UV-stabilisatorer.

Gummi

En grupp polymera organiska ämnen med elastiska egenskaper som ingår i gruppen elaster. Vad som är gummi brukar definieras på en makronivå där töjbarheten av materialet samt återgång till ursprungsform är viktiga parametrar. På molekylär nivå kan det vara samma polymerer som både rubriceras som gummi och plaster. Polymeren är i vissa fall identiskt och det är endast graden av tvärbindingar som skiljer gummi och plast åt.

Eftersom utredningens fokus ligger på plast har vi valt att inte inkludera gummi i rapporten.

Monomer

En kemisk förening, vanligtvis med låg molekylmassa, som kan omvandlas till en polymer genom att kombinera den antingen med sig själv eller med andra kemiska föreningar¹.

Definitionen enligt EU:s kemikalielagstiftning Reach lyder: ”Ett ämne som kovalent kan bindas till en sekvens av andra likadana eller olika molekyler under de förhållanden som råder vid den polymerbildande reaktion som används för en given process.”

Polymer

En stor molekyl med mycket hög molekylvikt som består av en kedja av identiska molekyler, monomerer, eller av flera typer av monomerer (sampolymerer).

Definitionen enligt EU:s kemikalielagstiftning Reach lyder: ”Ett ämne bestående av molekyler som är uppbyggda av en sekvens av en eller flera typer av monomerenheter. Molekylerna är, om de är syntetiskt tillverkade, fördelade över en rad molekylvikter, där skillnaden i molekylvikt främst kan hänföras till skillnader i antalet monomerenheter. En polymer utgörs av

- a) en enkel viktmajoritet molekyler som innehåller åtminstone tre monomerenheter kovalent bundna till åtminstone en annan monomerenhet eller annan reaktant,
- b) mindre än en enkel viktmajoritet molekyler med samma molekylvikt.

I denna definition avses med ”monomerenhet” en monomers form i en polymer efter reaktionen.”

Plast

Syntetiskt material tillverkat genom en kemisk reaktion där monomerer sammanbinds till kovalent bundna organiska polymerkedjor som kan processas till olika fasta former som behåller sin huvudsakliga form när konsumenten använder dem (Kemikalieinspektionen, 2016).

Plast består huvudsakligen av en eller flera polymerer som blandats med olika tillsatser, så kallade additiv. Det finns ett stort antal olika plaster med vitt skilda egenskaper.

¹ Enligt den internationella standarden ISO 472:2013.

De flesta polymererna är baserade på kol (organiska) men det finns även oorganiska polymerer som är bas i till exempel silikonplaster.

Plast brukar delas upp i termoplast och hårdplast. En termoplast smälter när den värms upp och är lätt att bearbeta. Termoplast delas in i två huvudkategorier beroende på plastens struktur – amorf och delkristallin. Amorfa material saknar smältpunkt och mjuknar vid temperaturhöjning (likt glas) och kan därför varmformas. Ett delkristallint material mjuknar inte på liknande sätt utan övergår vid sin smältpunkt från fast till flytande form. Hårdplaster har liksom gummi tvärbindingar mellan molekyllkedjorna. Det brukar kallas att materialet är förnätat. Plasten kan inte smälta eftersom de kovalenta tvärbindingarna är så pass starka att de inte bryts när plasten värms upp.

1.2 Plast baserad på förnyelsebar råvara

Biobaserad

Härrörande från biomassa.²

Biobaserad plast

Plast som helt eller delvis härrör från biomassa.³ En biobaserad plast bryts ner lika långsamt som en likvärdig plast baserad på fossil olja.

Det finns inga krav på hur stor del av plasten som ska utgöras av förnyelsebar råvara för att anses vara biobaserad. Eftersom biobaserade plaster kan vara kostsamma, sakna fullgoda mekaniska egenskaper eller ha begränsningar i beständighet i olika miljöer (t.ex. fukt och värme) har olika blandmaterial tagits fram under senaste decenniet. Biobaserad plast innehåller alltså många gånger en del fossil råvara. Även om det i dagsläget inte finns någon minimigräns för att en plast ska få kallas biobaserad ska det framgå hur många procent som är biobaserad på plastprodukten. Det finns även gränser på biobaserat innehåll (ofta minst 20 % biobaserat kol) för att erhålla olika märkningar och certifieringar för biobaserade produkter.

² Enligt europeisk standard 16575:2014 Biobaserade produkter – Terminologi.

³ Enligt tekniska rapporten CEN / TR 15932: 2010 Plast - Rekommendation för terminologi och karakterisering av biopolymerer och bioplaster.

Blandmaterial kan även vara ett sätt att öka mängden biomaterial på marknaden, och företag arbetar ofta med detta för att sänka sina klimatavtryck och förbättra sin hållbarhetsprofil.

Biobaserat kolinnehåll är den variabel som beskriver mängden biobaserat kol i förhållande till fossilt kol som ingår i ett material eller en produkt. Halten biobaserat kol kan mätas med kol-14-metoden.

Biobaserat material

Material helt eller delvis härrörande från biomassa.⁴

Biokomposit

Plast där antingen polymeren (matrisen) och/eller förstärkande fas härrör från biomassa. Den förstärkande fibern kan vara till exempel cellulosa, trä hampa eller något icke biobaserat. Ofta handlar det om konventionella fossilbaserade plaster som blandas eller förstärks med naturfibrer. Exempel på polymerer som används i kompositmaterial är polyeten (PE), polypropen (PP) och biobaserade polyestrar (t.ex. polymjölksyra, PLA).

En generell beskrivning av en komposit är följande: Bestående av två eller fler, till egenskaperna, väldigt olika beståndsdelar. När de blandas bildar dessa tillsammans ett nytt material med unika egenskaper utifrån de ingående beståndsdelarna.

Biomassa

Material av biologiskt ursprung exklusive material inbäddat i geologiska formationer eller transformerat till fossiliserat material. Biomassa kan ha behandlats mekaniskt, kemiskt eller biologiskt.⁵

Bioplast

Samlingsbegrepp för plast som är biobaserad och/eller bionedbrytbar och/eller komposterbar. Inkluderar även biokompositer.

Begreppet riskerar att missförstås eftersom bioplast kan stå för så många olika saker. Därför undviker utredningen att använda begreppet i rapporten. Vi använder i stället de mer beskrivande termerna såsom biobaserad eller komposterbar.

⁴ Enligt europeisk standard 16575:2014 Biobaserade produkter – Terminologi.

⁵ Enligt europeisk standard 16575:2014 Biobaserade produkter – Terminologi.

Drop-in plast

Biobaserad plast som har samma kemiska och mekaniska egenskaper som motsvarande fossila plast. Exempel är biopolyeten (bio-PE), biopolyetentereftalat (bio-PET) och biopolyvinylklorid (bio-PVC). Som ett resultat, kan de behandlas och återvinnas på samma sätt som sina konventionella motsvarigheter.

Fossil råvara

En råvara som tar flera miljoner år att bilda, till exempel olja och naturgas.

Förnyelsebar råvara

En råvara som har en snabb nyproduktion och som därför inte kommer att ta slut inom en överskådlig framtid. När det gäller plast utgörs den förnyelsebara råvaran av biomassa. Exempel är träd, sockerrör och majs.

Det pågår även forskning kring framtagande av plast från till exempel koldioxid och metan.

1.3 Nedbrytbar plast

Det förekommer en mängd olika begrepp som kopplar till nedbrytbarheten av en plast. En ordlista på området nedbrytbara och biologiskt nedbrytbara polymerer och plastartiklar har tagits fram inom det europeiska standardiseringsarbetet vilket beskriver olika processer för nedbrytning – exempelvis på vilka olika sätt som ett material kan fragmenteras, upplösas och erodera samt olika typer av kombinationer, och varför det är viktigt att definiera de olika processernas namn och vad de innebär.⁶

Biokompatibel

En plast som är kompatibel med mänskliga eller animaliska vävnader och lämplig för medicinsk terapi.⁷ Biokompatibla, bionedbrytbara plaster används för medicin- och medicintekniska applikationer, exempelvis för nedbrytbar suturtråd, fyllnadsmaterial i läkemedel

⁶ Tekniska rapporten CEN/TR 15351:2006 Plast - Ordlista på området nedbrytbara och biologiskt nedbrytbara polymerer och plastartiklar.

⁷ Enligt tekniska rapporten CEN/TR 15932: 2010 Plast - Rekommendation för terminologi och karakterisering av biopolymerer och bioplaster.

eller medicinkapslar som är designade att brytas ner samtidigt som rätt dos medicin avges.

Bionedbrytbar plast

Bionedbrytning (eller biologisk nedbrytning) innebär delvis eller fullständig nedbrytning av en polymer till följd av aktivitet från mikroorganismer (bakterier, svampar och alger) eller enzymer i exempelvis människokroppen.

Plast som marknadsförs som ”bionedbrytbar” kräver specifika miljöförhållanden för att mineraliseras, det vill säga fullständigt brytas ner till koldioxid, vatten och biomassa. En ofullständig bionedbrytning kan leda till mikroplast och andra syntetiska nedbrytningsprodukter. Sannolikheten för att bionedbrytning ska ske och omfattningen av den beror förutom rådande miljöförhållanden även på typ av polymer.

Fragmentering

Fragmentering finns på olika nivåer, på ämnes- och produktnivå.

- På ämnesnivå innebär det att polymeren kemiskt bryts ner till mindre polymerbitar. Detta är den inledande delen i nedbrytningsprocessen. Fragmenteringen av plastskräp i den marina miljön är störst vid direkt exponering av solljus vid strandkanten. Högre temperaturer och närvaro av syre ökar fragmenteringen, likaså nötningsprocesser till exempel genom vågornas aktivitet. Fragmentering av plast i miljön kan ge upphov till mikroplast.
- En fragmentering kan också ske på produktnivå när plastprodukter slås eller faller sönder till plastbitar.

Komposterbar plast

Majoriteten av bionedbrytbara plaster är komposterbara under specifika förhållanden. Plasten bryts ner via en biologisk process under kompostering, och resulterar i bildandet av koldioxid, vatten, och biomassa, med en hastighet som överensstämmer med andra kända, komposterbara material och inte lämnar något visuellt urskiljbara eller giftiga rester. Förloppet kan tidsmässigt mätas med standardiserade testmetoder och därmed klassificeras. Europeiska standarderna EN 13432 (för förpackningar) och EN 14995 (för

plast) definierar den tekniska specifikationen för komposterbarhet hos plastprodukter. Standarderna ställer följande krav:

- EN 13432 (Förpackning) – krav på att förpackningar är nedbrytbara genom industriell kompostering. Detta undersöks och godkänns genom ett testprogram tillsammans med utvärderingskriterier. Standarden harmoniserar till EU:s direktiv om förpackningar och förpackningsavfall (94/62/EG).
- EN 14995 (Plast) – krav för utvärdering av komposterbarhet av plastmaterial och plastprodukter utöver de som inte är förpackningar.

Miljöförhållandena i standarderna får till följd att det krävs en industriell process. Det innebär att komposterbara plaster inte bryts ner i den naturliga miljön. De allra flesta komposterbara plasterna på marknaden bryts inte heller ner i miljön som råder i en hemkompost. För hemkompostering saknas i dagsläget en harmoniserad standard inom EU.

För att en plast ska kunna kategoriseras som komposterbar enligt EN 13432 måste fyra kriterier vara uppfyllda:

1. Kemiska egenskaper – Plasten måste innehålla minst 50 procent organiskt material och får inte överstiga gränsvärden för en rad tungmetaller.
2. Bionedbrytbarhet – Plasten ska fullständigt brytas ner minst 90 procent inom 6 månader under kontrollerade komposteringsförhållanden. Bionedbrytningen (eller mineraliseringen) definieras som omvandling av organiskt kol (i plasten) till koldioxid.
3. Sönderdelning – Plasten (i den form som den sätts på marknaden) ska sönderfalla till visuellt icke detekterbara (<2 mm) inom 12 veckor under kontrollerade komposteringsförhållanden.
4. Giftighet för miljön – Komposten i slutet av komposteringen, som kan innehålla rester som inte brutits ner, ska inte ge en negativ effekt för miljön (grodd och planttillväxt).

Kompostering

Nedbrytning av organiskt material med hjälp av syre (aerob) och mikroorganismer, främst bakterier och svampar. Kompostering innebär att särskilda miljöförhållanden råder (för vattenhalt, syrehalt, pH, temperatur och kol-kvävekvot).

Det finns olika typer av kompostering:

1. Trädgårdskompost: Består vanligtvis av löv, grenar och annat trädgårdsavfall.
2. Hemkompostering: Enligt nuvarande standard är hemkompostering en komposteringsprocess som utförs av en privatperson i syfte att producera kompost för eget bruk. Skillnaden i dagligt tal mot trädgårdskompost är att hushållet lägger ner matavfall och oftast använder en kompostbehållare.
3. Industriell kompostering: Även kallad central kompostering. Sker i stor skala under kontrollerade former.

Mineralisering

Innebär att plasten bryts ner till minsta möjliga beståndsdelar utan rester av syntetiska nedbrytningsprodukter. Avser en fullständig nedbrytning av den ursprungliga polymeren vilket kräver särskilda miljöförhållande. Beroende på vilken typ av polymer kan nedbrytningen ske till exempelvis koldioxid, vatten, metan, väte, ammoniak och andra enkla oorganiska föreningar. Mineralisering är resultatet av en abiotisk och mikrobiell aktivitet.

Nedbrytbar plast

Alla polymerer är nedbrytbara, även om tiden det tar för en plast att brytas ner i miljön är mycket lång. Plaster är olika känsliga för olika påverkan och stabiliseras därför på olika sätt för att inte brytas ner för snabbt. Det som skiljer plast som kallas för "nedbrytbar" och konventionella, beständiga plaster är tiden nedbrytningen tar.

Med nedbrytbar plast avses i delredovisningen plast som tillverkas för att kunna brytas ner under specifika förhållanden och som marknadsförs såsom "nedbrytbar", "bionedbrytbar" eller "komposterbar".

Nedbrytning

En irreversibel process som innebär en fysisk eller kemisk ändring i polymeren till följd av olika miljöfaktorer, såsom värme, solljus (UV-ljus), fukt, kemiska förhållanden eller biologisk aktivitet. UV-ljus är den främsta anledningen till att plast bryts ner utomhus. Detta innebär att den största nedbrytningen av plastskräp sker i direkt solljus (vid exempelvis strandkanten). Olika plaster påverkas dock olika. Höga temperaturer och tillgång till syre ökar nedbrytnings-takten liksom mekanisk nötning till exempel vågverkan i marina miljön. Under nedbrytningsprocessen förändras plastens struktur, den kan blekas, additiv kan brytas ner/migrera ut och plasten blir med tiden svag och spröd. När plasten väl har sjunkit till botten och hamnat i sediment minskar nedbrytningen drastiskt och avtar nästan helt.

Nedbrytningen kan ske delvis (fragmentering) då materialet bryts ner till mindre bitar, vilket kan vara en källa till mikroplast i miljön. För fullständig nedbrytning (mineralisering) krävs att polymeren ska brytas ner till koldioxid, vatten och vid anaerob nedbrytning till metan.

Oxo-nedbrytning

Nedbrytningsprocess som sker till följd av en oxidativ (i närvaro av syre) klyvning av makromolekyler, såsom polymerer.⁸

På liknande sätt används prefix som termo (för nedbrytning genom värme) och foto (för nedbrytning genom inverkan från UV-ljus).

Oxo-nedbrytbar plast

Plast tillverkad av samma fossilbaserade och beständiga polymerer som konventionell plast. Skillnaden är tillsats av ett metallsalt (av kobolt, mangan, järn, nickel eller cerium) som skyndar på nedbrytningen till mindre plastbitar genom en kemisk oxidation av polymerkedjorna till följd av UV-ljus.

⁸ Enligt tekniska rapporten CEN/TR 15351:2006 Plast - Ordlista på området nedbrytbara och biologiskt nedbrytbara polymerer och plastartiklar.

Rötning

Nedbrytning av organiskt material av mikroorganismer i syrefri (anaerob) miljö. Vid rötning bildas biogas, som huvudsakligen består av koldioxid (25–50 %) och metan (50–75 %). Det finns olika typer av rötningsprocesser som främst skiljs åt av deras temperatur.

Plaster som marknadsförs som nedbrytbara är i dagsläget främst avsedda att behandlas genom en industriell kompostering. Eftersom förhållandena skiljer sig åt mellan en kompost- och en rötningsprocess kan de flesta plaster som bryts ner i en industriell kompost inte brytas ner genom rötning.

1.4 Nedskräpning och marint skräp

En rad olika begrepp kopplar till nedskräpning och marint skräp/marint avfall, i detta avsnitt definieras dessa begrepp samt några relevanta processer och organisationer.

BITS

Baltic International Trawl Survey genomför beståndsuppskattningar av fisk i Östersjön, i samband med dessa övervakas marint skräp på havsbotten.

Havsmiljödirektivet

Avser EU:s ramdirektiv om en marin strategi (2008/56/EG) med syfte att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav senast 2020. Havsmiljödirektivet införlivades 2010 i svensk lagstiftning via havsmiljöförordningen. I Sverige ansvarar Havs- och vattenmyndigheten för genomförandet av direktivet. Genomförandet sker i flera steg under en sexårscykel. För att bedöma miljöstatusen används 11 så kallade deskriptorer eller temaområden. För vart och ett av dessa deskriptorer/temaområden bedömer varje EU-land miljöstatusen i sina havsområden och definierar vad god miljöstatus är, indikatorer fastställs, övervakningsprogram tas fram och, om det behövs, tas även åtgärdsprogram fram. Åtgärderna ska sedan genomföras, följas upp och utvärderas. Därefter påbörjas en ny sexårscykel där kunskap och program revideras.

Helcom

Helsingforskonventionen är en regional miljökonvention för Östersjöområdet, inklusive Kattegatt. Parter är Danmark, Estland, Finland, Lettland, Litauen, Polen, Sverige, Tyskland, Ryska Federationen och EU.

IBTS

International Bottom Trawl Survey genomför beståndsuppskattningar av fisk i Nordsjön, i samband med dessa övervakas marint skräp på havsbotten.

ICES

The International Council for the Exploration of the Sea, är en internationell organisation som tar fram forskning och råd för att stödja ett hållbart nyttjande av världshaven. ICES levererar vetenskapliga publikationer, information och förvaltningsråd som efterfrågas av medlemsländer, internationella organisationer och konventioner som till exempel Ospar och Helcom.

Marint skräp/marint avfall

Begreppen används synonymt och innefattar fasta föremål och material som har tillverkats eller bearbetats av människor och som avsiktligt kastats eller oavsiktligt förlorats i den marina och kustnära miljön. Det inkluderar även föremål och material som transporterats till havsmiljön från aktiviteter på land. Marint skräp kan bestå av plast, gummi, tyg/textil, papper/kartong, glas/keramik, metall och behandlat/bearbetat trä. Det är i huvudsak dessa materialkategorier som hittills använts i samband med att marint skräp övervakas. Enligt EU:s tekniska arbetsgrupp för marint skräp (EU TG ML) omfattas inte halvfasta rester av exempelvis mineral- och vegetabiliska oljor, paraffin och kemikalier i definitionen (Galgani et al., 2010). I EU-kommissionens beslut (EU) 2017/848 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus inkluderas även kategorierna kemikalier och livsmedelsavfall.

Marint skräp förekommer på stränder, i vattenpelaren, på havsbotten och i sediment, både som stora föremål (makroskräp) och som små delar eller partiklar (mikroskräp). Marint skräp är en så kallad deskriptor (temaområde) som används för att bedöma miljöstatusen i Europas hav i enlighet med havsmiljödirektivet.

Havs- och vattenmyndigheten använde inledningsvis begreppet marint avfall utifrån den översättning som gjordes i samband med att havsmiljödirektivet översattes, från det engelska ordet "litter" till det svenska ordet "avfall". Under havsmiljödirektivets genomförande har myndigheten valt att gå över till begreppet marint skräp då man anser att det bättre överensstämmer med det engelska ordet "litter". I EU-kommissionens beslut (EU) 2017/848 om kriterier och metodstandarder för god miljöstatus används i den svenska översättningen numera begreppet marint skräp. Däremot används i Naturvårdsverkets vägledning till kommunerna "Strategiskt arbete för minskad nedskräpning" begreppet marint avfall. Utredningen har valt att använda begreppet marint skräp då det på ett tydligt sätt illustrerar att avfall kan vara en resurs medan skräp är avfall som har hamnat på fel plats.

Makroplast

Det finns i dagsläget ingen fastställd definition för makroplast. Enligt EU TG ML avses plastföremål och plastbitar/delar större än 25 mm (Piha et al., 2011). Ibland avses istället plastbitar större än 20 mm, det gäller främst i amerikansk litteratur (t.ex. Worm et al., 2017).

Mesoplast

Det finns i dagsläget ingen fastställd definition för mesoplast. Enligt EU TG ML avses plastföremål och plastbitar i storleksordningen 5 mm till 25 mm (Piha et al., 2011). I amerikansk litteratur anges ibland 20 mm som övre gräns (t.ex. Worm et al., 2017). Inom litteraturen används ibland denna term, men i de flesta sammanhang talar man endast om makro- och mikroplast.

Mikroplast

Det finns i dagsläget ingen fastställd definition för mikroplast. Enligt havsmiljödirektivet innefattas plastpartiklar som är mindre än 5 mm. Den övre gränsen på 5 mm är vanligt förekommande i litteraturen (t.ex. GESAMP, 2015; Verschoor, 2015). Den undre gränsen varierar däremot. Till exempel har FN:s rådgivande grupp GESAMP (The Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection) angett 1 μm (1000 nm) som undre gräns (GESAMP, 2015). I EU TG ML:s riktlinjer för övervakning föreslås

övervakningsprotokoll för mikroplaster i storleksklassen 1–5 mm samt övervakningsprotokoll för mikroplaster mindre än 1 mm (Hanke et al., 2013).

Utredningen går inte närmre in på storleksgränser. Med mikroplast avser vi fasta partiklar av plast oberoende av form (exempelvis som korn, flagor och fibrer), som är mindre än 5 mm i sin största dimension och som är olösliga i vatten.

Mikroplast delas ofta upp i två grupper, primär och sekundär mikroplast. Primär mikroplast tillverkas redan från början som små pellets eller partiklar av annan form. Pellets används som råmaterial vid tillverkning av plastprodukter. Korn och partiklar i andra former tillsätts i kosmetika och hygienartiklar eller används till blästring. Sekundär mikroplast bildas oavsiktligt när plastmaterial slits och plastpartiklar frigörs exempelvis när syntetiska kläder tvättas eller syntetiska rep nöts eller när plastföremål succesivt bryts ner till mindre och mindre bitar i miljön exempelvis till följd av nedskräpning.

I en bred definition av mikroplast inkluderas ofta material baserade på icke-syntetiska polymerer som naturgummi och polymermodifierad bitumen. Anledningen till det är att sådant material kan ge upphov till solida partiklar med högt polymerinnehåll och ur miljösynpunkt ha liknande egenskaper som mikropartiklar av plast (Verschoor., 2015). Därför har till exempel Naturvårdsverket valt att inkludera även material baserade på icke-syntetiska polymerer som naturgummi och polymermodifierad bitumen i sina förslag till åtgärder mot mikroplast (Naturvårdsverket, 2017). Eftersom utredningen inte har fokus på specifika åtgärder riktade mot mikroplast och liknande ämnen använder vi inte den breda definitionen av mikroplast.

Nedskräpning

I 15 kap. miljöbalken finns bestämmelser om avfall. Av 15 kap. 26 § miljöbalken framgår att ingen får skräpa ner utomhus på en plats som allmänheten har tillträde eller insyn till. Bestämmelsen innebär ett allmänt förbud mot nedskräpning, den riktar sig till alla och avser såväl gatumark och tomter som naturområden. Med skräp avses både små och stora föremål. Skräp i lagens mening kan alltså utgöras av såväl bilar och byggavfall, som glas, papper, engångsgrillar eller cigarettfimpar.

Ospar

Oslo-Pariskonventionen är en regional miljökonvention för Nordostatlanten, där Nordsjön, Skagerrak och delar av Kattegatt ingår. Parter är Belgien, Danmark, Finland, Frankrike, Irland, Island, Luxemburg, Norge, Portugal, Schweiz, Spanien, Sverige, Tyskland, Storbritannien, Nederländerna och EU.

Plastläckage

Plast som inte längre är en del av cirkulära materialflöden.

Skrotbåtar

Övergivna, nedskräpande och uttjänta båtar.

Spökgarn/spökredskap

Spökgarn avser förlorade (avsiktligt eller oavsiktligt) fiskenät och trålar. Problematiken omfattar även andra typer av förlorade fiskeredskap som burar och ryssjor. Även förkortningen ALDFG (Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear) används i detta sammanhang. Utredningen använder huvudsakligen begreppet spökredskap.

Vattenburet skräp och vattenburet avfall

Avfall eller skräp som färdas med vattendrag, vanligtvis med den marina miljön som slutdestination. Motsvarar det engelska begreppet "Riverine litter".

2 Plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen

Ur Direktiv 2017:60

Vissa plastprodukter är särskilt förekommande i nedskräpningssammanhang och riskerar att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur.

Utredaren ska därför identifiera de plastprodukter, inklusive förpackningar, som ofta förekommer i nedskräpningen.

I detta kapitel identifierar utredningen de plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen. Kapitlet inleds med en beskrivning av utredningens uppdrag, utgångspunkter och avgränsningar i relation till denna fråga. Därefter beskrivs nedskräpning inklusive marint skräp som ett hållbarhetsproblem, följt av en redogörelse av de huvudsakliga mätmetoder som används för att mäta skräp i Sverige, både på land (avsnitt 2.3.1) och i den marina miljön (avsnitt 2.3.2). I avsnitt 2.4 redovisar vi resultaten för mätningar på land, i avsnitt 2.5 redovisas resultaten för mätningar på stränder och i avsnitt 2.6 resultaten för mätningar på havsbotten. Därefter redogörs i avsnitt 2.7 för begreppet skadlighet. Slutligen ges i avsnitt 2.8 en sammanfattning över de plastprodukter som utredningen har identifierat som särskilt förekommande i nedskräpningssammanhang och som riskerar att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur.

I samband med att beslut fattades om denna utredning fick Naturvårdsverket (NV) och Havs- och vattenmyndigheten (HaV) ett gemensamt regeringsuppdrag med syftet att se över möjligheterna att minska de negativa miljöeffekterna av plast till följd av nedskräpning (M2017/01438/Ke). Myndigheterna ska utifrån vad som framkommer i utredningen föreslå och utforma lämpliga åtgärder och styrmedel. Utredningens delredovisning utgör därmed

ett underlag till myndigheternas vidare arbete med att föreslå åtgärder och styrmedel.

2.1 Avgränsningar

2.1.1 Samhällsekonomiska konsekvenser

Förutom att vissa plastprodukter är särskilt förekommande i nedskräpningssammanhang är vissa kategorier av skräpföremål mer skadliga än andra för det marina djurlivet eftersom det är större risk att djur fastnar i denna typ av föremål eller att föremålen misstas för föda. Även djur på land skadas av skräpföremål. Skräpföremål kan innehålla kemikalier som påverkar djur och organismer negativt. Förutom ekologisk skada leder nedskräpning till samhällsekonomiska konsekvenser i form av till exempel minskade rekreationella värden och minskade intäkter från turism (Newman et al., 2015). Utifrån skrivningen i uppdraget behandlas inte de samhällsekonomiska konsekvenserna av nedskräpning i detalj i denna rapport. I arbetet med att identifiera de plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen har utredningen valt att, i möjligaste mån, väga in den ekologiska skadeaspekten.

2.1.2 Mikroplast

Flera rapporter pekar på att nedbrytning av makroplast är en viktig, kanske till och med den viktigaste källan till mikroplast i den marina miljön. Såväl antal föremål (förekomst) som föremålens vikt (mängd) är faktorer som har betydelse för uppkomsten av mikroplast. En tysk rapport uppskattar att nedbrytningen av större plasticskräp bidrar till 81–89 procent av den sekundära mikroplasten (Essel et al., 2015) och en holländsk rapport bedömer att plasticskräp, som till störst del består av förpackningar och engångsprodukter, är den mest prioriterade källan att åtgärda för att komma tillrätta med mikroplast i havet (Verschoor et al., 2014). Även i Sverige bedöms nedskräpning av makroskräp som en av de viktigare källorna att åtgärda för att komma tillrätta med uppkomsten av mikroplaster. I juni 2017 avrapporterade NV sitt regeringsuppdrag om mikroplaster där man visar på vilka steg som behöver tas för att förebygga och minska

spridning av mikroplaster från landbaserade källor (Naturvårdsverket, 2017). Mot bakgrund av ovanstående har utredningen valt att i detta kapitel fokusera på nedskräpning av makroplast, andra källor till mikroplast berörs inte i detta kapitel.

2.1.3 Källor

För att svara på frågan om vilka plastprodukter, inklusive förpackningar, som ofta förekommer i nedskräpningen har statistikunderlag hämtats in från HaV, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua) och Håll Sverige Rent (HSR).

2.2 Nedskräpning – ett hållbarhetsproblem

Nedskräpning sker på land och till havs och är ett hållbarhetsproblem som får sociala, ekonomiska och miljömässiga konsekvenser. Förutom att både djur och människor riskerar att skadas av skräpet får nedskräpningen samhällsekonomiska konsekvenser exempelvis i form av att kommuner varje år tvingas lägga stora summor på att städa stadsmiljöer och stränder. Även fiskerinäringen drabbas ekonomiskt genom att skräpet orsakar skador på fiskeredskapen, att fiskaren får lägga tid på att rensa redskapen från skräp, att fiskefångsten kontamineras på grund av exempelvis burkar med olje- eller färgrester eller att fartygen får propellrar och kylvattenintag blockerade av skräp (Hall, 2000; Newman et al., 2015). År 2012 gjorde NV bedömningen att kommunernas kostnad för att städa Bohuskustens stränder var cirka 10–15 miljoner kr per år. Projektet Ren och Attraktiv Kust gjorde 2016 bedömningen att en fullständig strandstädning av Bohuskusten skulle kosta cirka 17 miljoner kr per år (Naturvårdsverket, 2016).

Skräpiga miljöer upplevs ofta som otrygga och studier visar att skräpiga miljöer kan leda till ytterligare nedskräpning och andra problem som skadegörelse (Wilson et al., 1982; Keizer et al., 2008). Nedskräpning är ett resursslöseri där avfall som skulle kunna recirkuleras istället blir ett kostsamt problem som behöver åtgärdas.

Den marina nedskräpningen är ett globalt miljöproblem som under senare år fått stor uppmärksamhet. Plastföremål utgör den största delen av det marina skräpet och på grund av att plast generellt

är mycket svårnedbrytbart och att det varje år tillförs stora mängder plast till den marina miljön från både land- och havsbaserade aktiviteter ökar mängden marint plastskräp över tid. Det innebär en ökad risk för fysisk och kemisk påverkan på den marina miljön.

Så mycket som 4,8 till 12,7 miljoner ton plastavfall och plastskräp från land beräknas globalt hamna i den marina miljön årligen (Jambeck et al., 2015). Det innebär att upp mot fem procent av det plastavfall som årligen genereras hamnar i den marina miljön. Det är huvudsakligen genom otillräcklig avfallshantering och nedskräpning som skräpet uppstår och det transporteras sedan till havet via vindar, floder och vattendrag samt via regn-, avlopps- och dagvatten. I Sverige liksom andra kalla länder kan även snödumpning utgöra en transportväg. Även havsbaserade aktiviteter såsom fiske och sjöfart bidrar till marint skräp. År 1975 beräknades 6,4 miljoner ton avfall (alla material) från den kommersiella sjöfarten, militära operationer och fartygsolyckor hamna i havet. Sedan dess har dumpning av plastavfall förbjudits men förluster förekommer fortfarande. Även naturkatastrofer bidrar till uppkomsten av marint skräp (Jambeck et al., 2015). I stort sett all mänsklig verksamhet som sker längs med kusten, till havs eller längs med vattendrag riskerar att generera marint och vattenburet skräp, exempel på sådana verksamheter är kommersiellt fiske, fritidsfiske, kommersiell sjöfart, fritidsbåtar, offshore-verksamheter, kommersiella hamnar, turism, jordbruk, bygg- och rivningssektorn, hushåll och avfallshantering. Därtill kan sanitärt avfall nå den akvatiska miljön via avlopps- och dagvattenutsläpp exempelvis vid bräddningar¹, eller via utsläpp från den kommersiella sjöfarten till exempel kryssningsfartyg. Globalt är öppna, både legala och illegala, avfallsdeponier samt bristande avfallshantering en av de största orsakerna till marint skräp.

Enligt Jambeck et al. (2015) är befolkningstäthet i kustnära områden och kvaliteten på avfallshanteringen avgörande faktorer för hur mycket plast som läcker ut i miljön med risk för att bli marint skräp. Genom att analysera avfallsstatistik, befolkningstäthet i kustnära områden och ekonomiska förutsättningar i 192 länder uppskattar Jambeck att 20 länder står för 83 procent av det plastavfall som når havet. Av dessa är 16 medelinkomstländer med en snabb ekonomisk tillväxt och med en bristande avfallshantering. Även i länder med en

¹ Bräddning är när överskottsvatten från kombinerade spill- och dagvattenledningar släpps ut direkt i ett vattendrag, oftast med liten eller ingen behandling före utsläppet.

relativt bra avfallshantering kan stora mängder plastavfall uppstå. Ett exempel på det är USA som har en stor andel kustnära befolkning och en hög användning av plast, se tabell 2.1. Genom att förbättra avfallshantering i de länder som bidrar mest till läckaget av plastavfall kan effektiva globala miljövinster göras. En minskad plastanvändning och reducerade mängder plastavfall även i länder med hög plastanvändning är viktiga åtgärdsstrategier för att minska det globala plastläckaget till miljön (Jambeck et al., 2015).

Tabell 2.1 Uppskattning av länders läckage av plastavfall från land till hav

Land inkl. ekonomisk klassificering	Kustnära pop. stl. (milj.)	Avfall (kg/pp/d)	Felhanterat plastavfall (milj./år)	% av total felhanterat plastavfall	Marint plastskräp (milj. ton/år)
Kina (ÖMI)	262,9	1,10	8,82	27,7	1,32–3,53
Indonesien (LMI)	187,2	0,52	3,22	10,1	0,48–1,29
Filippinerna (LMI)	83,4	0,5	1,88	5,9	0,28–0,75
Vietnam (LMI)	55,9	0,79	1,83	5,8	0,28–0,73
Sri Lanka (LMI)	14,6	5,1	1,59	5,0	0,24–0,64
Thailand (ÖMI)	26,0	1,2	1,03	3,2	0,15–0,41
Egypten (LMI)	21,8	1,37	0,97	3,0	0,15–0,39
Malaysia (ÖMI)	22,9	1,52	0,94	2,9	0,14–0,37
Nigeria (LMI)	27,5	0,79	0,85	2,7	0,13–0,34
Bangladesh (LI)	70,9	0,43	0,79	2,5	0,12–0,31
Sydafrika (ÖMI)	12,9	2,0	0,63	2,0	0,09–0,25
Indien (LMI)	187,5	0,34	0,60	1,9	0,09–0,24
Algeriet (ÖMI)	16,6	1,2	0,52	1,6	0,08–0,21
Turkiet (ÖMI)	34,0	1,77	0,49	1,5	0,07–0,19
Pakistan (LMI)	14,6	0,79	0,48	1,5	0,07–0,19
Brasilien (ÖMI)	74,7	1,03	0,47	1,5	0,07–0,19
Burma (LI)	19,0	0,44	0,46	1,4	0,07–0,18
Marocko*(LMI)	17,3	1,46	0,31	1,0	0,05–0,12
Nordkorea (LI)	17,3	0,6	0,30	1,0	0,05–0,12
USA (HI)	112,9	2,58	0,28	0,9	0,04–0,11

Källa: Baserad på Jambeck et al. 2015. Ekonomisk klassificering enligt kategorierna: HI (hög inkomst), ÖMI (Övre medelinkomst), LMI (Lägre medelinkomst) och LI (Lägre inkomst). Definitionerna är från Världsbanken och baserade på BNP för 2010. Kustnära population avser populationer inom 50 km från havet. Felhanterat plastavfall inkluderar bristfälligt hanterat plastavfall samt nedskräpning. Procent av totala mängden felhanterat plastavfall är beräknad utifrån befolkningsmängd inom 50 km från havet i 192 länder, ländernas ekonomiska klassificering samt genererat plastavfall i kilogram per person och dag. Variationsvidd presenteras för mängden marint plastskräp.

*Om EU:s kustnationer (totalt 23 länder) räknas som en gemensam enhet hamnar de på artonde plats.

Schmidt et al. (2017) poängterar att floder är viktiga transportvägar för skräp och att bristande avfallshantering även i områden långt från havet har en stor påverkan på mängden marint skräp. Enligt Schmidt transporterar 10 floder cirka 90 procent av det vattenburna plastskräpet. Åtta av dessa floder finns i Asien och två i Afrika. En minskning av belastningen från dessa tio floder med 50 procent skulle bidra till en global minskning av belastningen med 45 procent (Schmidt et al., 2017).

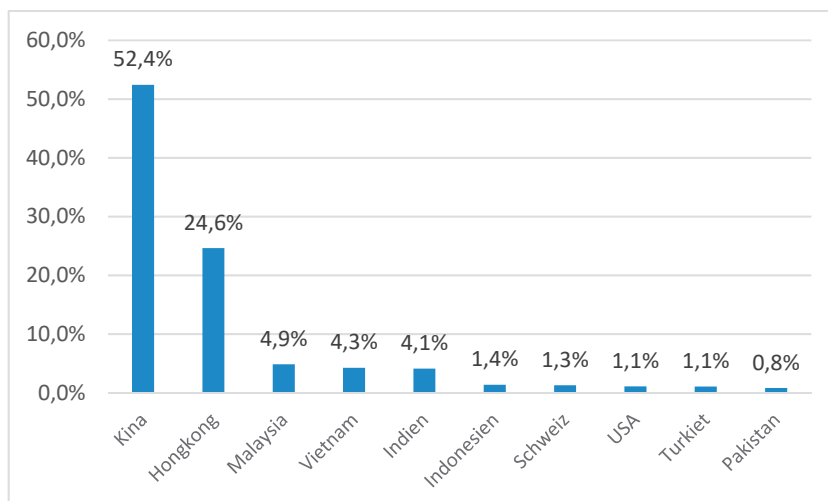
2.2.1 EU:s och Sveriges export av plastavfall

EU utgör världens största exportör av plastavfall. Det mesta har fram till årsskiftet 2017/2018 exporterats till Kina inklusive Hongkong. Enligt en rapport från International Solid Waste Association (ISWA) från 2014 exporterades minst 87 viktprocent av EU:s plastavfall till Kina och Hongkong. I stort sett allt plastavfall som exporterades till Hongkong exporterades sedan vidare till Kina. Även plastavfall som EU har exporterat till Malaysia, Vietnam och Indonesien (ASEAN-länderna) kan exporteras vidare till Kina. (Velis et al., 2014).

År 2016 producerade EU cirka 27 miljoner ton plastavfall. Av det samlades cirka 8,4 miljoner ton (ca 31 %) in för återvinning, varav drygt 3 miljoner ton exporterades till länder utanför Europa (PlasticsEurope, 2017). Handelsstatistik för 2016² visar att 77 procent (ca 2,4 miljoner ton) av EU:s exporterade plastavfall skickades till Kina inklusive Hongkong. Ytterligare cirka 15 procent (ca 450 000 ton) exporterades till ASEAN-länderna och Indien. Figur 2.1 visar de 10 länder som huvuddelen (90 %) av EU:s export av plastavfall skett till.

² En sökning i EU:s Market Access Database på varukod 3915 "Avklipp, avfall och skrot av plast samt plastskrot".

Figur 2.1 EU:s export av plastavfall till länder utanför EU 2016

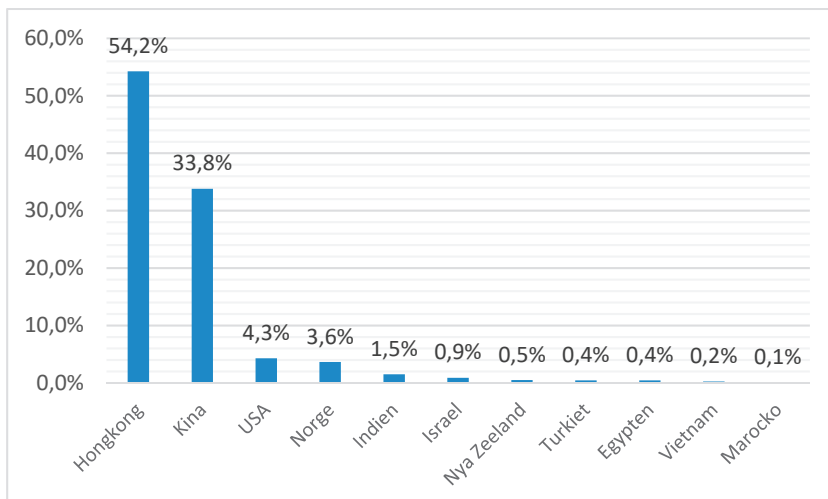


Källa: EU-kommissionens Market Access Database.

Huvuddelen (90%) av EU:s export av plastavfall sker till 10 länder. Andelen är baserad på export (i kg) av varukod 3915 "Avklipp, avfall och skrot av plast samt plasticskrot" till länder utanför EU.

År 2016 exporterade Sverige nästan 30 000 ton plastavfall till 11 länder utanför EU. Huvuddelen (88 %) av plastavfallet exporterades till Hongkong och Kina, se figur 2.2.

Figur 2.2 Sveriges export av plastavfall till länder utanför EU 2016



Källa: EU-kommissionens Market Access Database.

Sverige exporterar sitt plastavfall till 11 länder. Andelen är baserad på export (i kg) av varukod 3915 "Avklipp, avfall och skrot av plast samt plastskrot" från Sverige till länder utanför EU.

En jämförelse mellan de 20 länder som står för störst läckage av plastavfall till den marina miljön och de länder som EU och Sverige exporterat sitt plastavfall till görs i Tabell 2.2. En sådan jämförelse kan peka på att EU och Sverige, genom sin export av plastavfall till länder med bristfällig avfallshantering bidragit till den globala nedskräpningen av världshaven. Men eftersom det importerade plastavfallet har ett värde är det sannolikt bara en liten del av detta plastavfall som läcker ut till den marina miljön. Tilläggas ska dock att EU, betraktat som en enhet, kommer som nummer 18 på listan över de länder som bidrar mest till läckage av plastavfall till haven.

Tabell 2.2 Jämförelse mellan de 20 länder som bidrar mest till läckage av plastavfall till den marina miljön med EU:s och Sveriges export av plastavfall till länder utanför EU 2016

Länder som bidrar mest till läckage av plastavfall till den marina miljön	EU:s export av plastavfall	Sveriges export av plastavfall
Kina (ÖMI)	Kina	Hongkong
Indonesien (LMI)	Hongkong	Kina
Filippinerna (LMI)	Malaysia	USA
Vietnam (LMI)	Vietnam	Norge
Sri Lanka (LMI)	Indien	Indien
Thailand (ÖMI)	Indonesien	Israel
Egypten (LMI)	Schweiz	Nya Zeeland
Malaysia (ÖMI)	USA	Turkiet
Nigeria (LMI)	Turkiet	Egypten
Bangladesh (LI)	Pakistan	Vietnam
Sydafrika (ÖMI)	Taiwan	Marocko
Indien (LMI)	Ukraina	
Algeriet (ÖMI)	Serbien	
Turkiet (ÖMI)	Saudi Arabien	
Pakistan (LMI)	Bangladesh	
Brasilien (ÖMI)	Sydkorea	
Burma (LI)	Yemen	
Marocko* (LMI)	Marocko	
Nordkorea (LI)	Thailand	
USA (HI)	Förenade Arab Emiratet	

Källa: Kolumn 1: Jambeck et al. 2015, kolumn 2 och 3: EU-kommissionens Market Access Database. Kolumn 1 visar de 20 länder som står för störst läckage av plastavfall till den marina miljön. *Om EU:s kustnationer (totalt 23 länder) räknas som en gemensam enhet hamnar de på artonde plats (se tabell 2.1). Kolumn 2 visar de 20 länder som huvuddelen (98,7 %) av EU:s plastavfall exporteras till (se figur 2.1). Kolumn 3 visar de 11 länder som Sverige exporterar sitt plastavfall till (se figur 2.2). Länderna i kolumn 2 och 3 är rangordnade efter hur stor exporten är räknat i vikt. Länder i fet stil visar på vilka länder som bidrar mest till läckaget av plastavfall till den marina miljön och som export av plastavfall sker till från EU och Sverige.

Sedan årsskiftet 2017/2018³ har Kina infört begränsningar för import av 24 typer av fasta avfall, utöver plast handlar det exempelvis om sorterat pappersavfall och textilavfall (WTO, 2017). Begränsningen innebär att plastavfallet inte får innehålla mer föroreningar än 0,5 viktprocent. Som förorening räknas till exempel andra oönskade plaster, metaller, keramer, fibrer och grus. Detta påverkar Sverige och EU eftersom en stor del av unionens avfall exporterats

³ Kina meddelade 15 november 2017 till WTO, genom s.k. ”Technical Barriers to Trade Notifications” (TBT Notifications), att landet bl.a. inte kommer att ta emot ”Waste and scrap of plastics” fr.o.m. 1 mars, 2018, vilket godkändes 31 dec 2017.

till Kina (se Figur 2.1 och Figur 2.2). Framför allt är det plastavfall från komplexa produkter såsom fordon och elektronik som har svårt att klara av Kinas nya krav (Forsgren, 2018). De nya kraven medför att Sverige och EU behöver hitta nya lösningar för att omhänderta det insamlade plastavfallet. Detta kan på sikt skapa affärsmöjligheter och gynna materialåtervinningen inom EU men då krävs att de produkter som sätts på marknaden görs mer återvinningsbara. Till exempel har materialbolaget Plastkretsen beslutat att under 2018 bygga en ny sorteringsanläggning för plastförpackningar. Satsningen kommer att leda till att Sverige får en av Europas modernaste sorteringsanläggningar för plastförpackningar och att de plastförpackningar som samlas in i Sverige inte behöver skickas till andra länder för sortering. Ett annat exempel är företaget Borealis som har köpt ett tyskt plaståtervinningsföretag vilket ger möjlighet att öka återvinningen av blandat plastavfall.

I EU-kommissionens plaststrategi (EU-kommissionen, 2018a) framgår kommissionens ambition om att senast 2030 ska alla plastförpackningar på EU:s marknad vara återvinningsbara eller kunna återanvändas samt hälften av allt plastavfall som uppstår i EU ska återvinnas. Man manar också i strategin till handling i en global kontext. Utredningen kommer att närmre gå in på EU:s plaststrategi i slutbetänkandet.

2.3 Mätningar av skräp

Genom att övervaka och mäta skräp ges information om vilken typ av föremål som förekommer och hur mycket skräp det finns i olika miljöer. Genom denna typ av kunskap underlättas förståelsen för vilka åtgärder och styrmedel som behövs för att minska problemet. I Sverige genomförs mätningar av nedskräpning på land i olika miljöer, exempelvis större städer, mindre tätorter och i parkområden och grönytor (se avsnitt 2.3.1). Miljöövervakning av marint skräp sker på stränder och havsbotten (se avsnitt 2.3.2). Oftast redovisas resultaten som antal skräpföremål istället för mängd (vikt) skräpföremål, det beror på att vissa materialkategorier exempelvis metall och glas är betydligt tyngre än plast samt att enstaka större föremål kan påverka medelvikten mycket. Förutom de standardiserade

mätningarna sker städinsatser som kan bidra med viss nedskräpningsinformation (se avsnitt 2.3.3). Utredningen har valt att i huvudsak utgå från den information som samlas in på ett standardiserat sätt.

2.3.1 Metoder för mätning av skräp på land

NV har i samarbete med HSR tagit fram en vägledning för att stötta kommunerna i deras strategiska arbete för att minska nedskräpningen (Naturvårdsverket, 2013). En viktig del i det strategiska arbetet är att kartlägga och mäta nedskräpningen inom kommunen. HSR har tillsammans med Statistiska Centralbyrån (SCB) tagit fram mätmetoder för skräpmätning i:

- stadsmiljö (större tätorter med mer än 20 000 invånare),
- mindre tätorter och förorter (färre än 20 000 invånare),
- parker och öppna ytor (mellan en till tio hektar) samt
- utsatta områden.

Mätningarna ovan genomförs på frivillig basis av kommuner, i dagsläget är det 16 procent av kommunerna som genomför skräpmätningar. Deltagande kommuner erbjuds användarstöd av HSR för att genomföra mätningarna samt följa upp och kommunicera resultaten. Kommunerna ska enligt föreskrifterna för avfallsplanering (NFS 2017:2) upprätta mål och införa åtgärder mot nedskräpning. Obligatoriska mätningar skulle underlätta uppföljningen av mål och effekten av införda åtgärder mot nedskräpning.

Metoden för skräpmätning i stadsmiljö har använts sedan 2008. Mätmetoden för de olika områdena skiljer sig åt vad det gäller antal mätpunkter, hur mätpunkterna väljs ut och tidsperiod för när mätningen genomförs. För stadsmiljö sker urval av mätpunkter slumpmässigt efter nationella vägdatabasen. För mindre tätorter, förorter, parker och grönområden sker urval av mätpunkter slumpmässigt inom valt mätområde. För utsatta områden sker val av mätpunkter utifrån specifika kriterier. Metoden för utsatta områden är under revidering.

Fram till 2016 har föremålen som mäts kategoriserats i huvudkategorierna: papp/kartong, papper, glas, metall, hårdplast, mjukplast,

organiskt och annat. Hårdplast har i sin tur delats upp i underkategorierna ”snusdosa” och ”hårdplast övrigt”. Mjukplast har delats upp i underkategorierna ”glasspapper” och ”mjukplast övrigt”. Från och med 2017 hänförs plastföremålen till huvudkategorin ”plast” som i sin tur delas in i underkategorierna: godis-/snacks-/glassförpackning, mat-/dryckesförpackning/mugg, plastflaska (pant), plastpåse, snusdosa, cellofan från cigarettpaket och övrig plast.

Resultaten redovisas som antal skräp per 10 m². Resultaten av mätningarna har hittills registrerats hos SCB som även analyserat data. Alla data sparas i en databas vilket möjliggör jämförelser över tid.

2.3.2 Metoder för mätning av marint skräp

I EU finns marint skräp med som en av 11 deskriptorer (temaområden) i havsmiljödirektivet. Det innebär bland annat att EU-länderna ska genomföra och samarbeta gällande övervakning av marint skräp. I Sverige är det HaV som ansvarar för implementeringen av havsmiljödirektivet. På uppdrag av HaV genomförs övervakning av makroskräp på stränder och havsbotten, läs mer om detta i avsnitten nedan. Enligt direktivet ska även övervakning av mikroskräp ske och det är önskvärt med övervakning av skräpets påverkan på organismer och djur (biota), exempelvis i form av intag av skräp eller andra effekter såsom insnärjning. Anledningen till att det i nuläget inte sker någon miljöövervakning av mikroskräp i Sverige är att det saknas en fastställd metodstandard för insamling och analys av mikroskräp, både nationellt och internationellt. Ett standardiseringsarbete pågår inom de båda havsmiljökonventionerna Helcom och Ospar men det är oklart när en metodstandard för mikroskräp kan beslutas. Tills vidare bidrar Sverige till utvecklingsarbetet genom att finansiera studier av mikroskräp och expertdeltagande i internationella arbetsmöten.

I Sverige sker i nuläget ingen övervakning av skräps påverkan på organismer och djur. Inte heller inom Helcom finns en indikatorart framtagen för Östersjöförhållanden. Däremot använder flera länder inom Ospar stormfågeln (*Fulmarus glacialis*) som indikatorart för att mäta förekomst av skräp i biota. Stormfågeln är vanligt förekommande i stora delar av Nordostatlantens, men i Sverige är denna fågel endast en sporadisk besökare på västkusten och i Östersjön

förekommer den i stort sett inte alls, varför den inte lämpar sig som indikatorart för svenska förhållanden. Stormfågeln söker sin föda till havs, där den äter det som flyter på vattenytan, däribland skräp, varför fågeln enligt Ospar utgör en lämplig indikatorart. I övervakningen utförs magsäcksanalyser från döda fåglar som strandat eller förolyckats på annat sätt. Ospar har ett långsiktigt mål om att mindre än 10 procent av fåglarna ska ha nivåer som inte överstiger 0,1 gram plast i sina magar (Ospar, 2017). Läs mer om mätresultat i avsnitt 2.7.1.

Metoder för mätningar av skräp på svenska referensstränder

Mätningar av förekomst av skräp på svenska ständer sker i enlighet med två metoder:

- Ospar-metoden för Bohuskusten (Skagerrak) och
- MARLIN-metoden för resterande kuststräcka (Östersjön inklusive Kattegatt och Öresund).

Anledningen till att två olika metoder används är att skräp på stränder relativt tidigt uppmärksammades som ett miljöproblem inom havsmiljökonventionen för Nordostatlanten (Ospar). Bohuskusten är hårt drabbad av ilandflutet skräp, vilket beror på att skräp från hela Nordsjön driver med vindar och ytvattenströmmarna till Skagerrak och där ansamlas i en virvel för att sedan deponeras längs med kusten. Förekomst av skräp på stränder har därför övervakats i Skagerrak sedan 2001. Referensstränderna har valts ut enligt kriterier fastställda i Ospars riktlinjer för övervakning av skräp på stränder (Ospar, 2010) och utgörs av så kallade oexploaterade stränder med syftet att visa på förekomst och typ av skräp som kommer från havet, antingen från havsbaserade källor eller som transporterats långväga ifrån, så kallat ilandflutet skräp. Läs mer i under rubriken *Mätmetod för skräp på svenska referensstränder i Skagerrak* i detta kapitel.

Inom Helcom (Östersjön) har skräp på stränder uppmärksammats som ett miljöproblem först under senare år. I samband med EU-projektet Baltic Marine Litter 2011–2013 (MARLIN)⁴ utvecklade HSR en mätmetod ”MARLIN-metoden”. Metoden är baserad på

⁴ <http://www.hsr.se/sites/default/files/marlin-baltic-marine-litter-report.pdf>

UNEP:s (United Nations Environment Programme) och IOC:s (Intergovernmental Oceanographic Commission) internationella riktlinjer för övervakning av skräp på stränder. Referensstränder som väljs ut enligt kriterier fastställda inom MARLIN-projektet har till syfte att visa på förekomst och typ av skräp från både land- och havsbaserade källor. Enligt MARLIN-metoden ska därför referensstränderna kategoriseras som urbana, peri-urbana (stadsnära) eller rurala (oexploaterade). I Sverige är de stränder som valts ut med MARLIN-metoden antingen peri-urbana (stadsnära) eller rurala (oexploaterade). Stadsnära stränder har många besökare sommartid och det skräp som där hittas kommer främst från dessa besökare. Mätningar på stadsnära stränder visar därmed främst på nedskräpning från land och hur mycket skräp från stranden som potentiellt kan bli skräp i havet, till skillnad från oexploaterade stränder som främst visar på ilandflutet skräp. Läs mer under rubriken *Mätmetod för skräp på svenska referensstränder i Östersjön inklusive Öresund och Kattegatt* i detta kapitel.

Den huvudsakliga skillnaden mellan Ospar och MARLIN-metoden är att MARLIN-metoden syftar till, att förutom att visa på ilandflutet skräp, även visar på nedskräpning från land. En annan skillnad mellan de båda protokollen är att skräpkategorierna till viss del skiljer sig åt, till exempel innehåller MARLIN-protokollet färre föremål, vilket bland annat beror på att vissa aktiviteter, och därmed tillhörande föremål, inte förekommer i Östersjön (t.ex. fiske av bläckfisk). Ytterligare en skillnad är val av mätenhet. Enligt Ospar-metoden redovisas resultaten som antal skräp per 100 meter. Eftersom stränder har olika djup (area) ansåg man inom MARLIN-projektet att det borde framgå när resultaten redovisas och därför kan resultaten redovisas som antal skräp per areaenhet och/eller antal skräp per strandmeter. För att möjliggöra jämförelser mellan de svenska referensstränderna, både i Skagerrak och Östersjön, utgörs alla stränder av en standardiserad strandsträcka på 100 meter och resultaten redovisas som antal skräp per 100 meter.

Ospars och MARLIN:s metoder bedöms som kompatibla och möjliggör jämförelser, även om det kräver ett noggrannare analysarbete för att kunna göra sådana jämförelser. Att metoderna i Sverige skiljer sig åt mellan Bohuskusten (Ospar) och Östersjön (MARLIN) kan upplevas som ett problem, men det ska vägas mot behovet av att kunna jämföra data med andra länder i respektive region (Ospar

kontra Helcom). Till exempel ingår de svenska referensstränderna i Skagerrak i ett nätverk av andra stränder inom Oskar vilket möjliggör en miljöbedömning på regional nivå för Nordsjön. Metoderna är standardiserade och internationella, men kan framöver behöva justeras för att bättre kunna jämföras internationellt. Inom Helcom finns för nuvarande inte en harmoniserad metod men det pågår ett arbete med att ta fram en Helcom-manual. Flera länder inom Helcom använder MARLIN-metoden, vilket är en anledning till att Sverige hittills har valt att använda denna metod i Östersjön. Det pågår diskussioner, både nationellt och internationellt, om vilken/vilka metoder som ska användas framöver.

Mätningarna genomförs på uppdrag och med finansiering av HaV men samordnas och utförs av olika aktörer, läs mer om metoder och utförande i avsnitten nedan. Enligt HaV är programmet för miljöövervakning av skräp på stränder fortfarande under uppbyggnad och för att förbättra programmets kvalitet behöver antalet övervakade stränder i främst Östersjön utökas. Därutöver utförs övervakningen av flera olika aktörer, varför det är viktigt att säkerställa att skräpet räknas på samma sätt på samtliga referensstränder (Havs- och vattenmyndigheten, 2017).

Mätmetod för skräp på svenska referensstränder i Skagerrak

Sedan 2001 genomförs mätningar på sex stränder längs Skagerrak-kusten i enlighet med Oskars standardiserade protokoll. I övervakningen mäts antal föremål, indelat i cirka 120 typer av föremål, som återfinns på strandsträckan. Oskar-protokollet innehåller ingående beskrivningar och foton av olika kategorier av skräp. Mätningarna ska genomföras på en strand som är minst hundra meter lång och ske fyra gånger per år (vår, sommar, höst och vinter)⁵. På grund av svårigheter att genomföra mätningar under vintern, sker ingen vintermätning i Sverige. Mätningarna ska årligen utföras på samma strandsträcka. Mätningarna samordnas av Länsstyrelsen i Västra Götaland som i sin tur har gett Västkuststiftelsen i uppdrag att se till att mätningarna genomförs. Själva mätningen kan utföras av Västkuststiftelsen själva eller av andra utförare (exempelvis kommuner eller ideella föreningar).

⁵ https://www.ospar.org/ospar-data/10-02e_beachlitter%20guideline_english%20only.pdf

Länsstyrelsen ansvarar för att mätningarna genomförs samt för kvalitetssäkring och hantering av data. Data läggs in i Ospar gemensamma databas för strandskräp och tillgängliggörs på begäran. En registrerad användare kan ladda ner rådata och göra sammanställningar. I samband med rapporteringen till Ospar skickas även informationen till HSR som lagrar denna i sin databas.

Mätmetod för skräp på svenska referensstränder i Östersjön inklusive Öresund och Kattegatt

HSR har utfört skräpmätningar på stränder i Östersjön sedan 2012, under perioden 2012–2013 utfördes mätningarna inom EU projektet MARLIN. Från och med 2014 har HSR haft i uppdrag att, i dialog med HaV, utveckla och bygga upp ett nätverk med svenska referensstränder i Östersjön inklusive Öresund och Kattegatt.

Sedan 2015 genomförs mätningar på 10 stränder från Haparanda till Göteborg i enlighet med det standardiserade protokoll som utvecklades inom projektet MARLIN. I övervakningen mäts antalet föremål som återfinns på strandsträckan, MARLIN-protokollet innehåller cirka 80 typer av föremål. I likhet med de mätningar som genomförs längs med Skagerrak-kusten ska mätningarna genomföras på en strand som är minst hundra meter lång. Mätningarna ska utföras på samma strandsträcka från år till år och sker tre gånger per år (vår, sommar och höst).

Mätningarna utförs antingen av HSR eller av andra utförare (exempelvis kommuner och ideella föreningar). HSR står för utbildning av den personal som genomför mätningarna samt för kvalitetssäkring och hantering av data. Data läggs in HSR databas och resultaten tillgängliggörs i HSR statistikportal, dessutom är det möjligt att som registrerad användare ladda ner data som rådata eller sammanställningar.

Metoder för mätningar av skräp på svenska havsbottnar

I samband med beståndsuppskattningar av fisk i Nordsjön (International Bottom Trawl Survey, IBTS) och i Östersjön (Baltic International Trawl Survey, BITS) övervakas också skräp på havsbotten. I Skagerrak-Kattegatt (IBTS) har detta skett sedan 2010

och i Östersjön (BITS) sedan 2011. Trålningarna görs med botten-trålar, det innebär att det skräp som samlas in ligger på botten eller finns i vattnet någon eller några meter ovanför botten, och därmed anses dessa mätningar vara representativ för skräp på havsbotten. Den geografiska representativiteten bestäms huvudsakligen av de behov som finns inom programmet för beståndsuppskattning. Beståndsuppskattning av fisk sker inte i hela Östersjöområdet och därmed sker inte heller övervakning av skräp i hela Östersjön.

I Sverige är det SLU Aqua som, på uppdrag av HaV, utför övervakningen. Provtagning sker vid fyra datainsamlingsexpeditioner, två i Skagerrak-Kattegatt (IBTS) och två i Östersjön (BITS). Både inom IBTS och BITS, mäts antalet föremål per km² havsbotten. Även vikt och storlekskategori anges samt om föremålen har påväxt. Förändringar i protokollen har skett mellan 2015 och 2016, vilket till viss del påverkar resultaten. Från och med 2016 delas skräpföremålen in i sex materialkategorier: plast, metall, gummi, glas/keramik, naturliga produkter och diverse. Tidigare fanns även kategorin sanitära föremål. Föremål i denna kategori har dock tagits bort eller flyttats till andra kategorier. Ändringen beror på att de sanitära föremålen huvudsakligen består av ett material och numera också placeras under den materialkategorin. År 2015 fanns kategorin "A2_plastbit_stycke" men 2016 bytte kategorin namn till "A2_film" (förpackningsplast från industri och handel). Plastbitar placeras från 2016 i kategorin "A12_övrig plast". Under 2015 inkluderades ett flertal olika typer av förpackningar exempelvis smörpaket i kategorin "A11_Plastbackar och behållare", från och med 2016 inkluderas endast kraftigare behållare såsom plastbackar och plastdunkar i denna kategori. Övriga typer av förpackningar placeras från 2016 i kategorin "A12_Övrigt". Nuvarande sex materialkategorier delas i sin tur in i 40 olika delkategorier (typer av skräpföremål). Detta gäller för både IBTS och BITS.

Efter expeditionerna digitaliseras data och skickas till Internationella Havsforskningsrådets (ICES) databas DATRAS, där det är tillgängligt för arbetsgrupper och andra som behöver data.

Eftersom provtagning sker enligt internationell standard kan dessa data användas för bedömning av gemensamma indikatorer på regional nivå både för Nordsjön (IBTS) och för Östersjön (BITS).

SLU Aqua har även samlat in information om skräp på botten i kustvatten i samband med kustbotten-trålningar i Västerhavet. Dessa

provtagningar har skett under början av hösten 2015 och 2016. Skräpkategorierna följer de kategorier och storlekar som används inom IBTS och BITS.

2.3.3 Nedskräpning som hamnar utanför mätningarna

Det utförs inga standardiserade mätningar av skräp i övriga naturområden och därför saknas det i mångt och mycket fakta och statistik över nedskräpning i naturen. HSR får ofta information från markägare, kommuner och organisationer att skräp lämnas kvar i skog och mark (Håll Sverige Rent, 2017). Siffror för 2015 visar totalt 2125 anmälda nedskräpningsbrott, där det handlar om större skräp som dumpas, ofta i skog och mark men även i stadsmiljön (Håll Sverige Rent, 2016). Till exempel utgör övergivna bilar i naturen, längs vägar och i stadsmiljöer ett återkommande problem. Fordonen kan bland annat läcka kemikalier till vatten och mark och utgöra en skaderisk för människor och djur genom exempelvis glaskross och vassa plåtkanter m.m. (Naturvårdsverket, 2015). Idag finns det cirka 100 000 båtar som närmar sig sitt bäst-före-datum. De flesta är uttjänta plastbåtar som riskerar att dumpas i naturen eftersom det saknas ett nationellt system för återvinning och skrotning av fritidsbåtar (Naturvårdsverket, 2011).

Ytterligare ett skräpföremål som vanligen inte kommer med i skräpmätningarna är förlorade fiskeredskap. Delar av fiskenät är vanligt förekommande på stränder och havsbotten i Västerhavet. Men hela fiskeredskap i form av exempelvis trålar, nät och burar hittas vanligtvis inte på stränderna eller i de mätningar som genomförs på havsbotten inom IBTS och BITS. Orsakerna kan vara flera, det skulle kunna bero på att hela redskap sällan förloras utan snarare delar av redskap då de går sönder. Att hela redskap inte återfinns på stränderna skulle också kunna bero på att de antingen är för tunga eller att de har tyngder som gör att de inte spolats upp på stränderna. Att de inte återfinns i mätningarna på havsbotten (IBTS och BITS) kan också bero på att nät- eller burfiske vanligen inte bedrivs i områden som trålas av yrkesfisket och alltså inte heller där mätningar inom IBTS och BITS genomförs. Om det bedrivs yrkesmässigt trålfiske i området är det möjligt att redskapen har "städats bort" och lämnats i hamn inom det ordinarie avfallsmottagningsystemet för

fartygsgenererat avfall. Även strömmar kan föra med sig förlorade fiskeredskap och göra att de ansamlas på andra platser än de som provtas. Ytterligare en orsak kan vara att den övervakningen som sker för skräp på havsbotten (IBTS och BITS) i första hand är utformad för beståndsuppskattning av fisk och därför skiljer sig åt från insatser som görs i syfte att rensa bort förlorade fiskeredskap. Vid insatser för att rensa bort förlorade fiskeredskap på havsbotten, så kallade spökredskapsdragningar, används ofta någon form av krok för att få fatt i redskapen och insatsen pågår vanligen under längre tid och inom ett mer begränsat område än vad en provtagning inom BITS och IBTS gör. I de kustbottenprovtagningar som görs återfinns däremot ofta burar, men eftersom burens ramkonstruktion vanligen består av metall hänförs buren till delkategorin ”Fiske-relaterad metall” under huvudkategorin ”Metall” (Norén, 2018). Därmed finns denna information inte med i avsnitt 2.6.3. Informationen om förekomst av förlorade fiskeredskap är bristfällig men viss information kan fås genom olika projekt exempelvis MARELITT Baltic⁶ som arbetar för att kartlägga problematiken kring förlorade fiskeredskap samt minska antalet förlorade fiskeredskap i Östersjön. Viss information kan även fås från Jordbruksverket (SJV) som genom Europeiska havs- och fiskerifonden (EHFF) stöttar exempelvis dragningsinsatser där yrkesfiskare samlar in förlorade fiskeredskap eller insatser där dykare rensar vrak från förlorade fiskeredskap.

Andra sätt att få information om nedskräpning är genom HSR mobilapplikation för att rapportera skräp. ”Appen” kan till exempel användas av kommuner och andra markägare för att samla in information om var det finns mer omfattande nedskräpning. Vidare har projektet Ren och Attraktiv kust tagit fram en digital strandstädarkarta som underlättar frivilliga städinsatser och ger kommunerna information om nedskräpningsläget längs med Bohuskusten. Även andra städinsatser som genomförs av kommuner och ideella organisationer kan bidra med information om nedskräpning.

Förutom att genomföra mätningar av skräp är det, för att kunna utforma åtgärder på rätt sätt, viktigt med kunskap om attityder till nedskräpning och varför man väljer att skräpa ner eller inte. Det finns dessutom farhågor att produktmärkning på plastföremål med ord som ”bionedbrytbar” och ”komposterbar” riskerar leda till en ökad nedskräpning av plastföremål. Läs mer om detta i kapitel 4.

⁶ <https://www.marelittbaltic.eu/>

2.4 Mätresultat för skräp på land

Under 2017 mätte 13 kommuner nedskräpningen i stadsmiljö. I stadsmiljön utgör cigarettfimpar mer än 60 procent av allt skräp. Filtret i cigarettfimpar består av en slags plast, cellulosaaacetat, vilken beräknas ta 1–5 år innan den bryts ner i naturen till så små bitar att den inte längre syns med blotta ögat. Tillsammans med cigarettpaket, snus och snusdosor utgör cigarettfimpar cirka 80 procent av allt skräp. Om cigarettfimpar och snus exkluderas från statistiken dominerar kategorierna plast och papper/kartong med 34 procent vardera. Huvuddelen av plastskräpet utgörs av "Övrigt" det vill säga plastbitar i olika storlekar (54 %), följt av förpackningar för godis, glass och snacks (26 %). Tillsammans står dessa två kategorier för 80 procent av plastskräpet i stadsmiljön. Delkategorin "Övrigt" utgör störst andel i varje huvudkategori (materialslog), oavsett om man tittar på plast eller papper/kartong. Sannolikt beror det på att stadsmiljön ofta städas och att större skräp som är lättare att se städas bort medan mindre fragment blir kvar. När mätningarna sedan genomförs sorteras dessa in under delkategorin "Övrigt".

Göteborgs kommun, som är en av de 13 kommuner som mäter nedskräpningen i stadsmiljö, har även valt att mäta nedskräpningen i tre förorter. Därutöver har fyra kommuner mätt nedskräpningen i mindre tätorter. Också i förorterna och de mindre tätorterna utgör cigarettfimpar det vanligaste förekommande skräpföremålet med strax under 60 procent. Om cigarettfimpar och snus exkluderas utgör plastföremål 48 procent av skräpföremålen i förorten och 58 procent i mindre tätorter. På andra plats kommer kategorin papper/kartong med 43 procent i förorten respektive 17 procent i mindre tätorter. Liksom i stadsmiljön utgörs huvuddelen av plastkategorin i förorter och mindre tätorter av plastbitar i olika storlekar, följt av förpackningar för godis, glass och snacks, se tabell 2.3.

I sex kommuner mättes nedskräpningen i parkmiljöer. I denna miljö visade sig plastföremål vara lika vanligt förekommande som cigarettfimpar med 34 procent vardera. Om cigarettfimpar exkluderas utgör plastföremål 56 procent av det totala antalet skräpföremål följt av fraktionen papper/kartong med 26 procent. Liksom i stadsmiljöer, mindre tätorter och förorter dominerar plastkategorin (exklusive

cigarettfimpar) av plastbitar i olika storlekar, följt av förpackningar för godis, glass och snacks.⁷

Tabell 2.3 Antal plastföremål (%) i huvudkategorin plast 2017 i olika miljöer exklusive cigarettfimpar och snus

Plastkategori	Stadsmiljö	Mindre tätort	Förort	Parkmiljö
Plast övrigt	54%	60%	76%	61%
Godis-/snacks-/glassförpackning	26%	28%	15%	23%
Mat-/dryckesförpackning/Mugg	7%	4%	1%	4%
Cellofan från cigarettpaket	7%	4%	0%	3%
Plastpåse	4%	2%	5%	5%
Snusdosa	2%	1%	1%	0%
Plastflaska, pant	1%	0%	3%	2%

Källa: Baserad på underlag från HSR.

2.5 Mätresultat för skräp på stränder

I syfte att föreslå åtgärder försöker man ofta härleda föremål till specifika aktiviteter. För vissa föremål, exempelvis förlorade fiske-redskap och jordbruksplast, fungerar det bra men många föremål kan komma från ett flertal aktiviteter, både land- och havsbaserade. Föremålen kan dessutom ha transporterats långa sträckor med hjälp av vindar och havsströmmar. Därmed kan det vara svårt att avgöra om ett föremål kommer från lokalt baserade aktiviteter eller från aktiviteter utanför Sveriges gränser (Blidberg et al., 2017).

2.5.1 Internationell utblick för skräp på stränder

I en rapport från 2013 med syfte att stödja EU-kommissionen i dess arbete att med att ta fram ett övergripande nedskräpningsmål för marint skräp görs en analys av vilka typer av skräpkategorier som är vanligt förekommande på stränderna i de fyra regionala havsområdena, källor till skräpet och om det kommer kort- eller långväga ifrån (ARCADIS, 2013). Rapporten bygger bland annat på de mätningar av skräp som görs på stränder inom de fyra regionala havsområdena. Till exempel för Östersjön dominerar plastkategorin

⁷ Baserat på underlag från HSR.

med 58 procent, andelen kan dock vara underskattad då sanitära föremål, som exempelvis bomullstops, utgör en egen kategori. Plastbitar i storleksklassen 2,5–50 cm dominerar skräpet (24 %), andra vanliga skräpföremål är cigarettfimpar (10 %), plastkapsyler och lock, syntetiska tvättsvampar och plastbärkassar med 4–5 procent vardera. 71 procent (avser alla kategorier av föremål) antas komma från landbaserade aktiviteter, vidare bedöms att majoriteten av föremålen har lämnats på plats eller kommer från aktiviteter i närheten (81 %). 63 procent av föremålen bedöms ha lämnats avsiktligt. De viktigaste källorna bedöms vara strandbesökare och kustnära turism (24 %) samt fritidsfisket (14 %). Andra viktiga källor är hushåll, bygg- och rivningssektorn samt fiskesektorn med vardera 7–10 procent. Nedskräpning från enskilda konsumenter utgör med andra ord en betydande källa till marint skräp i Östersjöregionen (ARCARDIS, 2013).

En senare analys gjord av Helcom beskriver förekomst och typ av skräpföremål på 81 stränder i hela Östersjöområdet inklusive Öresund och Kattegatt under perioden 2012–2016. Analysen presenterar de 20 vanligaste förekommande skräpföremålen (alla materialslag) uppdelat på rurala (oexploaterade), urbana och peri-urbana (stadsnära) stränder. I Tabell 2.4 redovisas de tio vanligaste förekommande plastföremålen i Helcoms analys 2012–2016. Om ballonger och tillhörande attribut inkluderas ingår de bland de tio vanligaste föremålen på rurala/oexploaterade stränder. Helcoms analys visar även vilka de 20 vanligaste föremålen är uppdelat på de 15 havsbassänger⁸ som ingått i analysen. Bland de 20 vanligaste föremålen återfinns ”ballonger och tillhörande attribut” och ”förpackningsplast från industri och handel” i nio respektive 11 av de 15 analyserade havsbassängerna (Helcom, 2017a).

⁸ Havsbassäng: Geografiskt avgränsat havsområde. Exempel på havsbassänger i Helcom är Bottenviken, Bottenhavet, Egentliga Östersjön, Finska viken, Rigabukten, Bornholmshavet, Arkonahavet, Öresund, Kattegatt m.fl.

Tabell 2.4 De 20 vanligaste plastföremål i Östersjöområdet inklusive Öresund och Kattegatt (Helcom) 2012–2016

Rurala (oexploaterade)	Urbana	Peri-urbana (stadsnära)
Plastfragment 0–50 cm	Dryckesrelaterade föremål	Plastfragment 0–50 cm
Matrelaterade föremål	Plastfragment 0–50 cm	Matrelaterade föremål
Dryckesrelaterade föremål	Cigarettfimpar	Cigarettfimpar
Plastpåsar (olika stl)	Matrelaterade föremål	Dryckesrelaterade föremål
Flaskor & behållare	Plastpåsar (olika stl)	Plastpåsar (olika stl)
Snören & rep (olika stl)	Engångsbestick och sugrör	Engångsbestick & sugrör
Cigarettfimpar	Flaskor & behållare	Snören & rep (olika stl)
Förpackn.plast fr. industri/handel inkl. styva plastband	Snören & rep (olika stl)	Expanderad polystyren för isolering, paketering & tvättsvampar
Expanderad polystyren för isolering, paketering & tvättsvampar	Leksaker & andra fritidsrelaterade föremål	Flaskor & behållare
Engångsbestick & sugrör	Förlorade fiskeredskap, hoptrasslade rep	Förpackn.plast fr. industri/handel inkl. styva plastband

Källa: Baserad på Helcom (2017a).

"Dryckesrelaterade föremål" utgörs av muggar, lock, kapsyler, ringar till 6-pack och dylikt, "matrelaterade föremål" utgörs av förpackningar för mat, snacks, godis, glass och slickepinnar med mera. "Förpackningsplast från industri och handel" utgörs av presenningar, plastskynken, sträck- och krympfilm men också av styva plastband och maskintejp.

Enligt ARCARDIS-rapporten från 2013 utgör plastföremål hela 80 procent av det totala antalet skräpföremål i Nordsjön, dock bedöms andelen plast kunna vara underskattad då sanitära föremål utgör en egen kategori. Plastbitar i storleksklasserna 0–2,5 cm och 2,5–50 cm dominerar plastskräpet med 18 respektive 14 procent, (tillsammans utgör plastbitar 32 %), följt av snören och linor med en diameter mindre än en centimeter (12 %), och på tredje plats kommer plastkapsyler och lock (7 %). I Nordsjön är fördelning mellan land- och havsbaserade källor mer jämnt fördelad än i Östersjön, med 57 procent respektive 43 procent. Majoriteten av föremålen bedöms även här ha lämnats på plats eller komma från aktiviteter i närheten (70 %) men en betydande andel (30 %) bedöms komma långväga ifrån. Mer än hälften av föremålen (56 %) bedöms ha lämnats avsiktligt. De viktigaste källorna bedöms vara strandbesökare och kustnära turism (18 %) samt kommersiellt fiske

(13 %). Andra viktiga källor är den kommersiella sjöfarten, hamnaktiviteter, andra maritima verksamheter och hushåll (med vardera 7–9 %). I Nordsjön bidrar professionella verksamheter till en större andel marint skräp än aktiviteter kopplade till enskilda konsumenter (ARCADIS, 2013).

En senare analys gjord av Ospar 2017 beskriver förekomst och typ av skräpföremål på 76 stränder i Ospar-området under perioden 2014–2015 (Ospar, 2017). Analysen visar att majoriteten av skräpföremålen på referensstränderna i Nordostatlanten under denna period utgörs av plast, i vissa delar utgör plastföremål hela 90 procent av skräpet. Sammantaget är det vanligaste skräpföremålet (alla materialslag) på Ospar's referensstränder oidentifierbara bitar av plast, följt av plastförpackningar och fiskerelaterade föremål. Dryckesflaskor i plast och plastförpackningar är bland de vanligaste skräpföremålen i alla havsregioner förutom i norra Nordsjön, som Sverige tillhör.

I Ospar's analys (2017) för norra Nordsjön 2014–2015 ingår sex svenska referensstränder. I norra Nordsjön består de vanligaste skräpföremålen av nätdelar och rep (fiskerelaterade föremål), oidentifierbara bitar av plast samt plastlock/kapsyler. Även bomullstops är vanligt förekommande och gummiballonger finns med bland de tio vanligaste skräpföremålen, två föremål som inte faller under kategorin plast.

I Ospar's analys (2017) görs även en bedömning av antal skräpföremål på stränder för perioden 2009–2014, denna visar inte på någon övergripande trend (Ospar, 2017).

EU:s plaststrategi

I samband med framtagandet av en plaststrategi inom EU under 2018 har en offentlig konsultation genomförts i syfte att få kunskap om lämpliga åtgärder för att minska marint skräp och då i synnerhet engångsartiklar och förlorade fiskeredskap. I dokumentet framhålls att plastföremål utgör 85 procent av det skräp som återfinns på stränderna, varav engångsartiklar utgör 61 procent och fiskerelaterade föremål utgör 20 procent. De vanligaste förekommande skräpföremålen utgörs av cigarettfimpar, plastflaskor för dryck och tillhörande kapsyler/korkar, bomullstops, dambindor (utgörs av ca 90 % plast), plastpåsar, snacks- och godispapper, sugrör, ballonger

med tillhörande attribut, matbehållare, muggar och mugglock samt engångsbestick. Tillsammans utgör dessa föremål cirka 75 procent av de engångsartiklar som återfinns som skräpföremål på stränderna. Vidare framhålls plastavfall från fiske och vattenbruk, och då särskilt förlorade fiskeredskap som viktigt att åtgärda.

2.5.2 Mätresultat för svenska referensstränder

Referensstränder i Skagerrak

En analys av dessa stränder under perioden 2001–2011 visar att förekomsten av skräp varken ökat eller minskat sedan 2001, däremot har gummiföremål och sanitärt skräp ökat. Årstidsvariationer visar att under och efter vintern hittas 25–30 procent mer plasticskräp än under och efter sommaren, sannolikt på grund av höst- och vinterstormar samt en ackumulering av skräp under vintern (Svärd, 2013).

I tabell 2.5 listas de 15 vanligaste skräpföremålen på två svenska referensstränder i Skagerrak under perioden 2009–2014 (Ospar, 2017). Förpackningsplast från industri och handel (sträck- och krympfilm, plastskynken, presenningar o.dyl.), nät och rep samt plastkapsyler och lock utgör de tre vanligaste skräpföremålen på de två referensstränder som Ospar använt i sin analys, där varje delkategori står för cirka 12–15 procent av det totala antalet skräpföremål. Oidentifierbara bitar av plast mindre än 50 cm samt hoptrasslade nät och snören utgör cirka 8 procent var. Även bomullstops utgör cirka 8 procent och gummiballonger är det sjunde vanligaste skräpföremålet med drygt 4 procent. Också styva plastband ligger runt 4 procent.

Medelvärde för antal skräpföremål per 100 meter skiljer sig betydligt åt i Ospars analys för perioden 2009–2014 (tabell 2.5) mot medelvärdet för de svenska Ospar-stränderna för perioden 2015–2017 (tabell 2.6). I Ospars analys för perioden 2009–2014 ingår endast två stränder, i analysen för de svenska Ospar-stränderna för perioden 2015–2017 ingår sex stränder. År 2011 byttes tre referensstränder ut vilket påverkar resultaten för de olika analyser som har gjorts. Men det förekommer också en stor variation av förekomst av skräp mellan olika referensstränder.

Tabell 2.5 Ospar analys av de 15 vanligaste skräpföremålen på två svenska referensstränder i Skagerrak 2009–2014

Typ av skräpföremål	Medelvärde antal skräp/100 m strand	Andel (%) av det totala antalet skräpföremål
Plast: Förpackn.plast från industri & handel (ex. krympfilm, presenningar) (H)	186,8	14,7%
Plast: Nät & rep (H)	172,3	13,5%
Plast: Kapsyler & flasklock (H)	155,1	12,2%
Plastbitar <50 cm (H)	108,3	8,5%
San: Bomullstops (H)	102,6	8,1%
Plast: Hoptrasslade nät/snören/rep & linor (H)	96,8	7,6%
Gummi: Ballonger (H)	51,6	4,1%
Plast: Styva plastband/spännband	48	3,8%
Plast: Övrig plast	46,7	3,7%
Plast: Små påsar t.ex. fryspåsar	42,5	3,3%
Plast: Förpackn. för snacks/godis/glass & slickepinnar (H)	26,4	2,1%
Plast: Patronhylsor till hagelgevär	25,6	2,0%
Plast: Behållare för mat inkl. snabbmat	22,6	1,8%
Plast: Flaskor för dryck	19,5	1,5%
Plast: Engångsbestick & sugrör	17,8	1,4%

Källa: Ospar (2017). Föremålen utgör minst 80% av det totala antalet skräpföremål på dessa två referensstränder. Ospar har lagt till H (harmful) för föremål som anses vara skadliga för den marina miljön på grund av risken för insnärjning, intag eller annan skada. San: står för sanitära skräpföremål.

Enligt analysen av skräp på nuvarande sex svenska referensstränder i Skagerrak 2017 utgjorde plastföremål, räknat i antal, hela 97 procent av de skräpföremål som hittades. I tabell 2.6 redogörs för de 10 vanligaste plastföremålen på referensstränder i Skagerrak under perioden 2015–2017. Bomullstops och gummiballonger ingår inte i kategorin plast men bomullstops och gummiballonger har under denna period ett medelvärde på 179 respektive 99 antal skräpföremål per 100 meter strand. Bomullstops är därmed vanligare än förpackningar för snacks, godis, glass och dylikt och gummiballonger är i stort sett lika vanliga som dessa förpackningar, som utgör nummer fyra i tabell 2.6 nedan.

Tabell 2.6 De 10 vanligaste plastföremålen på stränder i Skagerrak (Ospar) 2015–2017

Kategori: Plast	Medelvärde antal skräp/ 100 m strand	Andel (%) av plast
Snören & linor (diameter <1 cm)	3816	55,6%
Övrig plast	2282	33,3%
Kapsyler & korkar	306	4,5%
Förpackn. snacks, godis, glass o.dyl & slickepinnar	101	1,5%
Styva plastband/spännband	53	0,8%
Patronhylsor till hagelgevär	52	0,8%
Andra plastföremål	44	0,6%
Små plastpåsar, t.ex. fryspåsar	43	0,6%
Nät, nätdelar & rep (diameter >1 cm)	33	0,5%
Behållare för matvaror, inkl. snabbmat	32	0,5%

Källa: Baserad på underlag från HSR.

För att efterlikna Ospar-analysen 2009–2014 har delkategorierna nät & nätdelar <50 cm, nät & nätdelar >50 cm samt rep (diameter >1 cm) lagts samman. Rep utgör den övervägande delen med ett medelvärde på 21.

Referensstränder i Östersjön inklusive Öresund och Kattegatt

Till skillnad från de mätningar som görs på stränder längs med Skagerrak sker mätningarna på referensstränderna i Östersjön, Öresund och Kattegatt på peri-urbana (stadsnära) och rurala (oexploaterade) stränder. Perioden 2015–2017 utgjordes referensstränderna av fyra stadsnära och sex oexploaterade stränder. År 2017 utgjorde plastföremål, inklusive cigarettfimpar, 69 procent av alla de skräpföremål som räknades på referensstränderna i Östersjön inklusive Öresund och Kattegatt. Om expanderad polystyren (skumplast/fri-golit) inkluderas i plastkategorin i likhet med Ospar-protokollet utgör dessa föremål tillsammans 72 procent av den totala andelen skräpföremål. Vi har valt att, i likhet med Ospar-protokollet, inkludera föremål av expanderad polystyren i plastkategorin. I tabellerna nedan redovisas de tio vanligaste plastföremålen. I tabell 2.7 redogörs för de stadsnära stränderna och i tabell 2.8 redogörs för de oexploaterade stränderna. En jämförelse mellan stadsnära och oexploaterade stränder i Östersjön, Kattegatt och Öresund visar att det i huvudsak är samma kategorier som ingår i listan över vanligt förekommande plastföremål på stränderna, men relationen dem emellan skiljer sig

åt, se Tabell 2.9. De tio vanligaste förekommande plastföremålen utgör sammanlagt cirka 95 procent av de plastföremål som hittas, det gäller både för de stadsnära och oexploaterade stränderna.

Plastkategorierna har inte exakt samma namn som i Ospar protokollet. Till exempel heter Ospar-kategorin "Plastförpackningsmaterial från industri och handel" istället "Presenning" i MARLIN-dokumentet, i denna kategori ingår exempelvis presenningar, plastskynken samt sträck- och krympfilm. För enkelhetens skull använder utredningen termen "Förpackningsplast från industri och handel". I MARLIN-protokollet särskiljs på kategorierna "plast" och "skumplast", i Ospar-protokollet används kategorin "plast/polystyren". I delredovisningen inkluderas expanderad polystyren/skumplast i kategorin plast. Delkategorin "Övrig plast" utgörs av plastbitar (inklusive bitar av expanderad polystyren) i olika storleksklasser.

Tabell 2.7 De 10 vanligaste plastföremålen på stadsnära stränder i Östersjön, Öresund & Kattegatt 2015–2017

Kategori: Plast	Medelvärde antal skräp/ 100 m strand	Andel (%) av plast
Cigarettfimpar	48,3	50,6%
Övrig plast	16,9	17,7%
Förpackn. för snabbmat, snacks, godis, glass o.dyl.	8,8	9,2%
Engångsbestick & sugrör	8,1	8,4%
Kapsyler & flasklock	3,1	3,2%
Plastpåsar	2,6	2,7%
Rep	1,1	1,1%
Leksaker & Party poppers	0,9	1,0%
Fiskelinor	0,7	0,7%
Tvättsvampar i plast	0,7	0,7%

Källa: Baserad på underlag från HSR.

Tabell 2.8 De 10 vanligaste plastföremålen på oexploaterade stränder i Östersjön, Öresund & Kattegatt 2015–2017

Kategori: Plast	Medelvärde antal skräp/ 100 m strand	Andel (%) av plast
Övrig plast	23,5	48,7%
Cigarettfimpar	8,0	16,5%
Plastpåsar	4,2	8,7%
Rep	2,5	5,2%
Kapsyler & flasklock	1,8	3,7%
Förpackn. för snabbmat, snacks, godis, glass o.dyl.	1,2	2,5%
Expanderad polystyren för isolering & paketering	1,1	2,9%
Förpackn. plast från industri/handel (presenning, plastsdynken, sträck- & krympfilm)	1,1	2,3%
Bestick & sugrör	1,1	2,3%

Källa: Baserad på underlag från HSR.

Tabell 2.9 Jämförelse mellan de 10 vanligaste plastföremålen på stränder i Östersjön, Öresund & Kattegatt 2015–2017

Stadsnära referensstränder		Oexploaterade referensstränder	
Cigarettfimpar	50,6%	Övrig plast	48,7%
Övrig plast	17,7%	Cigarettfimpar	16,5%
Förpackn. för snabbmat, snacks, godis, glass o.dyl.	9,2%	Plastpåsar	8,7%
Engångsbestick & sugrör	8,4%	Rep	5,2%
Kapsyler & flasklock	3,2%	Kapsyler & flasklock	3,7%
Plastpåsar	2,7%	Förpackn. för snabbmat, snacks, godis, glass o.dyl.	2,5%
Rep	1,1%	Expanderad polystyren för isolering & paketering	2,9%
Leksaker & Party poppers	1,0%	Förpackn.plast från industri/handel (presenning, plastskynken, sträck- & krympfilm)	2,3%
Fiskelinor	0,7%	Engångsbestick & sugrör	2,3%
Tvättsvampar i plast	0,7%	Fiberglasfragment	2,1%

Källa: Baserad på underlag från HSR.

Sju delkategorier av plastföremål (text i fet stil) utgör vanligt förekommande plastföremål både på stadsnära och oexploaterade stränder i Östersjön.

Sammanfattning skräp på svenska referensstränder

På stränderna längs med Skagerrak är medelvärdet för antal skräp per 100 meter betydligt högre än på stränderna längs med resterande del av Sveriges kust. Fiskerelaterade föremål som snören och linor (diameter <1 cm) dominerar mätningarna längs med Skagerrak. Även andra fiskerelaterade föremål som rep (diameter >1 cm), nät och nätdelar återfinns bland de 10 vanligaste plastföremålen på stränderna längs med Skagerrak.

Gummiballonger ingår inte i kategorin plast men om detta föremål räknas med hamnar det bland de tio vanligaste skräpföremålen (33 skräpföremål/100 m) på stränderna längs med Skagerrak. Inte heller bomullstops ingår i kategorin plast trots att föremålet vanligen till övervägande del består av plast. Om bomullstops inkluderas hamnar det på fjärde plats (179 skräpföremål/100 m) över vanligt förekommande skräpföremål på referensstränderna i Skagerrak 2015–2017. MARLIN-protokollet har inte en delkategori endast för gummiballonger, i denna kategori ingår även bollar och leksaker.

Denna delkategori har på stadsnära stränder ett medelvärde på 0,7 skräpföremål per 100 meter och är därmed lika vanligt förekommande som fiskelinor och tvättsvampar. MARLIN-protokollet särskiljer inte heller bomullstops från övrigt sanitärt avfall varför det inte går att utläsa hur stor andel bomullstops utgör på stränderna i Östersjön. Delkategorin ”Övrig plast” utgör en betydande andel av plastskräpet på alla referensstränder, både i Skagerrak och Östersjön, Öresund och Kattegatt. Förutom denna delkategori återfinns fyra delkategorier: ”Kapsyler och korkar”, ”Förpackningar för snabbmat, snacks, godis och glass”, ”Rep” samt ”Plastpåsar” bland de tio vanligaste plastföremålen på alla referensstränder. I Ospar-protokollet särskiljs på små plastpåsar, bärkassar och sopsäckar. Denna åtskillnad görs inte i MARLIN-protokollet. I MARLIN-protokollet särskiljs inte heller på rep och snören/linor. Däremot fiskelinor för handredskapsfiske är en egen delkategori i såväl Ospar som MARLIN-protokollet. Till skillnad från på stränderna i Skagerrak utgör cigarettfimpar en dominerande andel av skräpet på stränderna i Östersjön, Öresund och Kattegatt.

Skillnaderna mellan stränderna gällande förekomst och typ av skräpföremål kan till viss del förklaras av att stränderna längs med Skagerrak i högre grad utgörs av oexploaterade stränder. Resultaten visar även på Bohuskustens utsatta läge och påverkan från inlandflutet skräp. Därutöver skiljer sig de protokoll som används för att mäta skräp på stränder till viss del åt varför direkta jämförelser mellan provtagningarna i Östersjön och Skagerrak inte bör göras. Även enskilda händelser kan ge stort utslag, särskilt gällande skräpföremål som utgör ett par procent av totalen.

Ett underlag från HSR gällande medelvärdet för antal skräpföremål per 100 meter strandsträcka för perioden 2012–2017 pekar på en kraftig ökning av antalet skräpföremål på referensstränderna längs med Skagerrak och på de oexploaterade referensstränderna i Östersjön. En närmre granskning av de enskilda referensstränderna i Skagerrak tyder på att det framför allt är två specifika stränder som har en utveckling som bidrar till den kraftiga ökningen av antal skräp per 100 meter strandsträcka under perioden 2012–2017. För övriga referensstränder i Skagerrak är det stora variationer mellan åren och resultaten visar inte på någon tydlig trend. Gällande en ökning av antal skräpföremål på de oexploaterade referensstränderna i Östersjön tyder granskningen på att det är en specifik referensstrand som har

en utveckling som bidrar till ökningen. För övriga stränder är medelvärdena relativt konstanta. Det har inte gjorts några beräkningar för statistisk signifikans gällande trenderna av ökat antal skräp. För de stadsnära referensstränderna i Östersjön visar resultaten varken på någon tydlig ökning eller minskning.

2.6 Mätresultat för skräp på havsbotten

2.6.1 Resultat för mätstationer i Östersjön (BITS) inklusive svenska mätstationer

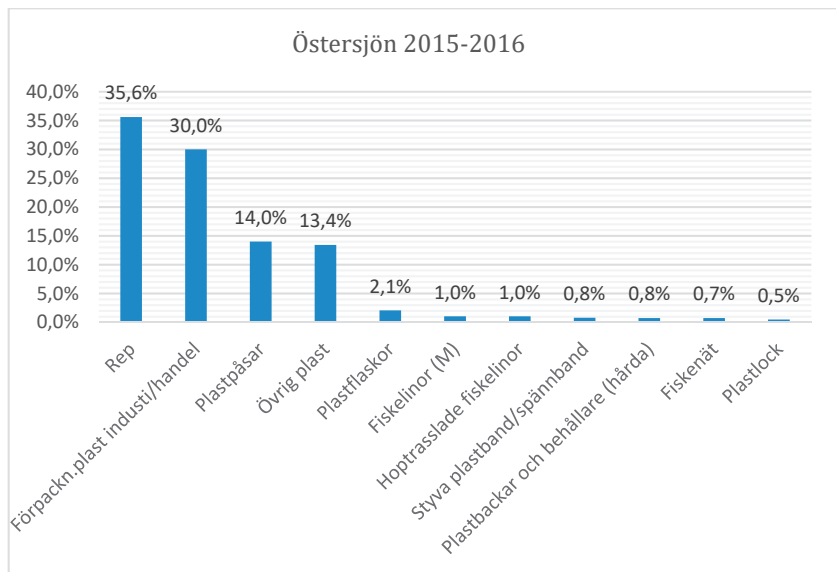
Föremål från naturliga material såsom processat trä, papper/kartong, naturliga fibrer och andra naturliga material är, räknat i antal, mest förekommande (ca 45 %) i de provtagningar som görs av marint skräp på havsbotten i Östersjön (alla mätstationer perioden 2012–2016), därefter kommer plast (ca 31 %). Även på de svenska mätstationerna (perioden 2015–2016) är det föremål av naturliga material som dominerar, följt av plastföremål. På en lista över de 15 vanligaste skräpföremålen i Östersjön toppar ”andra naturliga produkter”, därefter kommer plastpåsar på andra plats, förpackningsplast från industri och handel (t.ex. sträck- och krympfilm, presenningar och plastskynken) på tredje plats, övrig plast på fjärde plats, rep på sjätte plats och plastflaskor på femtonde plats. Övriga föremål på listan utgörs av glas, metall, processat trä, keramik och gummi (Helcom, 2017b). I de svenska mätningarna domineras plastkategorin av rep. Men liksom i analysen för hela Östersjön utgör rep, förpackningsplast från industri och handel, plastpåsar och övrig plast huvuddelen av det plastskräp som återfinns. I tabell 2.10 listas de vanligaste förekommande plastföremål i Östersjön (alla mätstationer) respektive de svenska mätstationerna. I figur 2.3 visas enbart de svenska mätningarna och den procentuella andelen som olika plastföremål utgör i huvudkategorin plast.

Tabell 2.10 Vanligt förekommande plastföremål i Östersjön, alla mätstationer, kontra svenska mätstationer i Östersjön

Mätstationer Östersjön 2012–2016	Svenska mätstationer Östersjön 2015–2016
Plastpåsar	Rep
Förpackn.plast från industri & handel	Förpackn.plast från industri & handel
Övrig plast	Plastpåsar
Rep	Övrig plast
Plastflaskor	Plastflaskor

Källa: Baserad på Helcom (2017b) samt underlag från SLU Aqua.

Figur 2.3 Plastföremål på havsbotten, svenska mätstationer, Östersjön



Källa: Baserad på underlag från SLU Aqua.

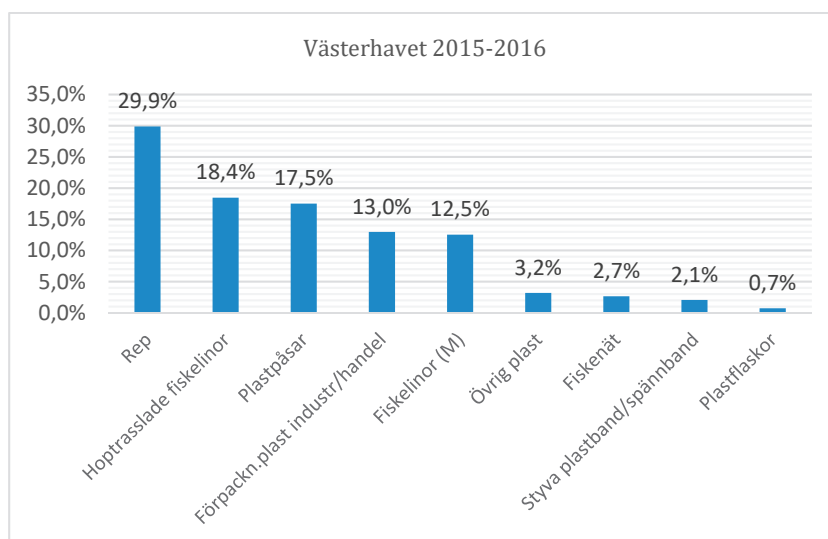
Andelen baseras på medelvärde (räknat i antal) för perioden 2015–2016. (M) står för monofilament.

Ur ett åtgärds perspektiv är det intressant att särskilja på storlek för exempelvis plastpåsar (fryspåsar, bärkassar, sopsäckar) samt om repen är fiske- eller sjöfartsrelaterade. Denna information framgår dock inte av det underlag från SLU Aqua som utredningen tagit del av eller av Helcom SPICE rapporten.

2.6.2 Resultat för svenska mätstationer i Västerhavet (Skagerrak, Kattegatt och norra Öresund)

I Västerhavet är de vanligaste förekommande skräpföremålen, räknat i antal, plastföremål. Figur 2.4 visar hur stor andel olika plastföremål utgör av kategorin plast, räknat i antal. Värdena som anges är ett medelvärde för de plastföremål som påträffats i de svenska mätningarna för Västerhavet (BITS) under perioden 2015–2016. Mätningarna i Västerhavet domineras av rep, följt av hoptrasslade fiskelinor och plastpåsar. Förpackningsplast från industri och handel samt fiskelinor (monofilament) är också vanligt förekommande.

Figur 2.4 Plastföremål på havsbotten, svenska mätstationer Västerhavet



Källa: Baserad på underlag från SLU Aqua.

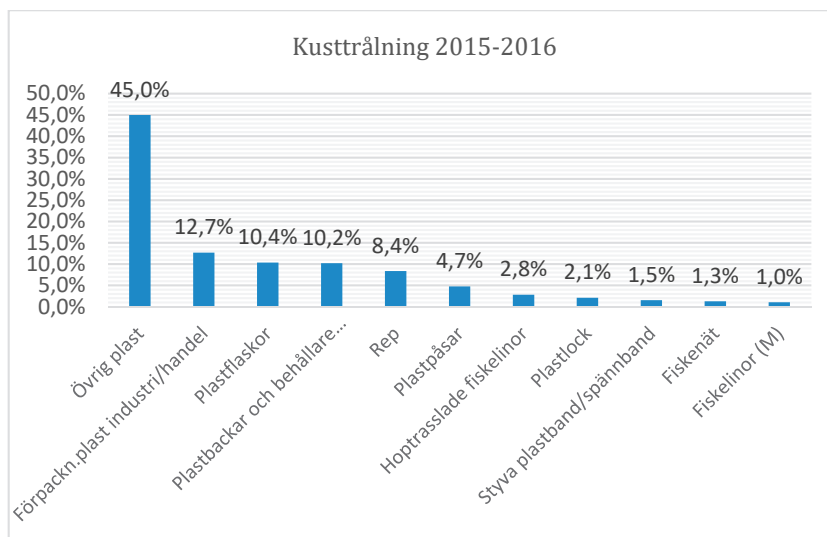
Andelen baseras på medelvärde (räknat i antal) för perioden 2015–2016. (M) står för monofilament.

2.6.3 Resultat för skräp på botten i kustvatten längs med Västerhavet

De flesta skräpföremål som påträffades 2015–2016 tillhörde materialkategorin plast. År 2015 och 2016 utgjorde plastföremålen 49 respektive 57 procent av skräpföremålen. Figur 2.5 visar hur stor andel (räknat i antal) olika plastföremål utgör av kategorin plast. Värdena som anges är ett medelvärde för de plastföremål som påträffats vid

kustbottenprovtagningen under perioden 2015–2016. Övrig plast dominerar skräpet med 45 procent, följt av förpackningsplast från industri och handel, plastflaskor, plastbackar och behållare samt rep. Dessa delkategorier utgör vardera 8–13 procent av huvudkategorin plast.

Figur 2.5 Plastföremål i kustbottenprovtagningen



Källa: Baserad på underlag från SLU Aqua.

Andelen baseras på medelvärde (räknat i antal) för perioden 2015–2016. (M) står för monofilament.

2.6.4 Sammanfattning skräp på havsbotten

Jämförelser mellan provtagningarna i Östersjön, Västerhavet och kustbottenprovtagningen bör ske med försiktighet då olika förhållanden som råder inte har analyserats, exempelvis används olika typer av båtar och trålar. Vid kustbottenprovtagningen trålas en mindre yta vid varje tråldrag, vilket innebär att det är större sannolikhet att få tråldrag utan skräp i samband med denna provtagning än ute till havs. Analyserna ger dock en bild av vilka skräpföremål som dominerar i provtagningarna. De svenska mätningarna av plastföremål i Östersjön och Västerhavet perioden 2015–2016 domineras av rep med 30–36 procent. I Östersjön utgör förpackningsplast från industri- och handel den näst största kategorin med 30 procent. I Västerhavet är det istället hoptrasslade fiskelinor och plastpåsar som

delar platsen som den näst största kategorin med 18 procent vardera. Plastpåsar är vanligt förekommande även i Östersjön (14 %) och i Västerhavet är förpackningsplast från industri och handel vanligt förekommande (13 %). I Västerhavet utgör även fiskelinor (monofilament) en relativt stor andel av plastskräpet (13 %) och i Östersjön utgör kategorin övrig plast en relativt stor andel (13 %). De BITS-mätningar som har gjorts för hela Östersjön bekräftar bilden av att plastpåsar, förpackningsplast från industri och handel, rep och övrig plast är vanligt förekommande plastföremål på havsbotten. Denna bild bekräftas till stor del av kustbottentrålningen där övrig plast, förpackningsplast från industri och handel samt rep tillsammans utgör 66 procent av huvudkategorin plast. Andra vanligt förekommande plastföremål i kustbottentrålningen är plastflaskor samt plastbackar och behållare.

2.7 Skadlighet

2.7.1 Mätresultat för skräp i biota – stormfågel

Under fem-årsperioden 2010–2014 analyserades innehållet från 525 stormfåglars (*Fulmarus glacialis*) magsäckar, av dessa innehöll 93 procent någon plast och 58 procent innehöll mer än 0,1 gram plast. Det vill säga nästan 60 procent av fåglarna hade nivåer av plastinnehåll i sina magsäckar som överstiger Ospar's långsiktiga mål om att mindre än 10 procent av fåglarna ska ha nivåer som överstiger 0,1 gram plast. Medelvärdet var 33 plastpartiklar, med en vikt på 0,31 gram, per fågel. Under denna fem-årsperiod har det inte skett någon signifikant förändring av mängden plast i fåglarnas magsäckar. Beståndet av stormfåglar i Nordsjön är på nedåtgående men orsakerna till detta är inte väl utredda (Ospar, 2017).

Intag av plastskräp är erkänt som ett ekologiskt hot som kan leda till svält, inre skador och försämrad allmänkondition. Det är därför inte osannolikt att de höga nivåerna av plastinnehåll hos stormfågel påverkar en signifikant andel av individerna och därmed hela populationen.

2.7.2 Ekologisk skada av nedskräpning av haven

EU:s tekniska arbetsgrupp för marint skräp (EU TG ML) har delat in skadebegreppet i tre generella kategorier: social, ekonomisk och ekologisk. Social skada avser exempelvis estetiska värden och allmänhetens säkerhet, ekonomisk skada avser direkta och indirekta kostnader för exempelvis strandstädning, minskat fiske, skador på fiskeredskap och fiskefångst, skador på fartyg och påverkan på turism. Ekologisk skada avser direkt dödliga och indirekta effekter på djur och växter genom exempelvis insnärjning, fysisk skada, kvävning, intag av föremål inklusive upptag av mikrokräp samt möjlig påverkan av tillsatskemikalier, bidrag till invasiva arter och påverkan på bottenlevande samhällen och strukturer (Werner et al., 2016). Utredningen fokuserar i denna del på vad som ovan beskrivs som ekologisk skada.

Det saknas idag exakta kunskaper om i hur hög grad marint skräp orsakar skada på populations- och ekosystemnivå även om det är välkänt att skräp orsakar skada på individnivå. I större skala har skräp en negativ effekt på den biologiska mångfalden (Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel – GEF, 2012; Werner et al., 2016). År 2016 bedömde Konventionen för biologisk mångfald (CBD) att 817 marina arter påträffats skadade på grund av marint skräp, det är en ökning med 23 procent sedan CBD gjorde sin senaste uppskattning 2012 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2016). Flera av dessa arter finns med på Internationella naturvårdsunionens (IUCN) lista över hotade arter och över 92 procent av skadorna bedöms vara orsakat av plastskräp (Gall et al., 2015).

Vissa kategorier av skräp är mer skadliga än andra för det marina djurlivet eftersom det är större risk att djuren fastnar i denna typ av föremål eller att föremålen misstas för föda. Föremål innehåller även kemikalier som kan påverka marina djur och organismer negativt. Insnärjning eller intag av föremål är de två vanligaste sätt på vilket de marina djuren påverkas medan påverkan från kemikalier är en följd effekt av intag av föremål. Mest observerat och välkänt är effekter av insnärjning vilka är mer visuella. Effekter av intag av föremål är mindre visuella. Minst välkänt är påverkan av kemikalier (Wilcox et al., 2016).

Vanliga föremål som associeras med insnärjning är förlorade fiskeredskap (avsiktligt eller oavsiktligt), nät- och nätdelar, olika typer av rep och linor, olika typer av förpackningsband eller andra former av plastringar, det vill säga föremål som är formade som öglor, linor eller har nätliknande strukturer. En undersökning i USA indikerade att mer än 30 procent av det skräp som städas bort vid strandstädaraktiviteter utgörs av föremål som riskerar att snärja djur. Fem föremål som lyfts fram är plastpåsar/plastsäckar med mindre längd än en meter, rep längre än en meter, fiskelinor och nät samt ballonger med tillhörande attribut (Sheavly., 2007).

EU:s tekniska arbetsgrupp för marint skräp har tagit fram en lista bestående av 217 typer av skräpföremål, av dessa utgör 44 typer av föremål en ökad risk för insnärjning. De flesta av dessa är fiske-relaterade föremål såsom nät- och nätdelar, instängningsredskap som burar och rep (Werner et al., 2016).

Denna bild överensstämmer väl med en australiensisk studie från 2016 där påverkan i form av insnärjning, intag av plastföremål och exponering av kemikalier till följd av intag av plastföremål på sjöfåglar, sköldpaddor och marina däggdjur undersöks (Wilcox et al., 2016). I jämförelse med andra konsumentprodukter anses förlorade fiskeredskap (nät, burar och andra instängningsredskap) vara det största ekologiska hotet i den marina miljön då de tillsammans med andra fiskerelaterade föremål som nätdelar och fiskelinor medför störst risk för insnärjning. Även plastpåsar och ballonger med tillhörande attribut är föremål som kan medföra en ökad risk för insnärjning. Plastpåsar har vanligtvis handtag (öglor) och en tredimensionell struktur och till ballonger hör vanligen en fäst lina, attribut som medför en ökad risk för insnärjning. Övriga studerade föremål anses inte utgöra någon stor risk för insnärjning. Risken för att föremål ska misstas för föda (intag) är mer jämnt fördelade mellan de studerade föremålen där engångsbestick i plast, plastpåsar, cigarettfimpar, snabbmatsförpackningar, ballonger och kapsyler anses medföra en ökad risk för intag (Wilcox et al., 2016). Arter påverkas negativt av olika typer och storlekar av marint skräp vilket innebär att plastbitar i varierande storleksklasser riskerar att ha en negativ påverkan på en viss art (Werner et al., 2016).

I Wilcox studie från 2016 bedöms negativa effekter från kemikalier från plastföremål ha en mindre betydelse på de djurgrupper som ingår i studien. Dock ansågs hälften av de studerade föremålen

medföra viss risk för kemikalieeffekter. Engångsbestick i plast⁹, hårda plastförpackningar (ej mat- eller dryckesförpackningar), cigarettfimpar, plastpåsar och expanderad polystyren ansågs utgöra en större risk för negativa kemikalieeffekter än övriga föremål. Cigaretter innehåller gifter, tungmetaller, nikotin och cancerogena ämnen. Ämnen som kan finnas kvar i cigarettfimparna och vara mycket toxiska för vattenlevande organismer (Novotny och Slaughter, 2014; Wright et al., 2015). När Wilcox kombinerar risken för insnärning, intag och negativa påverkan från kemikalier för de tre djurgrupperna sjöfåglar, sköldpaddor och marina däggdjur utgör fiskerelaterade föremål det största hotet följt av plastpåsar och engångsbestick i plast, därefter kommer ballonger och cigarettfimpar. En slutsats från studien är att flertalet plastföremål utgör någon form av hot mot det marina djurlivet vilket innebär att det krävs övergripande lösningar för att åtgärda hela spektret av produkter som hamnar i den marina miljön.

2.7.3 Tillsatskemikalier – en del i plastskräpet

I detta avsnitt beskriver vi kortfattat tillsatskemikalier (s.k. additiv) kopplat till plastskräp. Utredningen kommer gå närmare in på miljöproblem med tillsatskemikalier i plast i slutbetänkandet.

Plastskräp kan även ur en kemikaliesynpunkt ha en negativ påverkan på miljön – antingen för att de själva innehåller skadliga additiv eller för att de absorberar andra föroreningar som finns i miljön. Det råder dock kunskapsbrist om plastskräpets toxikologiska effekter på den marina miljön.

Plast består av en eller flera polymerer och en komplex blandning av olika tillsatskemikalier. Additiven ger plasten önskvärda fysikaliska, kemiska, termiska och elektriska egenskaper. Exempel på olika additiv är antioxidanter, mjukgörare, flamskyddsmedel, biocider, fyllmedel och färgpigment. Tillsatskemikalierna är ofta inte bundna till polymeren vilket innebär att de över tid riskerar avges från plastprodukten. Ett välkänt exempel är ftalater som används i mjukgjord PVC. Eftersom ftalater inte är kemiskt bundna till materialet kan de emittera från materialen och även tas upp av kroppen (Kemikalieinspektionen, 2015). Europeisk industri har till stor del ersatt de

⁹ Engångsbestick omfattas av EU:s regelverk gällande material och produkter av plast som är avsedda att komma i kontakt med livsmedel. Ur kemikaliesynpunkt är därför inte denna studie fullt jämförbar med svenska förhållanden.

farligare lågmolekylära ftalaterna vilka är begränsade eller förbjudna, med andra mjukgörande ämnen.

Flera additiv som används har hög molekylvikt just för att de inte ska migrera ut ur plasten under användning. Vissa vanligt förekommande additiv är dessutom i form av solida partiklar (t.ex. fyllmedel) som är fysiskt bundna i plasten.

Det finns materialtyper där skadliga additiv förekommer vilket beskrivs i flera studier (t.ex. Andrady, 2015; Naturskyddsföreningen, 2015; Klif, 2013). Många av tillsatskemikalierna har eller misstänks ha negativa hälso- och/eller miljöegenskaper (Naturskyddsföreningen, 2015). Detta gäller inte minst för plast som importeras till EU. Tillsatskemikalier i plast kan även utgöra ett miljöproblem i avfallsledet och om plasten hamnar som skräp i miljön.

Hur stor andel av en plast som utgörs av additiv beror på vilken typ av plast och vilket användningsområde det handlar om. I de cirka 150 miljoner ton plast som finns i världshaven ingår ungefär 23 miljoner ton tillsatskemikalier¹⁰ (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016). Uppskattningsvis läcker cirka en procent av additiven från plasticskräpet till den marina miljön per år. På den globala nivån innebär det att runt 225 000 ton frigjorda additiv från plasticskräp hamnar i havet varje år. Denna siffra beräknas öka till 1,2 miljoner ton 2050 (The New Plastic Economy, 2016).

Däremot är det svårt att rangordna de olika plastprodukter som utredningen identifierat i nedskräpningen utifrån innehåll av skadliga kemikalier. Detta beror på att den statistik som förs inte går in på tillräckligt detaljerad nivå. Flertalet mätmetoder redovisar antal skräpföremål och inte skräp utifrån vikt eller vilken sorts plast det handlar om. Migrering av additiv korrelerar till plasticskräpets vikt och struktur. Till viss del är det dock rimligt att anta att plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen ökar sannolikheten för att de kan orsaka negativa effekter från kemikalier på miljön. I kapitel 4 redogör vi för vilka plasttyper som är vanliga i nedskräpningen. I det sammanhanget ger vi även exempel på några möjliga additiv i de olika plastföremålen identifierade i detta kapitel.

Plastprodukter som kommer, är avsedda att komma eller rimligen kan förväntas komma i kontakt med livsmedel är reglerade inom EU.

¹⁰ Antagande att 15 % av plast generellt utgörs av additiv.

I EU:s plastförordning¹¹ finns en lista över kemikalier som är godkända att använda i plast ur en hälsosynpunkt.¹² Plasten ska ha genomgått tester som visar att ämnen inte migrerar till livsmedlet över givna gränsvärden. Även om miljö- och avfallsaspekter inte tas med i bedömningen är det sannolikt att förekomst av farliga ämnen är mindre vanligt i dessa plastprodukter än andra som saknar denna reglering. Livsmedelsförpackningar av plast är dock inte helt fria från farliga ämnen, eftersom plastförordningen tillåter vissa ämnen som finns på Reach-förordningens¹³ kandidatförteckning över särskilt farliga ämnen (s.k. SVHC-ämnen). Plastförordningen uppdateras inte heller lika frekvent som kandidatförteckningen.

Vidare regleras förpackningars innehåll av vissa tungmetaller (bly, kadmium, kvicksilver och sexvärt krom) i EU:s förpackningsdirektiv¹⁴. Den omfattar alla typer av förpackningar, inte bara plast i kontakt med livsmedel.

Det största problemet ur en kemikaliesynpunkt är troligtvis importerad plast eftersom EU:s kemikalielagstiftning Reach förutom när det gäller begränsningar (bilaga XVII), inte tar hänsyn till kemikalier i importerade varor.

Utöver kemikalier i själva plasten har studier visat att plast kan koncentrera kemikalier i den omgivande miljön och förekomst av kemikalier hos vissa arter, exempelvis havsfåglar, är korrelerade med plast i djurens tarmar (Teuten et al., 2007; Rochman et al., 2013; Mato et al., 2001; Hardesty et al., 2015).

¹¹ Förordning (EG) nr 10/2011 om material och produkter av plast som är avsedda att komma i kontakt med livsmedel.

¹² Observera att ytterligare ämnen är tillåtna eller kan vara tillåtna enligt nationell lagstiftning enligt artikel 6 i förordningen.

¹³ Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006.

¹⁴ Europaparlamentets och rådets direktiv 94/62/EG om förpackningar och förpackningsavfall.

2.8 Diskussion

Utredningen har identifierat följande plastföremål, utan inbördes rangordning, som särskilt förekommande i nedskräpnings-sammanhang med risk för att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur:

cigarettfimpar,

förlorade fiskeredskap,

förpackningar för snacks, godis, glass och snabbmat,

förpackningsplast från industri och handel inklusive styva plast-band,

plastbestick och sugrör,

plastfragment inklusive fragment från expanderad polystyren,

plastkapsyler och lock,

plastpåsar och

rep, snören och nätdelar.

Därutöver anser utredningen att följande skräpföremål bör läggas till listan över skräpföremål som är särskilt förekommande i nedskräpningssammanhang med risk för att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur:

ballonger med tillhörande attribut och

bomullstops.

Utredningen har fått i uppdrag att identifiera de plastprodukter, inklusive förpackningar, som ofta förekommer i nedskräpningen. Eftersom vissa skräpföremål är mer skadliga än andra för det marina djurlivet har utredningen valt att i möjligaste mån även väga in skadeperspektivet i form av insnärjning, intag och negativa effekter från kemikalier. Listan presenteras ovan och nedan motiveras valen.

I jämförelse med andra konsumentprodukter bedöms förlorade fiskeredskap på grund av dess risk för insnärjning innebära störst skaderisk i den marina miljön, men också andra fiskerelaterade

föremål såsom nätdelar och fiskelinor medför en hög risk för insnärjning. Även plastpåsar och gummiballonger med tillhörande attribut är föremål som medför en ökad risk för insnärjning. Plastpåsar riskerar även, liksom föremål som kapsyler och lock, engångsbestick, snabbmatsförpackningar och cigarettfimpar att misstas för föda.

Ur kemikaliesynpunkt är vissa plaster mer problematiska än andra. Det är svårt att rangordna de olika plastprodukter som utredningen identifierat i nedskräpningen utifrån innehåll av skadliga kemikalier. Men till viss del kan man anta att plastprodukter som ofta förekommer i nedskräpningen ökar sannolikheten för negativa effekter från kemikalier. Cigarettfimpar är ett vanligt förekommande skräpföremål som kan innehålla rester av gifter, tungmetaller, nikotin och cancerogena ämnen. Ämnen som är mycket toxiska för vattenlevande organismer. Plastprodukter som är avsedda att komma i kontakt med livsmedel är reglerade inom EU och det är rimligt att anta att förekomst av skadliga kemikalier är mindre vanligt i dessa plastprodukter än andra som saknar denna reglering. Däremot finns det andra faktorer som gör att de kan skada levande organismer i den marina miljön.

Fem delkategorier återfinns bland de tio vanligaste plastkategorierna på alla svenska referensstränder: "Övrig plast", "Förpackningar för snacks-, godis-, glass- och snabbmat", "Kapsyler och lock", "Rep" samt "Plastpåsar". Utöver dessa fem delkategorier återfinns "Cigarettfimpar" och "Engångsbestick och sugrör" bland de tio vanligaste plastkategorierna på referensstränderna (stadsnära och oexploaterade) i Östersjön. "Styva plastband" är vanligt förekommande på referensstränder längs med Skagerrak (plats 5). De förekommer även bland de tio vanligaste plastföremålen i mätningar på havsbotten, både i Västerhavet och Östersjön samt i kustbottenprovtagningen. I Helcoms analys av vanligt förekommande skräpföremål ryms styva plastband i samma delkategori som "Förpackningsplast från industri och handel". Utredningen har valt att inkludera styva plastband i kategorin "Förpackningsplast från industri och handel".

Bomullstops ingår inte i kategorin plast men består vanligen i huvudsak av plast och är ett vanligt förekommande skräpföremål på referensstränder längs med Skagerrak. Gummiballonger med tillhörande attribut är inte ett plastföremål men är däremot ett vanligt

förekommande skräpföremål som, i ett flertal rapporter, lyfts fram som särskilt skadligt för det marina djurlivet.

På havsbotten är det framför allt plastkategorierna: ”Plastpåsar”, ”Förpackningsplast från industri och handel” samt ”Rep” som dominerar nedskräpningen.

I tätortsmiljö dominerar cigarettfimpar nedskräpningsstatistiken. Plastkategorin (exklusive cigarettfimpar) domineras av plastbitar i olika storlekar, följt av förpackningar för godis, glass och snacks.

2.8.1 Andra skräpföremål att uppmärksamma

I syfte att ha en dialog med relevanta intressenter och inhämta kunskap höll utredningen en workshop den 8 februari 2018 (se bilaga 4) där bland annat listan med identifierade plastprodukter diskuterades och om det finns andra plastprodukter som inte är med på listan men som ändå borde uppmärksammas och i så fall varför (exempelvis utifrån skadlighet, onödig produkt, enkla åtgärdslösningar eller dylikt).

Ett föremål som finns med på listan men som ändå lyftes var bomullstops. Dels utifrån att det är ett föremål som vanligen till övervägande del består av plast där det bör finnas andra bättre materialalternativ. Dels utifrån att de ofta förekommer i stort antal vid enskilda mätillfällen, även om de på vissa stränder förekommer i relativt stort antal kontinuerligt. Källan till bomullstops bedöms vara konsumenten som spolar ner tops i toalettstolen. Bomullstopsen når sedan den marina miljön via bräddningar och förekommer då vanligen i stort antal vid enstaka tillfällen. Alternativt kan bomullstopsen nå den marina miljön via ett underdimensionerat avloppsledningssystem och förekommer då mer kontinuerligt på stränderna. Eftersom källan och transportvägen kan härledas bör även åtgärdslösningar riktade mot dessa kunna föreslås.

Ett annat föremål som lyftes var så kallade biofilmsbärare. Detta föremål används vid biologisk rening i exempelvis reningsverk och massafabriker. Föremålet ser ut ungefär som ett pastahjul och genom att ge aktiva bakterier en större yta att sitta på kan reningseffekten ökas. Detta föremål hittas på stränder i stora mängder vid enstaka tillfällen, möjligen till följd av ett driftstopp. Det framfördes att det behövs information till berörda aktörer och att det bör finnas relativt

enkla åtgärdslösningar för att komma tillrätta med risken för utsläpp av biofilmsbärare.

Ett tredje föremål som lyftes var patronhylsor till hagelgevär. Patronhylsor är vanligt förekommande på referensstränder längs med Skagerrak med ett medelvärde på 52 skräpföremål per 100 meter. Som källa till patronhylsorna har framförts att de kan komma från jakt av sjöfågel och från lerduveskytte på kryssningsfartyg. En informationskampanj till jägarförbundet om vikten av att plocka upp hylsorna föreslogs som en åtgärd.

Ytterligare en produkt som lyftes var olika slags konfetti som används vid festliga arrangemang exempelvis vid examen och bröllop. Förr kastades riskorn över bröllopparet, idag används ofta glitter och konfetti i plast. Produkter som blir kvar utomhus med risk för att slutligen hamna i den marina miljön. Produkttypen liknades vid ”produkter som är gjorda för att bli skräp” och sågs som en onödig produkt där alternativa material bör finnas.

2.8.2 Sammanfattningsvis

Flertalet plastföremål, men även andra typer av föremål som exempelvis gummiballonger med tillhörande attribut, kan skada det marina djurlivet på grund av insnärjning eller att föremålen misstas för föda. Risken för kemiska skadeverkningar genom intag av plastföremål är mer svårbedömt. Utöver det antal föremål som förekommer i den marina miljön är föremålens utformning, struktur, storlek, vikt, innehåll med mera parametrar som i hög grad påverkar risken för skador. Det behövs riktade åtgärdsinsatser mot specifika typer av föremål som är vanligt förekommande i nedskräpningen och som bedöms som mer skadliga än andra för det marina djurlivet. Framöver anser vi att det behöver utredas om det finns ytterligare föremål som är särskilt skadliga för det marina djurlivet. På sikt behövs också övergripande lösningar för att åtgärda hela spektret av produkter som hamnar i den marina miljön.

Marint skräp är ett område under kunskapsuppbyggnad där forskning pågår och övervakning vidareutvecklas. Det behövs därför kontinuerliga sammanställningar som visar på rådande kunskapsläge och var fortsatta kunskapsbrister finns. Utredningen bedömer att det finns behov av sådana kunskaps-sammanställningar gällande negativ

påverkan på vattenlevande organismer från kemikalier i plastföremål, negativ påverkan på vattenlevande organismer från cigarettfimpar, kopplingen mellan makroplast och mikroplast i miljön, negativ påverkan från mikroplast på jord- och vattenlevande organismer och eventuella effekter på näringskedjan. Utredningen bedömer även att det behövs ökad kunskap gällande förekomst av förlorade fiskeredskap och att övervakningsprogram för mikroplast behöver utvecklas. Skräpmätningar i stads- och tätortsmiljö sker på frivillig basis. Utredningen bedömer att obligatoriska mätningar skulle underlätta kommunernas uppföljning av mål och effekten av införda åtgärder mot nedskräpning.

Utredningen vill poängtera att även om det föreligger kunskapsbehov finns det tillräckligt med kunskap för att vidta åtgärder. Som inledningsvis nämndes ska NV och HaV utifrån vad som framkommer i utredningen föreslå och utforma lämpliga åtgärder och styrmedel för att minska de negativa miljöeffekterna av plast till följd av nedskräpning. Vidare beslutade regeringen den 1 februari 2018 om ett stöd för de kommuner som vill städa bort plastavfall från sina havsstränder. Satsningen omfattar 17 miljoner kronor per år under perioden 2018–2020.

3 Nedbrytbarhet av plast i miljön

Ur Dir, 2017:60:

Begreppet biologiskt nedbrytbar plast riskerar att vara förvirrande och svårhanterat för många konsumenter. Miljöeffekterna har inte heller analyserats fullt ut. Det finns också ett behov av en analys kring tidsaspekten med nedbrytbarhet och hur fort en plast måste brytas ned för att inte riskera att göra skada i miljön, inklusive i den marina miljön.

Utredaren ska därför kartlägga om det i dag finns plaster som är fullständigt nedbrytbara till monomerer i naturlig miljö, inklusive i den marina miljön.

Finns det plaster som fullständigt bryts ner i naturlig miljö? I det här kapitlet försöker vi besvara den frågan genom att redogöra för vad forskningen säger om nedbrytningen hos olika plasttyper och miljöförhållanden.

I avsnitt 3.2 redogör vi för nedbrytningsprocesserna för en polymer. I avsnitt 3.4 beskriver vi närmare hur användningen ser ut och vad forskningen säger om nedbrytningen för olika plaster som marknadsförs som bionedbrytbara. Nedbrytningen av konventionell plast berörs i avsnitt 3.5.

Kopplat till nedbrytbara plaster finns andra frågor som också behöver belysas:

- Plast som marknadsförs som ”nedbrytbara” eller ”bionedbrytbara” och som inte bryts ner tillräckligt fort eller kräver specifika förhållanden för att brytas ner fullständigt riskerar att bidra till problematiken kring nedskräpning av plast i miljön. Dessa plaster skulle till och med kunna ge en ökad nedskräpning om konsumenter inte uppfattar det som skräp. Detta beskriver vi närmare i kapitel 4.

- Nedbrytbar plast, liksom plast generellt, bidrar till utsläpp av kemikalier om de hamnar i miljön. Detta kommer vi redogöra för i vårt slutbetänkande.
- Nedbrytbar plast kan försvåra möjligheten till återvinning. Idag saknas det teknik för att separera ut plasten och två procent i återvinningsströmmen är tillräckligt för att skapa kvalitetsproblem (Plastics Recyclers Europe, 2014). Aspekten kring återvinning kommer vi belysa mer ingående i slutbetänkandet.

3.1 Nedbrytning av plast i miljön

All plast är nedbrytbar men tiden det tar för en plast att brytas ner i miljön är generellt mycket lång. Det går inte att säga hur långlivade de kommer vara eftersom tiden det tar beror på rådande miljöförhållanden och vilken plast det handlar om. Beroende på var de hamnar i miljön kan nedbrytningen ta hundratals till tusentals år (Barnes et al., 2009; Andrady, 2015).

När utredningen omnämner nedbrytbar plast i denna rapport menar vi plast som tillverkas för att kunna brytas ner under specifika förhållanden och som sedan marknadsförs som ”nedbrytbar”, ”bionedbrytbar”, ”komposterbar” och liknande.

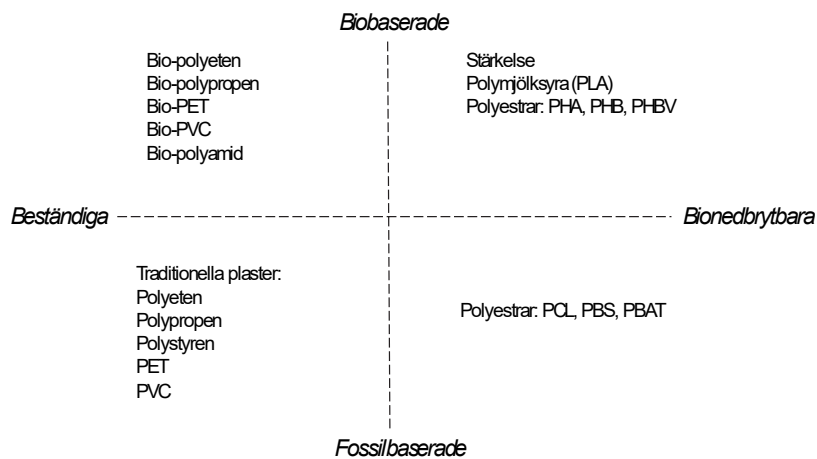
De redovisade nedbrytningstider som finns för olika polymerer i litteraturen är baserade på försök i labbskala där plast utsatts för en påskyndad bionedbrytning. Dessa försök är svåra att applicera på situationen för plasten under dess livstid i den verkliga miljön.

När en plast utomhus utsätts för UV-ljus (solljus) förlorar den gradvis sina mekaniska egenskaper och försvagas därmed. Det leder till att plastens yta blir skör och plasten faller så småningom sönder i mindre bitar (fragment). På grund av att dessa fragment har en hög specifik ytarea kan de utsättas för biologisk nedbrytning om de befinner sig i ett biotiskt medium. Den biologiska nedbrytningen av plast i de flesta miljöer är dock alldeles för långsam för att vara av någon signifikant betydelse.

Ofta delas plaster upp i beständiga och bionedbrytbara plaster (se Figur 3.1). Till de beständiga hör de vanligaste plasterna, polyeten (PE), polypropen (PP), polystyren (PS), polyvinylklorid (PVC), polyetentereftalat (PET) och polyuretan (PUR).

Figur 3.1 Olika typer av plast

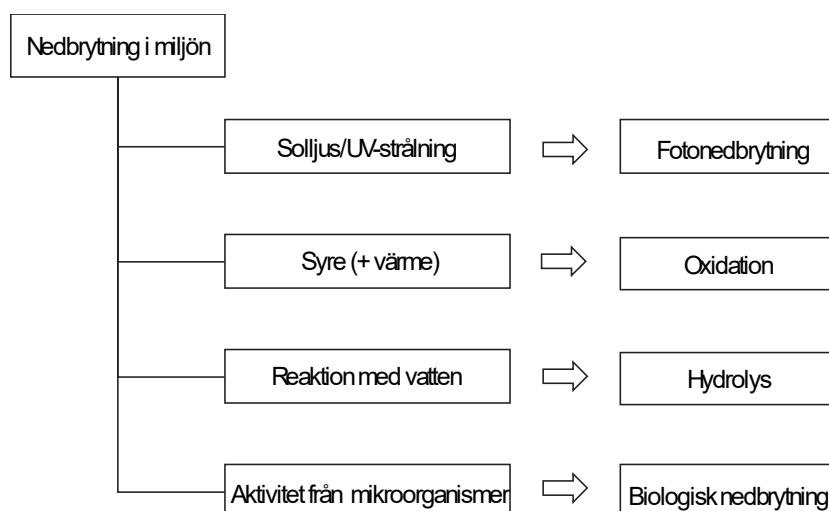
Exempel på beständiga och bionedbrytbara plaster



3.2 Olika nedbrytningsprocessorer i miljön

Det finns olika processer i miljön som kan bryta ner plast (se Figur 3.2). Biologisk nedbrytning eller bionedbrytning är troligen den långsammaste av dessa. UV-ljus är en vanlig orsak till att plast bryts ner utomhus, mekanismen bakom denna nedbrytning kallas foto-nedbrytning eller fotooxidation. Nedbrytning genom hydrolys är enbart möjlig för vissa plaster, till exempel polymjölksyra (PLA). Konventionella plaster såsom PE, PP, PS och PVC hydrolyserar inte nämnvärt i miljön (Andrady, 2015). Nedbrytningen ökar med den tid som en plast utsätts för en nedbrytningsmekanism, oavsett vilken mekanism det handlar om.

Figur 3.2 Huvudsakliga nedbrytningsprocesserna för plast i miljön



Källa: Fritt översatt från Andradý, 2015.

3.2.1 Faktorer som påverkar nedbrytningen av plast

Under nedbrytningsprocessen bryts polymeren först ner mekaniskt till kortare polymerfragment och efter det ner till lågmolekylära ämnen vilka därefter kan mineraliseras, det vill säga brytas ner fullständigt. Sannolikheten för att ett plastföremål ska brytas ner beror dels på typ av polymer och dels på rådande miljöförhållanden. Ökad molekylvikt minskar i regel möjligheten till nedbrytning (Eubeler et al., 2010). Hög smältpunkt och högre grad av kristallinitet är andra faktorer som reducerar polymerens förmåga att brytas ner. Nedbrytningen påverkas också av additiven, exempelvis PP bryts snabbt ner av UV-ljus i frånvaro av antioxidanter.

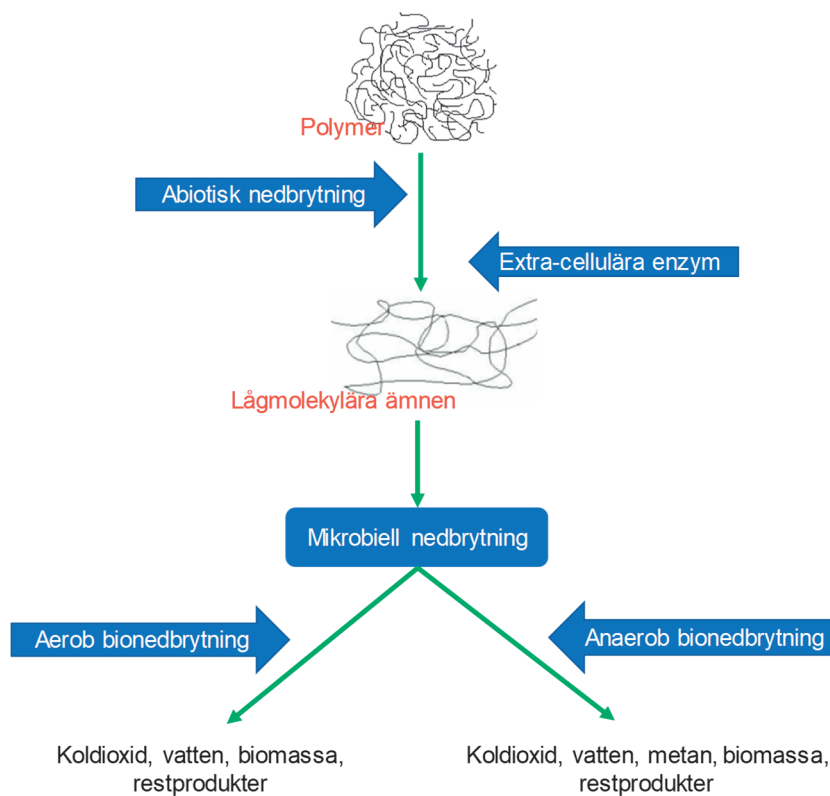
Mekanismerna bakom nedbrytningsprocessen kan beskrivas som *abiotisk eller icke-biologisk* (oxidation, hydrolys och fotonedbrytning) och *biotisk eller biologisk* (t.ex. enzymatisk och inuti cellmembran). Under den första delen (abiotiska nedbrytningen) finns de nödvändiga parametrarna som bidrar till nedbrytningen i flera miljöer. Abiotisk hydrolys är den viktigaste mekanismen för att sätta i gång nedbrytningen av syntetiska polymerer i miljön (Shah et al., 2008). Hydrolys påverkas främst av kemisk bindning, temperatur,

tryck, pH, vattenupptag och salthalt. Polymerens fysiska och kemiska struktur har stor inverkan på graden av nedbrytning.

Biologisk nedbrytning sker när enzym eller produkter som utsöndras från mikroorganismer bryter ner polymeren. För en fungerande bionedbrytning krävs specifika mikroorganismer som är anpassade att bryta ner exakt den specifika polymeren det handlar om. Denna nedbrytning startar på polymerens yta till skillnad mot den abiotiska nedbrytningen som till exempel innebär att en plast blir skörare när den ligger i solljus. Åtminstone två kategorier av enzym är aktivt involverade i den biologiska nedbrytningen av en polymer. I ett första steg sker nedbrytningen främst av extracellulära enzym då polymeren bryts ner till monomerer och andra lågmolekylära ämnen. När nedbrytningsprodukterna är tillräckligt små för att kunna tas upp av mikroorganismer sker sedan mineraliseringen i ett andra steg inne i organismen.

När syre finns tillgängligt (aerob nedbrytning) dominerar aeroba mikroorganismer och slutprodukterna är främst koldioxid, vatten och biomassa. I syrefria (anaeroba) förhållanden är anaeroba mikroorganismer ansvariga för nedbrytningen och slutprodukterna är koldioxid, vatten, metan och biomassa (se Figur 3.3).

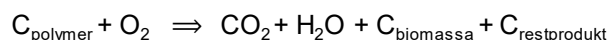
Figur 3.3 Nedbrytningsprocessen för polymerer i miljön



Även vid optimala förhållanden sker nedbrytningen av en polymer inte till 100 procent i betydelsen att allt kol (i plasten) inte omvandlas till koldioxid (Atlas och Bartha, 1997; Narayan, 1993). Anledningen till det är att polymeren under nedbrytningsprocessen till viss del tas upp av biomassan (se Figur 3.4). Det är endast mängden koldioxid som kan kvantifieras tekniskt och analytiskt. Den del av polymerens kol som omvandlas till biomassa och metaboliter, som är en mellanprodukt innan slutnedbrytningsprodukt, kan inte mätas exakt.

Figur 3.4 Omvandling av organiskt kol vid bionedbrytning i jord

Process i närvaro av syre (aerob)



Majoriteten av polymerens kol (C_{polymer}) omvandlas till koldioxid (CO_2), en mindre del blir biomassa (C_{biomassa}), 10–40 % beroende på polymer. $C_{\text{restprodukt}}$ består delvis av icke nedbruten polymer men även metaboliter som är ett mellansteg till slutprodukter.

3.2.2 Specifika förhållanden krävs för att en polymer ska brytas ner

Nedbrytning av polymerer finns väldokumenterad i litteraturen (Eubeler et al., 2009, 2010; Tokiwa et al., 2009; O’Brine och Thompson, 2010; Shah et al., 2008; m.fl.). Den mesta forskningen har fokuserat på nedbrytning av olika polyestrar i jord och kompost. Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns ett flertal plaster som är nedbrytbara i viss utsträckning under lämpliga miljöförhållanden. Oftast krävs dock industriell kompostering. Det finns många exempel på försök som utförts i labbmiljö (se Tabell 3.2). Däremot finns få studier som har tittat på huruvida plaster bryts ner fullständigt (mineraliseras) i naturlig miljö, där särskilt den marina miljön i stor sett helt har negligerats i forskningen. Det saknas information om nedbrytning av plastskräp som hamnat vid strandkanten, flyter till havs eller sjunkit till havsbotten (GESAMP, 2015). Vilken exakt effekt faktorer som mekanisk påverkan, temperatur, hydrostatiskt tryck och föroreningar har på nedbrytningstakten för olika plaster är i många fall oklart. Det finns studier som visar på att en minskad påverkan av UV-ljus, till följd av att det sker en ackumulering av organismer på plastens yta (fouling på engelska) eller att plasten sjunker till botten, ger en minskad nedbrytning. Ökad temperatur och fuktighet ökar däremot hastigheterna för kemiska reaktioner vilket därigenom ger en ökad nedbrytning av polymeren (Ho et al., 1999).

Den ringa forskning som finns visar att plast som marknadsförs som nedbrytbar eller bionedbrytbar bryts ner mycket långsamt i havet. En studie från 2012 undersökte nedbrytningen av olika plastpåsar i vätskor från magen, tunntarmen och tjocktarmen från nydöd grön sköldpadda och oäkta sköldpadda (Müller et al., 2012). Tre olika

typer av plast användes i studien – en traditionell högmolekylär polyeten (HDPE), en oxo-nedbrytbar plast och en bionedbrytbar polybutenadipatereftalat (PBAT)/stärkelse-blandning (produkten Mater-Bi™). Resultaten visade på försumbara förändringar i polymermassa (viktförlust) för HDPE-polymeren och den oxo-nedbrytbara plasten. De bionedbrytbara påsarna visade en viktförlust på mellan 4,5 och 8,5 procent (se Tabell 3.1). Studien visade också att nedbrytningen av alla undersökta plaster var betydligt långsammare än för vanliga näringsämnen.

Fullständig nedbrytning för den bionedbrytbara plastpåsen i den marina miljön är enligt studien tre år jämfört med 49 dagar det enligt tillverkarna tar i en industriell kompostering. Även om det är bättre än de hundratals till tusentals år det tar för en konventionell plast att brytas ner kan även dessa plaster utgöra ett hot mot levande organismer och djur i den marina miljön. Resultaten från studien indikerar att nedbrytningen i tarmen inte är tillräckligt snabb för att förhindra sjuklighet och trolig dödlighet hos båda typer av undersökta sköldpaddor. Det behövs dock ytterligare studier för att på ett adekvat sätt bedöma nedbrytning av bionedbrytbara polymerer, särskilt i havsvatten.

Tabell 3.1 Viktförlust för plast i sköldpadda

Vätskor från mage, tunntarm och tjocktarm

Typ av Polymer	Produktkälla	Viktförlust efter 49 dagar (enligt standardtest)
HDPE	Bärkasse	Försumbar
Oxo-nedbrytbar	Bärkasse	Försumbar
	Polyeten med oxidationsmedel (d2w™ technology)	
Bionedbrytbar	Bärkasse	Grön sköldpadda (Chelonia mydas): 8,5 %
	Stärkelsebaseradbased Mater-Bi™ från BioBag®	Oäkta sköldpadda (Caretta caretta): 4,5 % ¹

Källa: Müller et al., 2012.

¹ Den lägre nedbrytningsgraden i oäkta sköldpadda kan bero på skillnader i diet och anknuten enzymaktivitet.

Majoriteten av bionedbrytbara plaster är komposterbara under specifika förhållanden. Plaster som visat sig vara komposterbara enligt internationella standarder kan behandlas i industriella (centrala) komposteringsanläggningar. I Sverige finns dock få anläggningar för industriell kompostering av matavfall och det är en nedåtgående trend. Matavfall till industriella komposteringsanläggningar minskade med 21 procent mellan 2015 och 2016. Jämfört med 2012 har minskningen varit över 50 procent (Svensk avfallshantering, 2017). Kompostering av matavfall i industriella anläggningar minskar kraftigt på bekostnad av ökad rötning av matavfallet. Det finns dock ingen tydlig trend när det gäller till exempel park- och trädgårdsavfall, som framför allt behandlas genom industriell kompostering i dagsläget.

Det finns i dagsläget få (eller inga) plaster som bryts ner i en röttningsprocess. Det finns heller ingen standard som definierar bionedbrytbarhet av en plast i röttningsmiljö. Förhållandena i nedbrytningsprocessen skiljer sig åt jämfört med i aerob kompostering (närvaro av syre), exempelvis vad gäller mikroorganismerna, temperatur och förbehandling. Det innebär att vissa komposterbara plaster kan passera mer eller mindre oförändrade genom en röttningsprocess. Studier har visat på att komposterbar polymjölksyra (PLA) inte bryts ner nämnvärt genom rötning (World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, 2016). Om röttningsprocessen ska kunna fungera för bionedbrytbar plast krävs dels en förbehandling och dels ett steg av industriell kompostering efter rötningen.

Det finns plaster som bryts ner i miljön i en hemkompost även om utbudet på marknaden i dagsläget är litet. Plaster som är hemkomposterbara är alltid komposterbara i en industriell process. Däremot gäller inte det omvända. Den främsta skillnaden mellan hemkompostering och industriell kompostering är att det är lägre temperaturer och längre uppehållstider vid hemkompostering. Utöver det kontrolleras inte parametrar som exempelvis pH och fuktighet på motsvarande sätt som vid den industriella komposteringsprocessen. Det finns i dagsläget ingen harmoniserad europeisk standard för hemkompostering av plast. Däremot finns flera nationella standarder för hemkompostering som främst är baserade på den europeiska EN 13432. Behovet för en harmoniserad standard har diskuterats på EU-nivå, främst för de lätta plastpåsar som ofta används i hushållen för att samla trädgårds- och köksavfall. Eftersom hemkompostering inte

är en professionell avfallshantering utan en aktivitet som utförs av enskilda konsumenter är processen svår för myndigheter att övervaka. Det går inte heller att få en fungerande komposteringsprocess under hela året på grund av olika vädersäsonger.

3.3 Varför används plaster som bryts ner?

Plaster som kan brytas ner kan vara en fördel för vissa specifika applikationer. Det handlar exempelvis om förpackningar för mat- och trädgårdsavfall med syfte att föra tillbaka näringsämnena från innehållet i plastförpackningen till jorden. Inom jordbruks- och trädgårdssektorn kan nedbrytbar plast underlätta vid odling eftersom platen inte behöver tas bort när den fyllt sin funktion. Medicin- och medicintekniska applikationer är ett annat område där det kan vara en fördel att en plast bryts ner samtidigt som exempelvis en bestämd medicindos utsöndras i kroppen.

I avsnitt 3.4 beskriver vi i mer detalj olika användningsområden för olika specifika plaster som marknadsförs som nedbrytbara. Tabell 3.2 sammanställer olika studier som tittat på bionedbrytningen av plast.

Tabell 3.2 Bionedbrytbarhet för olika plaster

Sammanställning av identifierade studier

Plast	Råvara	Användningsområden	Kommentar (Bionedbrytning i jord avser labbmiljö el. kompost)	Referens
Polyeten (PE)	Fossil och biomassa	Förpackningar, bärkassar, rör, film, skivor (vanligaste plasten LDPE)	Ej bionedbrytbar i sin naturliga form	Shah et al., 2008 ; OWS, 2017
Polypropen (PP)	Fossil		Mycket begränsad (möjligt till viss del i tropisk marin miljö)	Sudhakar et al., 2007
Polystyren (PS)	Fossil		Nedbrytning sker i närvaro av UV-ljus	Tokiwa et al., 2009
Polyuretan (PU/PUR)	Fossil		Ej bionedbrytbar	Tokiwa et al., 2009
Polykaprolakton (PCL)	Fossil	Biomedicinska applikationer, 3D-printing, förpackningar, engångsbestick, bstrykning av papper, kompostpåsar	Ej bionedbrytbar	Tokiwa et al., 2009
Polylaktid (PLA)	Biomassa	Förpackningar, biomedicinska applikationer, kompostfilm, 3D-printing	Bionedbrytbar i jord Viss nedbrytning i marinmiljö efter 12 mån Bryts ner genom hydrolys i människokroppen	Tokiwa et al., 2009 Sekiguchi et al., 2011 UNEP, 2015
			Bryts inte ner i marin miljö	California State University, 2012
			Bionedbrytbar i jord	Tokiwa et al., 2009
			Bionedbrytbar i jord	Weng et al., 2013
Polyhydroxybutyrat (PHB)	Biomassa	Förpackningar, biomedicintekniska applikationer	Bionedbrytbar i jord	Tokiwa et al., 2009

Plast	Råvara	Användningsområden	Kommentar (Bionedbrytning i jord avser labbmiljö el. kompost)	Referens
Polyhydroxybutyratvalerat (PHBV)	Biomassa	Förpackningar, biomedicintekniska applikationer	Bionedbrytbar i jord Viss nedbrytning i marin miljö efter 12 mån	Sang et al., 2002 Sekiguchi et al., 2011 ; California State University, 2012 Ishigaki et al., 2004
Polyetensuccinat (PES)	Fossil	Film	Bionedbrytbar under aeroba förhållanden men otillräcklig nedbrytning i anaerob miljö	Tokiwa et al., 2009
Polybutensuccinat (PBS)	Fossil	Förpackningar, kompostfilm	Bionedbrytbar i jord	Tokiwa et al., 2009
			Viss nedbrytning i marin miljö efter 2 år	Kim et al., 2014 a,b
			Viss nedbrytning i marin miljö efter 12 mån men 95 % bibehållen draghållfasthet	Sekiguchi et al., 2011
Polybutenadipattereftalat (PBAT)	Fossil	Förpackningar, påsar	Bionedbrytbar i jord	Weng et al., 2013 Kijchavengkul et al., 2008 Bilck et al., 2010
			Bionedbrytbar i kompost	Müller et al., 2001 Witt et al., 2001
PMMA	Fossil	Reflexer, raster till lysrör, medicintekniska applikationer. Mer känt under varunamnet plexiglas.	Bionedbrytbar	Cappitelli et al., 2006
Polyvinylacetat (PVA)	Fossil	Beläggning av papper	Bionedbrytbar i jord	UNEP, 2015
Viskos	Biomassa	Kläder, fibrer	Bionedbrytbar i jord och havsmiljö	UNEP, 2015

Plast	Råvara	Användningsområden	Kommentar (Bionedbrytning i jord avser labbmiljö el. kompost)	Referens
Stärkelse	Biomassa	Förpackningar, bärkassar, jordbruksfilm	Bryts sannolikt ner i marinmiljö Stärkebaserade produkten Mater-Bi™. Fullständigt bionedbrytning i kompost inom 60 dagar Långsam nedbrytning i marina sediment Bionedbrytbar i jord och kompost, minimalt sönderfall i naturlig miljö (jord och kärrmiljö vid havskusten i Adriatiska havet) Bionedbrytbar i jord och till del i färskvatten (ca 80% efter 117 dagar)	Strömberg, 2017 Mohee och Unmar, 2007 Balestri et al., 2017 Accinelli et al., 2012 Feuilloley et al., 2005

3.4 Två grupper av nedbrytbar plast

Nedbrytbar plast kan delas in två kategorier:

- Bionedbrytbar plast är de vanligaste på marknaden. Polymeren är ofta känslig för vatten (hydrofil) och därför tillsätts additiv eller mer beständiga polymerer för att säkerställa att plastprodukten ska hålla under användningsfasen. Plasten kräver specifika miljöförhållanden för att brytas ner.
- Den andra gruppen är traditionell plast som blir nedbrytbar med hjälp av tillsatser som gör att plasten bryts ner till mindre polymerfragment i närvaro av syre, värme och/eller ljus. Främst handlar det om så kallad oxo-nedbrytbar plast.

3.4.1 Bionedbrytbara plaster

Kategorier

Biologiskt nedbrytbar plast, eller bionedbrytbar plast, definieras som de plaster som bryts ner av mikroorganismer till exempel bakterier, svampar och alger till koldioxid, vatten och biomassa. Vissa polymerer har designats för att vara bionedbrytbara och för att användas för specifika områden där nedbrytbarheten kan vara en fördel. De första bionedbrytbara plasterna introducerades i slutet av 1980-talet och sedan dess har det skett en snabb ökning även om de endast står för en bråkdel av den totala plastkonsumtionen i Europa (runt 0,2 %²).

Bionedbrytbara plaster kan tillverkas av både förnyelsebara och fossila råvaror (se Figur 3.1). Det är viktigt att framhålla att plast som tillverkas av förnyelsebara råvaror inte behöver vara nedbrytbar och alla nedbrytbara plaster är inte baserade på förnyelsebara råvaror. Majoriteten av dagens plast som marknadsförs som bionedbrytbar eller komposterbar härrör dock från förnyelsebara råvaror (biomassa). Det finns även bionedbrytbar plast baserad på en kombination av både förnyelsebara och fossila råvaror. Utifrån vilken råvara som används kan bionedbrytbar plast delas in fem olika kategorier:

² Grov uppskattning baserat på användningen år 2015 i Europa: 100 000 ton bionedbrytbar plast (nova-Institute, 2016) / 49 000 000 ton totalt (exkluderar vissa plastfibrer) (Plastics Europe, 2016).

- Plast baserad på stärkelse.
- Plast baserad på cellulosa.
- Plast tillverkad av bakterier.
- Plast framtagen via kemisk syntes av biobaserade monomerer (s.k. biopolyestrar).
- Plast baserad på fossil råvara.

Användningsområden

Komposterbara plastpåsar, främst för shopping eller biologiskt avfall, dominerar marknaden för bionedbrytbara plastprodukter i EU (nova-Institute, 2016). De står för cirka två tredjedelar av den totala marknaden av bionedbrytbara plastprodukter som låg på runt 100 000 ton 2015. Andra vanligt förekommande användningar är hårda förpackningar och engångsprodukter. Användningen i Sverige är dock relativt låg jämfört med främst Italien, men även i Tyskland, Österrike, Nederländerna, Belgien och Schweiz är marknaden större än i Sverige.

Insamling av matavfall till rötning sker idag i vissa kommuner med bionedbrytbar plastpåse. Främsta fördelarna framför en papperspåse är att undvika problem med hållbarhet och genomblötning (Henriksson, 2010). Tidigare bestod nedbrytbara plastpåsar för matavfall av en blandning av icke-nedbrytbar fossilbaserad plast och bionedbrytbar plast. (Borås Energi & Miljö, 2012; UMEVA, 2011). I dag används i stället stärkelsebaserad plast tillsammans med bionedbrytbara (delvis fossila) oljor och kalk. En svensk studie från 2013 tittade på nedbrytbarheten för nedbrytbara påsar under rötningstester (Alexandersson et al., 2013). Påsarna som ingick i studien bestod av majs- eller potatisstärkelse, kalk och en bionedbrytbar polyester (delvis fossilbaserad). Rötningstester i labbskala visade på marginell nedbrytning av påsen baserad på majsstärkelse. Däremot skedde en betydande viktminskning för påsen med potatisstärkelse. Forskarna kunde emellertid inte dra några säkra slutsatser vad det kunde bero på. Möjliga anledningar kan vara att kalken lösts upp eller att plastpåsen brutits ner.

Inom jordbrukssektorn gör nedbrytbar odlingsfilm att platen inte behöver tas bort när den fyllt sin funktion. Studier visar att

fullständig nedbrytning i jord sker inom två år under labbförhållanden (OWS, 2017). I Sverige pågår försök att utveckla en nedbrytbar odlingsfilm baserad på cellulosa (Ny Teknik, 2017). Andra användningar inom jordbruket och trädgårdssektorn är krukor, skydd runt trädstammar, skyltar och växtklämmor för att fästa plantor mot pinnar eller spaljéer.

Medicinska och medicintekniska applikationer är ett nischat område där biokompatibel, nedbrytbar plast kan göra nytta. Det kan exempelvis handla om medicinkapslar som bryts ner i takt med att rätt dos medicin frigörs för behandling av vissa cancerformer eller medicin för transport av vaccin. Andra användningar är till suturtråd och fyllningsmedel i läkemedel. Dessa polymerer (t.ex. polyglykolsyra, PGA) kan metaboliseras i människokroppen genom hydrolys som katalyseras av enzym. Under andra förhållande blir nedbrytningstakten mera beroende av omgivande miljöfaktorer (såsom variationer i syrenivån, temperatur och UV-ljus).

Vissa nedbrytbara plaster kan designas för att vara antingen mer beständiga eller nedbrytbara. Exempelvis används polycaprolakton (PCL) och polymjölksyra (PLA) i såväl 3D-skrivare som tillverkar beständiga komponenter liksom tidsbegränsade medicinska tillämpningar.

Bionedbrytbar plast från polyester

Den mesta forskningen har under senaste åren fokuserat på olika bionedbrytbara polyestrar. Nedan redovisas några av dem.

Polymjölksyra (PLA)

Polymjölksyra (PLA) är en syntetiskt framställd alifatisk³ polymer av mjölksyra som bildas genom fermentering av stärkelse, majs eller socker. PLA tillhör gruppen biopolyester. Fram till slutet av 1980-talet användes PLA på grund av höga produktionskostnader enbart främst inom det medicinska området. Det tar cirka 2–6 månader för PLA att brytas ner i kroppen och det gör polymeren lämplig för exempelvis suturtrådar och medicinkapslar. Kapslarna kan brytas ner

³ Kolväten vars molekyl är öppen.

och gradvis frigöra rätt dos medicin. Läkemedlet kapslas vid tillverkningen in i en liten sfär av PLA. Därefter planteras detta in där läkemedlet ska verka i kroppen. Resultatet blir en jämn läkemedelnivå i blodet utan att patienten konstant behöver fylla på med ny medicin.

Under de senaste åren har det skett stora genombrott i process-tekniken vilket, i kombination med minskade kostnader för biologiskt producerad mjölksyra, lett till en mer kommersiell produktion av plast från mjölksyra för icke-medicinska tillämpningar (Gross och Kalra, 2002). Egenskaperna kan idag jämföras med PS och närmar sig även i viss mån PET (Scaffaro et al., 2011). PLA används bland annat i olika slags engångsförpackningar till exempelvis matförpackningar, yoghurtbucar och vattenflaskor. Plasten kan även användas för att tillverka fibrer för kläder. Tyger som tillverkas av PLA ger en silkeslen känsla, bra hållbarhets- och fukthanterings-egenskaper (genom att fukt snabbt tas bort från kroppen).

Nedbryningstester finns främst för kompost- och jordmiljö. PLA bryts ner vid industriell kompostering av olika mikroorganismer men behöver förbehandlas med hydrolys innan nedbrytningen tar fart (Eubeler et al., 2010). PLA bryts ner snabbt i kompost jämfört med polyestrarna polyhydroxybutyratvalerat (PHBV) och polykaprolakton (PCL).

Trots råvarans ursprung tar nedbrytningen i den naturliga jordmiljön längre tid jämför med labbförsök. Hur långt tid det tar är dock svårt att säga, det är helt beroende på vilka mikroorganismer det finns i jorden samt fukthalt och temperatur. Det är oklart hur nedbrytningen ser ut för PLA-plasten om den hamnar i den marina miljön (Strömberg, 2017). Kunskapsläget i dag säger att det krävs industriell kompostering för fullständig nedbrytning (GESAMP, 2015).

Polybutenadipattereftalat (PBAT)

Den alifatisk-aromatiska⁴ polymeren polybutenadipattereftalat (PBAT) är en slitstark polyester med goda process- och hydrofila egenskaper. Detta gör den lämplig för blandningar med andra mer spröda polymerer. PBAT har funnits på marknaden länge och

⁴ Består av både kolväten vars molekyl är öppen och cykliska kolväten.

används bland annat för matförpackningar och komposterbara påsar. Exempelvis var den PBAT-baserade produkten Ecoflex® företaget BASF:s första komposterbara plast baserad på fossil råvara och har funnits på marknaden sedan 1998.

PBAT är nedbrytbar i jord- och kompostmiljö (Kijchavengkul et al., 2008; Bilck et al., 2010). Nedbrytningen sker genom hydrolys och biologisk aktivitet.

Utifrån litteraturen förefaller det som att blandningar av olika bionedbrytbara polymerer i regel ger en plast som även den är bionedbrytbar. Nedbrytningstiden kan dock skilja sig åt. En studie från 2013 tittade på bionedbrytningen av PLA, PBAT och en blandning av dessa (förhållandet 40:60) under jordförhållanden (Weng et al., 2013). Resultaten visar att olika nedbrytningsmekanismer är inblandade för PLA och PBAT. Bionedbrytning sker för såväl de enskilda polymererna som blandningen men hastigheten skiljer sig åt.

Polyhydroxyalkanoater (PHA)

Polyhydroxyalkanoater (PHA) är en grupp alifatiska polyestrar som är framställda från bakterier. De har väckt ett stort intresse som en potentiell ersättare av vissa konventionella plaster på grund av sina mångsidiga egenskaper i kombination med bionedbrytbarheten. Den naturliga PHA-polyestern är mycket spröd och sampolymeriseras ofta med andra polymerer för att bli mer beständig. Detta innebär samtidigt att nedbrytbarheten av plasten förändras. Polyhydroxyalkanoaten PHBV är dock mer flexibel och visar på mikrobiell nedbrytning i labbförsök (Strömberg, 2017).

Polykaprolakton (PCL)

Polykaprolakton (PCL) är en bionedbrytbar alifatisk polyester baserad på fossil råvara. PCL har goda olja-, lösningsmedel och vattenavvisande egenskaper, låg viskositet och smältpunkt samt är enkel att bearbeta termiskt. Idag säljs PCL till framställning av förpackningar i blandning med andra bionedbrytbara polymerer som PLA och termoplastisk stärkelse som i sig inte skulle kunna användas på egen hand. PCL blandas vanligtvis med PLA som används till engångsbestick, bestruket papper till pappmuggar och tallrikar men

även inom snabbmatsindustrin. Produkten används även inom olika filmapplikationer för livsmedel men även i bärkassar och kompostpåsar i olika stärkelseformuleringar. En annan applikation är smältlim där PCL används som ett bionedbrytbart alternativ men även för att den har en låg applikationstemperatur och samtidigt är termiskt stabil (Perstorp, 2018). PCL är kompatibel med en rad olika material och blandas med stärkelse för att sänka kostnaden och öka förmågan att kunna brytas ner, till exempel för att göra soptunnor. Den kan också tillsättas som en polymer mjukgörare till PVC. PCL används också för långlivade applikationer, såsom 3D-skrivare.

Labbtester visar att PCL lätt kan brytas ner av mikroorganismer (Andrady, 2015). Hastigheten för hydrolys och biologisk nedbrytning beror på molekylvikt och graden av kristallinitet.

En japansk studie från 2011 visar på nedbrytning av PCL i djupa havsvatten trots låg temperatur, 4° C (Sekiguchi et al., 2011).

Polybutensuccinat (PBS)

Den bionedbrytbara syntetiska alifatiska polyestern polybutensuccinat (PBS) har egenskaper som liknar PET. För att göra användningen mer ekonomisk blandas ofta PBS med andra föreningar, exempelvis stärkelse och adipat sampolymerer för att forma polybutensuccinatadipat (PBSA) (Shah et al., 2008). På grund av bra mekaniska egenskaper kan PBS användas för en rad olika applikationer, till exempel odlingsfilm, paketeringsfilm, hygienprodukter (som sköljs av) och påsar. För att PBS ska kunna brytas ner biologiskt krävs först reaktion med vatten (hydrolys). Genom hydrolys sänks polymerens molekylvikt vilket gör den tillgänglig för vidare nedbrytning från mikroorganismer.

Bionedbrytbar plast från stärkelse och cellulosa

Kemiskt modifierad växtcellulosa förekommer i en rad varierande applikationer. Cellulosaacetat används i många vanliga applikationer, till exempel tandborstehandtag och tejp. Fram till mitten av 1990-talet ansågs plast-cellulosaacetater vara icke biologiskt nedbrytbara

på grund av deras höga grad av modifiering. Studier i simulerad kompostmiljö visar dock på att en minskad modifieringsgrad resulterar i en betydande ökning av deras biologiska nedbrytningshastighet.⁵

Stärkelsebaserade polymerer används bland annat för bärkassar och odlingsfilm. Vissa uppfyller kraven för hemkompostering enligt belgisk standard⁶. Under tillverkningen mjukgörs stärkelsen till exempel med glycerol och polymeren blåses upp till påsar. Plast baserad på enbart naturlig stärkelse är dock mycket känslig för vatten och fukt och har därför kort livslängd (Strömberg, 2017). Detta gör användningsområdena begränsade till främst mat- och trädgårdsavfall.

För att få en mer beständig plast blandas stärkelsepolymeren ofta med andra syntetiska polymerer som till exempel PCL. Eftersom både stärkelse och PCL är bionedbrytbara och komposterbara antas även blandningar av dessa vara det (Bastioli, 1994; Tokiwa et al., 1994). Genom att variera den syntetiska blandningskomponenten och dess blandbarhet med stärkelse kan morfologin och därmed egenskaperna regleras. Försök med sådana plaster visar på relativt snabb nedbrytning i labbförsök och kompost. Däremot sker liten nedbrytning under normala mark- och marina förhållanden.

Stärkelse kan även kombineras med den vattenlösliga syntetiska polymeren polyvinylacetat (PVA), vilket ger en plast med goda filmegenskaper (Shah, 2008). Ett flertal olika blandningar av stärkelse och PVA har undersökts för användning till bionedbrytbara förpackningar (Tudorachi et al., 2000). Blandningar av de bägge polymerer antas vara bionedbrytbara eftersom polymererna enskilt är det (Shah, 2008).

3.4.2 Oxo-nedbrytbara plaster och andra plaster med tillsatser som främjar nedbrytning

Oxo-nedbrytbar plast

Oxo-nedbrytbara plaster är tillverkade av samma syntetiska polymerer som konventionell plast. Skillnaden är tillsats av metallsalt (såsom kobolt, mangan och järn) som via UV-ljus eller värme skyndar

⁵ Mellan två och tre av glukosrepetitionsenheten acetyleras normalt hydroxylgrupper. Studier i simulerade kompostmiljöer visar emellertid att cellulosaacetat med en modifieringsgrad på upp till 2,5 är biologiskt nedbrytbara. En minskning i modifieringsgrad av cellulosaacetat från 2,5 till 1,7 resulterar i en stor ökning av deras biologiska nedbrytningshastighet.

⁶ Belgiska standarden Vinçotte som baseras på EN 13432.

på nedbrytningen genom en kemisk oxidation av polymerkedjorna. Syftet med metallsaltet är att förbereda en bionedbrytning genom att göra plasten spröd och lösa upp den i små fragment, vilket gör plasten tillgänglig för biologiska organismer. Metallsalterna katalyserar naturliga oxidationsprocesser i plasten vilket ger oxiderade, lågmolekylära ämnen (t.ex. karboxylsyror och alkoholer).

Till plasten tillsätts även stabilisatorer som ska hindra att plasten bryts ner under användningsfasen. Under nedbrytningsprocessen förbrukas först stabilisatorerna. Därefter sätts oxidationsprocessen igång med hjälp av metallsalterna.

Användningen av oxo-nedbrytbara påsar har haft framgångar i bland annat USA, Sydamerika och Australien (Ny Teknik, 2009). I Sverige började sådana påsar säljas 2008 men här är marknaden liten.

Inom ramen för arbetet med att ta fram en plaststrategi har EU-kommissionen studerat oxo-nedbrytbar plast, bland annat vad gäller plastens förmåga till bionedbrytbarhet under olika miljöförhållanden (EU-kommissionen, 2016). Kommissionen har identifierat flera studier som visar att oxo-nedbrytbar plast oxiderar till mindre plastbitar och fragment i den öppna jordmiljön när den utsätts för UV-ljus och/eller värme under en längre tid. Takten på fragmentiseringen av polymeren är dock beroende av ljusintensitet, temperatur och fuktighet. Eftersom dessa förhållanden varierar stort över tid i den öppna naturliga miljön är det mycket svårt, om inte omöjligt, att säga när och i vilken omfattning plasten kommer att fragmentera. Därför går det inte heller att säga något om fragmenteringen resulterar i tillräcklig låg molekylvikt av plasten som i nästa steg kan möjliggöra en tänkbar biologisk nedbrytning.

I jord och havet är nedbrytningen begränsad till ytan eftersom det där finns tillgång till syre och UV-ljus. Under syrefria förhållanden kommer det sannolikt inte ske någon nedbrytning.

Oxo-nedbrytbara plaster är inte anpassade för någon form av kompost- eller rötningsprocess (EU-kommissionen, 2016). Plasten är tänkt att brytas ner under mycket längre tid än vad material normalt stannar i en industriell kompost. Förmodligen sker en viss nedbrytning även i en industriell kompostering men det är oklart om det sker fullständigt. Beroende på vilket metallsalt som används krävs antingen UV-ljus eller värme för att nedbrytningen ska starta. Kommissionen menar att det finns en risk för att kvarvarande

plastfragment och potentiellt uppkomna mikroplaster kan påverka kompostens kvalitet negativt (EU-kommissionen, 2018b).

När det gäller den marina miljön drar EU-kommissionen slutsatsen att det saknas tillräckligt med bevis för att säga att oxo-nedbrytbar plast bryts ner. Få tester har utförts, och det finns för närvarande inga standarder vilket skulle möjliggöra en certifiering. Den biologiska nedbrytningen förväntas vara mycket långsammare i havet jämfört med öppna jordmiljöer. Forskningen har fokuserat på metoder anpassade att påvisa fragmentering, till exempel fysiska egenskaper och förlust av molekylvikt. Däremot finns lite forskning som visar på bionedbrytning av de korta polymerfragmenten. Få studier visar att katalysatorn (metallsaltet) avsevärt skyndar på bionedbrytningen i den marina miljön jämfört med konventionella, beständiga plaster.

Baserat på kunskapen om under vilka förhållanden nedbrytningen sker (t.ex. avsaknad av UV-ljus under havsytan) drar EU-kommissionen slutsatsen att plasten kommer bete sig som en konventionell plast, eller så saktas nedbrytningen ner betydligt. Kommissionen ser även en risk för att den snabba fragmenteringen av plasten kan ge uppkomst till mikroplaster.

EU-kommissionen avser begränsa användningen av oxo-plast i EU. Den europeiska kemikaliemyndigheten, Echa, arbetar därför med att ta fram ett begränsningsförslag som planeras vara klart i januari 2019.

Oron för mikroplast och negativ miljöpåverkan från oxo-nedbrytbar plast har lyfts fram av flera aktörer. Utöver EU-kommissionen, bland andra den internationella Ellen MacArthur Foundation som stöds av över 150 bransch- och intresseorganisationer (Ellen MacArthur Foundation's New Plastics Economy initiative, 2018).

Enzym-nedbrytbar plast

Enzym-nedbrytbar plast (enzyme-mediated plastics på engelska) är konventionella plaster, till exempel PP, berikade med små mängder organiska tillsatser. Det belgiska labb- och konsultföretagen OWS (Organic Waste Systems) har undersökt bionedbrytbarhet och komposterbarhet hos enzym-nedbrytbar plast genom att studera

tillgänglig information från fem av de främsta producenterna varav en belägen i Storbritannien och fyra i USA (Deconinck och De Wilde, 2014). Generellt var det enligt OWS svårt att hitta stöd för företagens påståenden på företagens hemsidor. Det saknades även i vissa fall information om farliga ämnen (som anges i standarden för komposterbar plast). Nedbrytningsprocessen ska enligt de tillverkare som undersökts initieras av mikroorganismer som förbrukar tillsatserna. Det hävdas att processen även expanderar till PE, vilket gör hela plastmaterialet nedbrytbart. Användningen är i nuläget ringa men växande och den största produktionen sker i USA. Inga vetenskapliga studier som stödjer bionedbrytbarhet eller visar på hur nedbrytningsprocessen går till kunde identifieras. Även om viss nedbrytning sker kunde ingen data som visar fullständig nedbrytning identifieras.

3.5 Nedbrytning av konventionella beständiga plaster

Många plaster tillverkas för att vara långlivade och tåla miljöpåverkan. Därför tillsätts olika tillsatser under tillverkningsprocessen. Vissa färgpigment, såsom carbon black, skyddar plastmaterialet mot att brytas ner av UV-ljus. Andra exempel är att tillsätta antioxidanter för att förhindra att oxidativa processer (UV-ljus eller upphettning) bryter ner plasten. Värmestabilisatorer är en viktig tillsats eftersom plaster tillverkas vid höga temperaturer. Utan stabiliserande tillsatser skulle polymeren brytas ner under tillverkningen. Värmestabilisatorer kan också förhindra nedbrytning av plasten via en mekanism där metalljoner katalyserar uppkomsten av väteperoxid som utvecklar fria radikaler.

Detta innebär samtidigt att plast även är långlivad om den hamnar i miljön. Det sker en viss, om än mycket långsam bionedbrytning av konventionella plaster såsom PE, PP och PET i miljön (Shah et al., 2008). Men nedbrytningstiden är flera tiopotenser större än syntetiska plaster som anses vara bionedbrytbara, exempelvis PCL. Förmågan till bionedbrytning för konventionella plaster kan därför konstateras vara i stort sett obetydlig.

Det finns studier som indikerar att det sker viss nedbrytning av ytpartiklar hos PP i den marina miljön, liksom att när PE exponeras

för jord eller havsvatten kommer ytan besätts av mikroorganismer (Zettler et al., 2013). Mikroskopsundersökningar av ytan av PE som exponerats av biotisk miljö (exempelvis marina sediment) under en längre tid visar på utgjutningar där mikroorganismer förefaller bryta ner plastytan (Bonhomme et al., 2003). Nedbrytningen är dock mycket långsam eftersom den typ av mikroorganismer som kan bryta ner plasten normalt inte finns tillgänglig i den naturliga miljön. De mikroorganismer som kan bryta ner de konventionella plasterna är få till antalet och förekommer i låga mängder. Dessutom finns det alternativa kolkällor som är mer lättillgängliga för dessa mikroorganismer (Andrady, 2015).

Plastblandningar av PE och stärkelse kan öka nedbrytningsgraden (Griffin, 1977; Chandra och Rustgi, 1997). Efter det att stärkelse-delen av plasten brutits ner av mikroorganismer kvarstår dock PE som sväller och efterhand förlorar sin beständighet (Goheen och Wool, 1991).

På grund av den långsamma nedbrytningen har forskare lyft fram att konventionell plast bör likställas med andra långlivade organiska föreningar (POP) när de hamnar i den marina miljön (Worm et al., 2017). Detta kommer utredningen beskriva närmare i sitt slutbetänkande.

3.6 Diskussion

Sammantaget konstaterar utredningen att, utifrån de studier som vi kunnat identifiera, råder det stor kunskapsbrist om vad som händer med en plast om den hamnar i miljön, inte minst vad gäller plast som marknadsförs som nedbrytbar. Särskilt den marina miljön är i mångt och mycket utforskad. Den forskning som finns är främst labbförsök i kompost- och jordmiljö.

Det vi kan konstatera är att konventionella plaster är tillverkade för att tåla yttre påverkan vilket innebär att de även är mycket svårnedbrytbara när de hamnar i miljön.

Vi konstaterar också att plaster som tillverkas för att kunna brytas ner och säljs som "bionedbrytbara" eller "nedbrytbara" kan endast brytas ner fullständigt under vissa begränsade miljöförhållanden som kräver närvaro av specifika mikroorganismer (som skiljer sig åt beroende på typ av plast). Dessa förhållanden råder med

största sannolikhet inte i den naturliga miljön vilket talar för att även dessa plaster riskerar att vara svårnedbrytbara i den naturliga miljön. Påsar och andra plastprodukter som är märkta som bionedbrytbara kräver i regel industriell kompostering. Polymererna som ingår i dessa produkter bryts inte ner om de läggs i hemkomposten, vid rötning eller hamnar som skräp i naturen.

Därför blir svaret på den inledande frågan ”Finns det plaster som fullständigt bryts ner i naturlig miljö?” att vi, utifrån dagens kunskapsläge bedömer att det inte existerar plaster som bryts ner fullständigt inom en rimlig tid i miljön. Med rimlig tid avser vi en nedbrytning som är tillräckligt snabb för att inte riskera att skada miljön.

En viktig aspekt i sammanhanget är att plastskräpet utgör en potentiell risk för levande organismer, oavsett om det är helt intakt eller om det delvis brutits ner. Även om en plast skulle brytas ner fullständigt efter en tid riskerar den dessförinnan att utgöra ett miljöproblem. Plasten kan bland annat skada levande organismer och djur genom problem med insnärjning och att den misstas för föda. Dessutom innehåller plastskräpet, utöver själva polymeren, en rad olika naturfrämmande ämnen som i sig kan utgöra ett miljöproblem. Under nedbrytningsprocessen kan dessa ämnen migrera från plasten och medföra en negativ påverkan på kringliggande miljö. Plastskräp kan även absorbera kemikalier som finns i miljön. Miljöproblem som orsakas av plast, inklusive kemikalieaspekten, kommer vi beskriva närmare i vårt slutbetänkande.

Vi ser en risk med att konsumenten missförstår vad som avses med att en produkt är nedbrytbar eller bionedbrytbar och vilka miljöförhållande som måste råda för att plasten ska kunna brytas ner fullständigt. Otydligheten kring marknadsföringen av ”bionedbrytbara” plastprodukter kan i själva verket leda till en öka nedskräpning vilket vi redogör för i kapitel 4.

För att vara tydlig och undvika missförstånd är en bättre benämning på ”bionedbrytbar” eller ”nedbrytbar” i stället komposterbar eller nedbrytbar i kroppen. Att en plast är komposterbar säger, till skillnad mot bionedbrytbar plast, hur plasten bör hanteras efter användning. Begreppet komposterbar plast signalerar att plasten uppfyller kraven som gäller för industriell kompostering (vilket är det vanligaste) och i vissa fall hemkompostering. Samtidigt minskar kompostering av

matavfall kontinuerligt i Sverige. Här är i stället rötning den överlägset största behandlingsformen och den processen kan inte bryta ner majoriteten av de plaster som marknadsförs som bionedbrytbara.

Utredningen konstaterar att nedbrytbar plast kan fylla en värdefull funktion i vissa sammanhang. Det handlar dock om specifika applikationer där det finns behov av den nedbrytbara egenskapen och att det samtidigt fullt ut kan garanteras att plasten inte lämnar efter sig några restprodukter. Ett exempel är för medicinska applikationer där nedbrytbar plast kan ha en viktig uppgift. Människokroppen är en välkontrollerad miljö med kända nedbrytnings- och temperaturförhållanden, vilket gör det möjligt att designa plastmaterial med optimala nedbrytningsegenskaper.

EU-kommissionen lyfter i sin plaststrategi fram behov av innovation när det gäller material som fullständigt bryts ner i havs- och sötvatten och som är ofarliga för ekosystemen och miljön. Detta håller utredningen med om i viss utsträckning. Det finns studier som pekar på att vissa polystrar (PCL och PHBV) kan vara nedbrytbara i djup havsmiljö. Dessa skulle kunna vara intressanta för applikationer inom fiskesektorn för att minska de negativa miljöeffekterna från förlorade fiskeredskap. För att kunna bedöma om de är alternativ som inte utgör några miljöproblem behövs dock mer forskning. Samtidigt konstaterar vi att det finns en viss svårighet i att tillverka produkter som ska hålla, för att när de "förloras" plötsligt löses upp, det i sig är en motsättning.

Oftast eftersträvas en beständig plast under användningsfasen och då blir resultatet en svårnedbrytbar plast även i avfallsledet. Idag används inte så mycket nedbrytbar plast i Sverige och utredningen anser att nedbrytbar plast aldrig kan vara en lösning för att reda ut problemen med plastskräp i miljön. Ur perspektivet cirkulär ekonomi anser utredningen att tillverkarna och användarna främst bör investera i plastprodukter med lång livslängd och redan i designfasen se till att det finns möjlighet till återvinning. Därutöver är det viktigt att det uppkomna avfallet tas omhand på korrekt sätt.

Att minska onödig plastanvändning är en viktig åtgärd för att reducera problemen med nedskräpning, exempelvis när det gäller vissa engångsartiklar. Det bedömer vi skulle få en betydligt positivare effekt på miljön än vad satsningar på nedbrytbar plast skulle innebära.

I utredningen slutbetänkande kommer vissa delar av detta kapitel utvecklas vidare. Vi kommer även beskriva frågor som rör miljöeffekterna av olika plaster, såväl fossil- som biobaserade, under hela deras livscykel.

4 Olika plasters bidrag till nedskräpningen

Ur Direktiv 2017:60:

Den konventionella plasten tillverkas av fossil råvara. Det har på senare år blivit vanligare, även om andelen fortfarande är liten, att gå över till så kallad biobaserad plast.

Även om huvuddelen av alla nedbrytbara plaster är biobaserade kan nedbrytbara plaster också framställas av petroleumbaserade råvaror eller en kombination av petroleum och biobaserade råvaror. Begreppet biologiskt nedbrytbar plast riskerar att vara förvirrande och svårhanterat för många konsumenter.

Utredaren ska därför kartlägga i vilken utsträckning biobaserade plaster med låg nedbrytbarhet i naturlig miljö bidrar till miljöproblem genom att de är vanligt förekommande i nedskräpningen.

I det här kapitlet beskriver utredningen vilka olika konventionella plaster som förekommer i nedskräpningen. Därefter redogör vi för den forskning som finns om plaster som marknadsförs med prefixet ”bio” eller som ”nedbrytbara” och deras bidrag till nedskräpningen. En frågeställning vi vill besvara är om dessa plaster kan vara missledande för konsumenter när det gäller hur plasten ska hanteras efter användning. Kan misstolkning av begreppen riskera att till och med öka benägenhet för allmänheten att slänga plast i miljön?

Nedbrytbart plastavfall kan även störa återvinningen och bör därför inte sorteras tillsammans med annan plast som ska materialåtervinnas. Den delen av problematiken med nedbrytbar plast kommer utredningen studera närmare och redogöra för i sitt slutbetänkande.

I uppdraget ingår även att se över förutsättningarna för att övergå från fossil- till biobaserad råvara för att tillverka plast, samt kartlägga vilka för- och nackdelar biobaserad plast har utifrån energi- och

miljöaspekter, inklusive i avfallshantering och materialåtervinning. Även detta kommer vi redogöra för i slutbetänkandet.

4.1 Olika plasttyper i svenska nedskräpningen

I kapitel 2 redogör utredningen för vanliga plastprodukter i nedskräpningen. Den svenska statistiken som vi baserat resultaten på redovisas som antalet skräpföremål, såsom förpackningar, engångsartiklar, plastbärkassar och förlorade fiskeredskap. Mätningar av skräp görs såväl på land som på stränder och havsbottnar. En slutsats som kan dras från analys av statistiken är att förekomsten av olika plastprodukter i nedskräpningen i mångt och mycket speglar människors konsumtion och olika aktiviteter i miljön.

Flertalet mätmetoder redovisar antal skräpföremål och inte skräp utifrån vikt eller vilka sorters plaster det handlar om. Därför har vi med stöd av litteraturen och experter undersökt vilka tänkbara plaster som förekommer mest i nedskräpningen. Marknadsdata från den europeiska plastindustrin redovisar de vanliga plasterna i EU (PlasticsEurope, 2017). Den visar även i vilka produkter de olika plasterna främst används. Marknadsdata över plastefterfrågan uppdelat på olika polymerer redovisas i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Efterfrågan på olika plaster i EU28, Norge och Schweiz 2016

Polymer	Andel (%)	Kommentar
Polyeten (PE),	30	Inkluderar olika grupper: ca 18 % av lågdensitetspolyeten (LDPE) och linjär lågdensitetspolyeten (LLDPE), drygt 12 % av högdensitetspolyeten (HDPE) och mellandensitetspolyeten (MDPE)
Polypropen (PP)	19	
Polyvinylklorid (PVC)	10	
Polyuretan (PUR)	8	
Polyetentereftalat (PET)	7	
Polystyren (PS) och expanderad polystyren (EPS)	7	
Övriga	19	Inkluderar exempelvis plasterna ABS, PMMA och PTFE.

Källa: PlasticsEurope, 2017. Avrundat till heltal procent.

Marknadsdata över användningen av olika polymerer kan sedan jämföras med de plastföremål som anträffas i miljön. På så sätt går det att identifiera de vanligaste plasttyperna i nedskräpningen. Resultatet av denna jämförelse redovisas i Tabell 4.2, vilken även inkluderar exempel på möjliga additiv i de olika föremålen.

Plaster som hamnar i den marina nedskräpningen är oftast de som finns i applikationer som lätt kastas eller tappas i miljön (t.ex. förpackningar och fiskeredskap). Polyeten (PE), polypropen (PP) och polyetentereftalat (PET) är vanliga i olika typer av förpackningar för industrin och konsumenter och är därför även vanliga i nedskräpningen (Lachmann et al., 2017). Plastbärkassar utgörs i regel av lågdensitetspolyeten (LDPE). Engångsartiklar består främst av polystyren (PS) men även PP. Även expanderad polystyren (EPS eller frigolit) påträffas ofta i miljön. EPS används för bland annat engångsmuggar, bojar och andra flytkroppar samt isolering. Fiskeredskap, såsom rep och nät, utgörs främst av polyamid (nylon).

Tyngre plastprodukter, exempelvis olika byggprodukter och rör, tenderar att hamna nära platsen där de förloras snarare än i den marina miljön. Dessa utgörs ofta av polyvinylklorid (PVC) och polyuretan (PUR) vilka därför sannolikt är mindre vanliga i den marina nedskräpningen.

Materialegenskap, densitet och syftet med plastprodukten påverkar spridningen och var plasten hamnar i miljön. Plastmaterial med låg densitet (t.ex. PE och PP) kommer sannolikt flyta vilket innebär att de är mer vanliga på stränder och i ytvatten. Material med högre densitet (PVC, PET, PUR och PS) återfinns oftare i sediment och på havsbotten (Lachmann et al., 2017). Men egenskaper hos plastskräp kan förändras i miljön. Plastmaterial med hög densitet kan hamna på stränder på grund av dess materialegenskaper, exempelvis EPS. Omvänt riskerar material med låg densitet sjunka till botten som en följd av nedbrytning av plasten eller ackumulering av organismer på plastens yta (fouling på engelska).

En kategori i skräpstatistiken är "Övrig plast". Som visas i Tabell 4.1 utgörs drygt 80 procent av plasten i EU av sex olika plasttyper. Om PVC och PUR exkluderas med anledning av argumenten ovan utgörs denna skräpkategori troligen främst av PE följt av PP, PET och PS/EPS.

Tabell 4.2 Vanliga polymerer i nedskräpningen

Plastföremål i nedskräpningen	Typ av polymer	Vanliga additiv
Förpackning industri/handel	PE, PP, EPS	Färgpigment, fyllmedel (t.ex. CaCO ₃ och talk)
Plastflaskor	HDPE, PET	Vita mjölkflaskor – vitt pigment som TiO ₂ samt CaCO ₃ , PET flaskor kan innehålla färgpigment om de inte är transparenta
Plastbackar och behållare	PP, HDPE	Färgpigment, UV-stabilisatorer
Rep	PP, polyamid	Färgpigment, ev. UV-stabilisatorer
Plastpåsar	Främst LDPE, ibland HDPE	Färgpigment
Fiskelinor	Polyamid	
Plastlock	PE, PP	Färgpigment
Styva plastband	PET, polyamid	Färgpigment
Fiskenät och fiskelinor	Främst polyamid, ev. PET	
Övrig plast	>80% PE, PP, PET, PS, EPS	Färgpigment, fyllmedel (t.ex. CaCO ₃ och talk), antioxidanter, UV-stabilisatorer

Källa: Perstorp, 2018; Lachmann et al., 2017; PlasticsEurope, 2017.

4.2 Bionedbrytbara plaster – attityder och beteende kring nedskräpning

En oro som ofta lyfts fram i debatten är att produkter som marknadsförs som nedbrytbara riskerar att leda till en ökad nedskräpning i miljön. Anledningen till det är att ord som ”nedbrytbar”, ”bionedbrytbara” eller ”komposterbar” skulle kunna ge felaktiga signaler till konsumenten. En märkning utan närmare tydlig förklaring kan missuppfattas och tolkas som att produkten bryts ner i miljön och därmed inte orsakar någon skada för miljön.

Flera studier visar att attityder när det gäller den marina miljön påverkas av kön, ålder, utbildningsnivå och kulturell bakgrund (UNEP, 2015). Det finns dock få studier som tittat på attityder kopplat till marint skräp och de faktorer som bidrar till ett nedskräpande beteende hos allmänheten (Wyles et al., 2014). En anledning är

troligtvis att det är få personer som vill medge att de slänger skräp i naturen och det är därför svårt att få in tillförlitliga svar.

Det finns modeller som tagits fram i syfte att försöka förstå hur människor tar beslut när det gäller sitt beteende i miljörelaterade frågor. Analyser som genomförts med hjälp av en modell visar att ju lägre uppfattningen är om ansvar och förmåga att ta itu med ett problem, desto mindre sannolikt är det för en person är att vidta åtgärder (Klößner, 2013). Det skulle kunna innebära att tillhandahållandet av en teknologisk lösning för skräp (såsom nedbrytbarhet) kan minska allmänhetens uppfattning om personligt ansvar att hantera sitt plastavfall på rätt sätt.

Statistiska centralbyrån (SCB) genomför två gånger per år en medborgarundersökning där kommunernas invånare får tycka till om sin kommun och dess verksamheter. Inom ramen för undersökningen mäter även SCB, i samarbete med stiftelsen Håll Sverige Rent (HSR), invånarnas attityd till nedskräpning i kommunen och varför de väljer att skräpa ner eller inte. Detta görs för att kommunerna ska kunna utforma åtgärder på rätt sätt.

I SCB:s medborgarundersökning 2011–2013 anger över hälften att den främsta orsaken till att skräp lämnats eller slängts på marken är på grund av att det är komposterbart (troligtvis främst frukt) (SCB, 2014). Förutom att en produkt är komposterbar anges avsaknad av soptunna eller att soptunnan är full samt att det redan är nedskräpat som orsak till nedskräpning (SCB, 2015).

Kalifornien har sedan 2011 reglerat marknadsföringen av plastprodukter vilket innebär att för att en plast ska kunna märkas och marknadsföras som ”komposterbar” eller ”marin nedbrytbar” måste kraven i vissa standarder vara uppfyllda. En anledning är att förhindra att konsumenter vilseleds och att komma åt nedskräpningen. Användningen av dessa och liknande begrepp på plast är enligt lagstiftaren missledande om inte påståendena inkluderar en tydlig varning som detaljerat beskriver vilka miljö- och tidsförhållanden som krävs för att påståendena ska kunna uppfyllas.

Utöver vårdslöst beteende och brist på soptunnor visar konsumentundersökningar att osäkerheten kring vad som räknas som skräp kan vara ett viktigt skäl för attityder kring nedskräpning. Vad som dock kommer fram är att det finns en större benägenhet att kasta produkter i miljön som inte ses som skräp. Det är dock, som

nämnts, få som erkänner att de kastar skräp i miljön varför undersökningar kring detta är svåra att genomföra. För att säkerställa sanningshalten av resultaten från enkäter och intervjuer bör därför resultaten kombineras med plockanalyser.

En skotsk studie som gått igenom nedskräpningsbeteenden och olika anti-skräpprogram visar att människor är mer villiga att kasta bionedbrytbara produkter och små föremål, eftersom dessa inte nödvändigtvis betraktas som ”skräp” (Keep Scotland Beautiful, 2007). I fokusgrupper i Skottland ansåg de flesta deltagarna att det är acceptabelt att kasta bionedbrytbara föremål (särskilt mat) i miljön eftersom de ses som ofarliga. Några tyckte även att de skulle vara bra för miljön genom att gynna djurlivet. En enkätstudie, inom ramen för samma skotska studie, visar att 19 procent av de som besvarade enkäten ansåg att det var förståeligt att kasta skräp om föremålet är bionedbrytbart eller kan ruttna bort.

Resultaten från Skottland stämmer väl överens med forskning från USA. En studie bland ungdomar och unga vuxna (16–24 år) visar på en större sannolikhet för nedskräpning när den aktuella produkten är biologiskt nedbrytbar. Forskningen visar att konsumenter som hör till gruppen ”minst benägna att skräpa ner” är villiga att slänga bionedbrytbara produkter i miljön. Dessa konsumenter har generell hög miljömedvetenhet och får dåligt samvete när de slänger skräp. De anstränger sig även mer än andra för att hantera avfallet på korrekt sett (Keep Los Angeles Beautiful, 2009). Studien går inte närmare in på specifika bionedbrytbara produkter, sannolikt är det främst matrester det handlar om. Men en parallell kan dras till andra produkter som är märkta som biologiskt nedbrytbara. Utan närmare information är det inte osannolikt att sådana kan öka benägenheten hos allmänheten att slänga produkten i miljön – även bland konsumenter som annars anstränger sig för att hantera sitt avfall på rätt sätt. Helt enkelt för att de inte anser att det är ”skräp” det är fråga om.

Studier som gjorts om attityder kring nedskräpning med cigarettfimpar visar att vissa konsumenter tror att cigarettfimpar skiljer sig från annat skräp bland annat för att de tros vara bionedbrytbara (Campbell, 2008). Rökare som inte ser cigarettfimpar som skräp är över 3,5 gånger mer benägna att medge att de kastar fimpar på marken än andra rökare. Samtidigt verkar rökare mer benägna generellt att

skräpa ner jämfört med andra konsumenter även vad gäller andra skräpkategorier (Rath et al., 2012; Keep Los Angeles Beautiful, 2009).

EU-kommissionen fastslår i sin plaststrategi (EU-kommissionen, 2018a) vikten av att se till att konsumenterna får tydlig och korrekt information samt att bionedbrytbar plast inte får ses som en lösning på nedskräpningen. Genom att klargöra vilken plast som kan märkas ”komposterbar” eller ”bionedbrytbar” och hur den ska hanteras efter användning kan detta uppnås enligt kommissionen. Därför avser kommissionen bland annat föreslå harmoniserade regler för definition och märkning av komposterbar och bionedbrytbar plast.

4.3 Biobaserat plastskräp

Biobaserade plaster lanserades redan på 1860-talet genom kemisk modifiering av naturliga material. Initialt handlade det enbart om komposterbara (nedbrytbara) plaster. Tanken var att de skulle utgöra ett miljövänligt alternativ till deponi genom en plast som kunde mineraliseras i en industriell kompostprocess. På 2010-talet introducerades biobaserade plaster (s.k. drop-in-plaster) producerade av förnyelsebara råvaror (sockerrör, majs och spannmål) med ambitionen att efterlikna konventionellt beständiga fossilbaserade plaster. Dagens utveckling av biobaserade plaster fokuserar också på beständiga plaster, men råvaran tas i större utsträckning till exempel från biomassa från skogs- och jordbruket.

Förutom stärkelse och cellulosa kan även olja från växtriket (soja, palm eller växtarten jatrofa) användas för att tillverka plast. Biobaserad plast idag domineras fortsatt av socker och stärkelse, främst från sockerrör respektive majs.

Biobaserade plaster kan alltså i större eller mindre utsträckning vara antingen bionedbrytbara i industriell kompost eller beständiga. Biobaserade plaster behöver följaktligen inte alls vara nedbrytbara – snarare går utvecklingen allt mer mot att designa plaster för applikationer som kräver slitstarka material som ska hålla länge. Exempel på beständiga plaster är bio-polyeten (bio-PE), bio-polypropen (bio-PP) och bio-polyvinylklorid (bio-PVC) som används på liknande sätt som konventionell fossilbaserad PE, PP och PVC. Plaster med samma namn är identiska och kan återvinnas tillsammans oavsett

vilken råvara som används. Samtidigt innebär det att eftersom vanlig PE är svårnedbrytbar i miljön gäller det också för bio-PE.

Som nämns i inledningen av detta kapitel kommer vi gå in djupare på området biobaserad plast och förutsättningarna för att övergå till förnyelsebar råvara i vårt slutbetänkande.

4.3.1 Attityder kring biobaserad plast

Ur en nedskräpningssynpunkt spelar det ingen roll om råvaran är fossil- eller biobaserad. Ett biobaserat plastskräp är ett lika stort miljöproblem som om plasten skulle vara producerad av fossilt kol.

Det kan finnas en risk att plast som marknadsförs som ”biobaserad” eller ”förnyelsebar” kan misstolkas av konsumenten som miljövänlig i betydelsen att den inte orsakar något problem om den hamnar i miljön. Konsumentföreningen Stockholm utförde i början av 2017 tillsammans med marknadsundersökningsföretaget Novus en enkätundersökning med syfte att kartlägga kunskapsluckor och sprida information kring skräp och återvinning (KfS, 2017). Bland annat fick konsumenterna¹ svara sant eller falskt på påståendet ”Det gör inget om biobaserad plast, från exempelvis majs eller sockerrör, hamnar i naturen för den plasten är nedbrytbar.” Sammanställningen av svaren visar att fyra av tio (39 %) konsumenter tror att biobaserad plast kan brytas ner i naturen.

Hösten 2017 genomförde HSR en informationsinsats inom ramen för Naturvårdsverkets regeringsuppdrag rörande information om plastbärkassar. Mot bakgrund av detta gav HSR Novus i uppdrag att intervjua svenska allmänheten med syfte att kartlägga inställning, kunskap och beteende kring användning av plastbärkassar. Totalt 1 084 intervjuer genomfördes inom målgruppen 18–79 år (HSR, 2017). På (det falska) påståendet ”Förnybara plastkassar bryts ner mycket snabbare än de gamla konventionella” svarar 19 procent att de vet att det stämmer. 50 procent av de tillfrågade uppger att de tror att det stämmer.

¹ Målgruppen var svenska allmänheten 18–79 år. Totalt genomfördes 1 018 intervjuer under perioden 2 februari–7 februari 2017. Deltagarfrekvensen var 55 %.

4.3.2 Andelen biobaserad plast på marknaden och i nedskräpningen

Det förs ingen svensk statistik över plastskräp i miljön utifrån om plasten är baserad på förnyelsebar eller fossil råvara. Utredningen har inte heller kunnat identifiera några internationella studier som gör denna uppdelning.

Det är rimligt att anta att användningen av biobaserade plaster och dess andel på marknaden även återspeglas i det plastskräp som hamnar i miljön. Sverige har en generell strävan att bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer. Inte bara i Sverige sker en utveckling där biobaserade plaster tar en allt större del av marknaden. Mängden biobaserad plast i nedskräpningen kommer därför att öka med den ökade användning framöver.

För närvarande representerar biobaserade plaster cirka en procent av de cirka 300 miljoner ton plast som produceras årligen globalt (European bioplastics, 2018). Detta kan ge en indikation om storleksordningen av andelen biobaserad plast i nedskräpningen. Enligt marknadsdata som sammanställts av European bioplastics² förutses den globala produktionskapaciteten för biobaserade plaster öka med 50 procent på medellång sikt, från cirka 4,2 miljoner ton 2016 till cirka 6,1 miljoner ton 2021. Mer än 75 procent av produktionskapaciteten i hela världen 2016 var biobaserad, beständig (icke-nedbrytbar) plast. Den andelen kommer enligt European bioplastics öka till nästan 80 procent fram till 2021. Samtidigt växer även produktionskapaciteten för biologiskt nedbrytbar biobaserad plast, såsom PLA, PHA och stärkelseblandningar. En ökning från cirka 0,9 miljoner ton 2016 till nästan 1,3 miljoner ton spås till 2021. Exempelvis sker en uppstart av den första PHA-fabriken i Europa. Som beskrivs i kapitel 3 kräver en bionedbrytbar plast i regel industriell kompostering för att fullständigt brytas ner. Det innebär att även nedbrytbara biobaserade plaster bidrar till nedskräpningen om de hamnar i miljön.

Förpackningar är det största tillämpningsområdet för såväl biobaserade som konventionella plaster och utgör cirka 40 procent av den globala marknaden. Att förpackningar står för en stor del av plastkonsumtionen återspeglas även i den information om vilka plastprodukter som är vanligt förekommande i nedskräpningen.

² En europeisk förening som representerar olika aktörer som hanterar biobaserade plaster.

4.4 Diskussion

Det finns lite information om kopplingen mellan nedskräpningsbeteende och plast som är nedbrytbar. Därför ser utredningen ett behov av mer forskning på området. Men vi kan konstatera att de studier som utredningen identifierat pekar åt samma håll – att produkter som marknadsförs som nedbrytbara riskerar att öka nedskräpningen. Det verkar vara en lägre tröskel för allmänheten att kasta föremål i miljön som betraktas som ”nedbrytbar”, ”bionedbrytbara” eller ”komposterbara”. Främsta anledningen till det är att konsumenter missförstår vad begreppen innebär. Den kategori konsumenter som generellt slänger saker i naturen bryr sig sannolikt inte om det är nedbrytbart eller inte. Men viss forskning indikerar att bionedbrytbar plast riskerar skapa nya konsumentgrupper som (i god tro) skräpar ner. Dessa konsumenter uppger att de inte slänger skräp i naturen men tror samtidigt att bionedbrytbara produkter inte gör någon miljöskada. Vissa anser till och med att bionedbrytbara produkter kan gynna miljön. Den nedskräpning det handlar om i dessa fall återspeglar alltså i mångt och mycket vad som anses vara ”skräp” av den som slänger.

Även om vi inte kunnat identifiera några studier som visar att plast baserad på förnyelsebar råvara leder till ökad nedskräpning visar två konsumentundersökningar från 2017 att begreppet ”förnyelsebar plast” kan förvirra konsumenten. Främst handlar det om att konsumenten tror att biobaserade plaster även är nedbrytbara och att det därför inte spelar någon roll om plasten hamnar i miljön.

Ett ansvar som företagen har är därför att bättre informera sina kunder om innebörden av att en produkt är en ”bioplast”, ”biobaserad”, ”bionedbrytbar” eller ”komposterbar”. Detta gäller främst hur plasten ska hanteras efter användning. Här ser utredningen en viktig skillnad mellan biobaserad plast som är identisk med sin fossilbaserade motsvarighet (s.k. drop-in-plaster) och nedbrytbar plast som kan vara antingen fossil- eller biobaserad eller både och.

Drop-in-plaster kan hanteras som vanligt plastavfall och där fungerar märkning och marknadsföring främst som good will för företagen. Flera dagligvarukedjor märker exempelvis sina biobaserade plastpåsar med ”grön”, ”green” och liknande vilket riskerar att ge konsumenten fel signal. Förvisso informerar vissa handlare att påsen

ska ”sorteras som plast” och att den är ”100 procent återvinningsbar”. Vi anser att utgångspunkten ska vara att all plast ska sorteras som plast av konsumenten. Ur återvinningssynpunkt behövs därför inte en märkning om 100 procent återvinningsbarhet. Men så länge som konsumenterna är osäkra på vad som räknas som en plastförpackning är det viktigt att informera om detta för att underlätta källsorteringen.

Även om det ur en nedskräpningssynpunkt inte spelar någon roll om plastprodukten är bio- eller fossilbaserad finns det andra miljöskäl att välja en biobaserad plast framför en fossilbaserad. Konsumenten får genom märkning vad produkten är tillverkad av vägledning för att kunna göra informerade val. Det är då mycket viktigt att märkningen av ”gröna” eller biobaserade produkter kombineras med tydlig information hur avfallet ska hanteras för att undvika att konsumenten misstolkar budskapet och tror att plasten inte gör någon skada om den hamnar i miljön. För att vägleda konsumenten rätt kan det vara bättre att informera om den specifika uppnådda miljönyttan, som minskade utsläpp av koldioxid, än att märka produkten med ”grön” eller ”biobaserad”.

När det gäller nedbrytbara plaster (bio- och/eller fossilbaserade) är dock märkning av hur produktavfallet ska hanteras centralt ur en återvinningssynpunkt. Utredningen ser att det är en pedagogisk utmaning att upplysa konsumenter om att en nedbrytbar produkt kräver specifika förhållanden för att brytas ner fullständigt. Det bör vara lätt för konsumenter att göra rätt val. Därför anser vi att nedbrytbara plaster enbart bör användas för specifika applikationer där funktionen nedbrytbarhet verkligen gör stor nytta (se kap 3). På detta sätt bedömer vi att risken kan minimeras för att nedbrytbar plast på grund av missförstånd från allmänhetens sida kastas som skräp i miljön.

Användningar det handlar om är främst inom det medicinska området och för mat- och trädgårdsavfall. Det är i dessa fall att föredra begreppen ”nedbrytbar i kroppen” respektive ”industriell komposterbar” framför enbart nedbrytbar eller bionedbrytbar.

För dessa specifika användningsområden välkomnar utredningen EU-kommissionens ambition om att inom plaststrategin införa harmoniserade regler för definition och märkning av komposterbar och bionedbrytbar plast. I arbetet med att införa nya EU-regler bör Sveriges regering vara pådrivande.

Referenser

- Accinelli C., Sacca M. L., Mencarelli M., Vicari A. (2012). Deterioration of bioplastic carrier bags in the environment and assessment of a new recycling alternative. *Chemosphere* 89(2): 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.028>.
- Alexandersson L., Persson S., Palm D., Lexén J., Rosén C., Nordberg U., Frid L. (2013). Biopåse för matavfall. Waste Refinery, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- Andrady A. L. (2015). *Plastics and Environmental Sustainability*. ISBN: 978-1-118-31260-5. 352 pages. March 2015.
- ARCADIS (2013). Marine Litter study to support the establishment of an initial quantitative headline reduction target – SFRA0025. European Commission DG Environment. Project number BE113.000668.
- Atlas R. M., Bartha R. (1997). Benjamin/Cummings Publishing Company, *Microbial ecology: fundamentals and applications*. 4th Ed. Menlo Park, CA: Benjamin/Cummings Publishing Company; 19974.
- Balestri E., Menicagli V., Vallerini F., Lardicci C. (2017). Biodegradable plastic bags on the seafloor: A future threat for seagrass meadows? *Sci Total Environ.* 2017 Dec 15; 605-606:755-763. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.249.
- Barnes D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Phil. Trans. R. Soc. B* 2009 364, 1985–1998.
- Bastioli C. (1994). The starch based thermoplastics. Recycle '94 – Davos Global Forum and Exposition, Davos, Schweiz, 1994.

- Bilck A. P., Grossmann M., Yamashita F. (2010). Biodegradable mulch films for strawberry production. *Polymer Testing*. 29. 471–476. [10.1016/j.polymertesting.2010.02.007](https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2010.02.007).
- Blidberg E., Leander E. (2017). Plug the marine litter tap. A pilot study on potential marine litter sources in urban areas, *TemaNord* 2017:501 ISSN 0908-6692, <http://dx.doi.org/10.6027/TN2017-501>.
- Bonhomme S., Cuer A., Delort A. M., Lemaire J., Sancelme M., Scott C. (2003). Environmental biodegradation of polyethylene. *Polym Degrad Stab* 2003;81;441–452.
- Borås Energi & Miljö (2012). Webbplats om optisk sortering. <http://www.borasenergimiljo.se/vanstermeny/omforetaget/vara-anlaggningar/sobacken/optisksortering.4.59ac75d1100153061a800017639.html>.
- California State University (2012). Report Topic PLA and PHA Biodegradation in the Marine Environment. California Department of Resources Recycling and Recovery. March 5, 2012.
- Campbell F. (2008). No Butts: Smoking-Related Litter. ENCAMS, Wigan, UK: 2008.
- Cappitelli F., Principi P., Sorlini C. (2006). Biodeterioration of modern materials in contemporary collections: can biotechnology help? *Trends in Biotechnology* 24(8): 350–354. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2006.06.001>.
- Chandra R., Rustgi R. (1997). Biodegradation of maleated linear low-density polyethylene and starch blends. *Polym Degrad Stab* 1997;56:185–202.
- Deconinck S., De Wilde B. (2014). Review of information on enzyme-mediated degradable plastics. *Organic Waste Systems (OWS)*, 2014-05-20.
- Essel R., Engel L., Carus M., Ahrens R. H. (2015). Sources of microplastics relevant to marine protection in Germany. *Texte* 64/2015. Project No. 31969. Report No. (UBA-FB) 002147/E.
- Eubeler J. P., Bernhard M., Knepper T. P. (2010). Environmental biodegradation of synthetic polymers II. Biodegradation of different polymer groups. *TrAC-Trends in Analytical Chemistry* 29(1): 84–100. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.09.005>.

- Eubeler J. P., Zok S., Bernhard M., Knepper T. P. (2009). Environmental biodegradation of synthetic polymers I. Test methodologies and procedures. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 28(9): 1057–1072. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2009.06.007>.
- EU-kommissionen (2016). The Impact of the Use of "Oxo-degradable" Plastic on the Environment. For the European Commission DG Environment. Project conducted under Framework Contract No ENV.A.2/FRA/2015/0008. Final report.
- EU-kommissionen (2018a). MEDDELANDE FRÅN KOMMISSIONEN TILL EUROPAPARLAMENTET, RÅDET, EUROPEISKA EKONOMISKA OCH SOCIALA KOMMITTÉN SAMT REGIONKOMMITTÉN. En europeisk strategi för plast i en cirkulär ekonomi. Strasbourg den 16.1.2018 COM(2018) 28 final.
- EU-kommissionen (2018b). Report from The Commission To The European Parliament and The Council on the impact of the use of oxo-degradable plastic, including oxo-degradable plastic carrier bags, on the environment. Brussels, 16.1.2018. COM(2018) 35 final.
- European bioplastics (2018). Bioplastics market data. <http://www.european-bioplastics.org/market/> (Hämtad 2018-01-15).
- Feuilloley P., César G., Benguigui L. Grohens Y., Pillin I., Bewa H., Lefaux S., Jamal M. (2005). Degradation of Polyethylene Designed for Agricultural Purposes. *J Polym Environ* (2005) 13: 349. <https://doi.org/10.1007/s10924-005-5529-9>
- Forsgren (2018). Personligt meddelande från Christer Forsgren, Miljö & Teknikchef, Stena Metall AB, 2018-03-03.
- Galgani F., Fleet D., van Franeker J., Katsanevakis S., Maes T., Mouat J., Oosterbaan L., Poitou I., Hanke G., Thompson R., Amato E., Birkun A., Janssen C. (2010) Marine Strategy Framework Directive – Task Group 10 Report Marine litter. EUR – Scientific and Technical Research Reports. JRC 58104. <https://doi.org/10.2788/86941>.

- Gall, S., Thompson R. (2015). The Impact of Debris on Marine Life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1-2), 170–179.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>.
- GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment – a global assessment. GESAMP Reports and Studies Series. GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection).
- Goheen S. M., Wool R. P. (1991). Degradation of Polyethylene-Starch Blends in Soil, *J. Appl. Polym. Sci.*, 42: 2691–2701.
- Griffin J. L. (1977). Biodegradable Synthetic Resin Sheet Material Containing Starch and a Fatty Material. Coloroll Limited, assignee. C08 J 003/20. 1977. United States patent 4016117.
- Gross R. A., Kalra B. (2002). Biodegradable polymers for the environment. *Science Washington* Vol. 297, Iss. 5582 (Aug 2, 2002): 803–7.
- Hall K. (2000). Impacts of marine debris and oil. Economic and social costs to coastal communities. Technical report. Kommunenes Internasjonale Miljøorganisation (KIMO), Shetland, Scotland.
- Håll Sverige Rent (2017). Skräpp rapporten 2017. En rapport från Håll Sverige Rent om nedskräpningen i Sverige.
- Håll Sverige Rent (2016). Skräpp rapporten 2016. En rapport från Håll Sverige Rent om nedskräpningen i Sverige.
- Hanke G., Galgani F., Werner S., Oosterbaan L., Nilsson P., Fleet D., Kinsy S., Thompson R., Palatinus A., van Franeker J., Vlachogianni T., Scoullou M., Veiga J.M., Matiddi M., Alcaro L., Maes T., Korpinen S., Budziak A., Leslie H., Gago J., Liebezeit G. (2013). Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas – A guidance document within the Common Implementation Strategy for the Marine Strategy Framework Directive. EUR – Scientific and Technical Research Reports. JRC83985. <https://doi:10.2788/99475>.
- Havs- och vattenmyndigheten (2017). God havsmiljö 2020. Inledande bedömning. Samrådsversionen.
- Helcom (2017a). Identification of top litter items in the Baltic Sea region. HELCOM SPICE project, Theme 2 on marine litter.

- Helcom (2017b). Litter on the seafloor in the HELCOM area – analyses of data from BITS trawling hauls 2012–2016. HELCOM SPICE project, Theme 2 on marine litter.
- Henriksson G. (2010). Kartläggning av utvecklingsarbete samt problem vid olika insamlingstekniker för matavfall. Waste Refinery 31.
- Ho KL. G., Pometto A.L., Hinz P. N. (1999). Journal of Polymers and the Environment 7: 83.
<https://doi.org/10.1023/A:1021808317416>.
- Ishigaki T., Sugano W., Nakanishi A., Tateda M., Ike M., Fujita M. (2004). The degradability of biodegradable plastics in aerobic and anaerobic waste landfill model reactors. Chemosphere. 2004 Jan;54(3):225–33.
- Jambeck J.R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T.R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Lavender Law K. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. Science Vol. 347, Issue 6223, pp. 768–771. DOI: 10.1126/science.1260352.
- Keep Los Angeles Beautiful (2009). Littering and the iGeneration: City-wide intercept study of youth litter behavior in Los Angeles. Prepared for Keep Los Angeles Beautiful by S. Groner Associates in collaboration with Action Research January 21, 2009.
- Keep Scotland Beautiful (2007). Public attitudes to litter and littering in Scotland, citerad i Lyndhurst (2013). Rapid Evidence Review of Littering Behaviour and Anti-Litter Policies, Zero Waste Scotland, 2013.
- Keizer K., Lindenberg S., Steg L. (2008). The spreading of disorder. Science. Vol. 322, Issue 5908, pp. 1681–1685. DOI: 10.1126/science.1161405.
- Kemikalieinspektionen (2015). Hälsoskadliga kemiska ämnen i byggprodukter – förslag till nationella regler. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 8/15, artikelnummer 361 170, december 2015.
- Kemikalieinspektionen (2016). Förslag till nationellt förbud mot mikrokorn av plast i kosmetiska produkter. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 2/16, januari 2016.

- KfS (2017). Myter om skräp – vad kan svenskarna om skräp och återvinning? Konsumentföreningen Stockholm, KfS Rapport, Mars 2017.
- Kijchavengkul T., Auras R., Rubino M., Ngouajio M., Fernandez R. T. (2008). Assessment of aliphatic-aromatic copolyester biodegradable mulch films. Part I: field study. *Chemosphere*. 2008 Mar;71(5):942–53.
doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.10.074. Epub 2008 Feb 8.
- Kim S., Park S., Lee K. (2014a). Fishing Performance of an Octopus Minor Net Pot Made of Biodegradable Twines. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 14(1): 21–30.
- Kim S.-G., Lee W.-I., Yuseok M. (2014b). The estimation of derelict fishing gear in the coastal waters of South Korea: Trap and gill-net fisheries. *Marine Policy* 46(0): 119–122.
- Klif (2013). Hazardous substances in plastic materials. Klima- og Forurensningsdirektoratet. Prepared by COWI in cooperation with Danish Technological Institute. TA 3017, 2013.
- Klöckner C. A. (2013). A Comprehensive Model of the Psychology of Environmental Behaviour – A Meta-Analysis, *Global Environmental Change*, Vol.23, No.5, pp.1028–1038.
- Lachmann F., Almroth B. C., Baumann H., Broström G., Corvellec H., Gipperth L., Hassellöv M., Karlsson T., Nilsson P. (2017). Marine Plastic Litter on Small Island Developing States (Sids): Impacts And Measures. Swedish Institute for The Marine Environment, Report No. 2017:4.
- 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 (2001)318–324.
- Mohee, R., Unmar G. (2007). Determining biodegradability of plastic materials under controlled and natural composting environments. *Waste Management Misconceptions*, 27(11): 1486–1493.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.023>.

- Müller C., Townsend K., Matschullat J. (2012). Experimental degradation of polymer shopping bags (standard and degradable plastic, and biodegradable) in the gastrointestinal fluids of sea turtles. *Science of The Total Environment* 416(0): 464–467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.069>.
- Müller R. J., Kleeberg I., Deckwer W.D. (2001). Biodegradation of polyesters containing aromatic constituents. *J Biotechnol.* 2001 Mar 30;86(2):87–95.
- Narayan R. (1993). Biodegradation of polymeric materials (anthropogenic macromolecules) during composting. In: Hoitink HAJ, Keener HM, editors. *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects.* Washington, OH: Renaissance Publishers; 1993. p. 339–62.
- Naturvårdsverket (2011). Nedskräpande och uttjänta fritidsbåtar. Skrivelse från ett regeringsuppdrag. Naturvårdsverkets ärendenummer: NV-01515-10.
- Naturvårdsverket (2013). Strategiskt arbete för minskad nedskräpning – Vägledning för kommuner. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 6551, april 2013.
- Naturvårdsverket (2015). Omhändertagande av övergivna, uttjänta fordon samt flyttning av fordon i vissa fall. Skrivelse från ett regeringsuppdrag. Naturvårdsverkets ärendenummer NV-06341-14.
- Naturvårdsverket (2016). Åtgärder för minskad nedskräpning. Skrivelse från ett regeringsuppdrag. Naturvårdsverkets ärendenummer: NV-00101-16.
- Naturvårdsverket (2017). Mikroplaster – Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige. Rapport från ett regeringsuppdrag. Rapport 6772, juni 2017.
- Newman S., Emma Watkins E., Andrew Farmer A., Ten Brink P., Schweitzer J-P. (2015). The Economics of Marine Litter. M. Bergmann et al. (eds.), *Marine Anthropogenic Litter.* DOI 10.1007/978-3-319-16510-3_12.
- Norén (2018). Personligt meddelande från doktor Katja Norén, miljöanalytiker vid Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser (SLU Aqua), 2018-03-01.

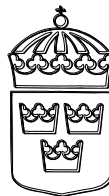
- nova-Institute (2016). Market study on the consumption of biodegradable and compostable plastic products in Europe 2015 and 2020. Sammanfattning publicerad april 2016.
- Novotny T. E., Slaughter E. (2014). Tobacco Product Waste: An Environmental Approach to Reduce Tobacco Consumption. *Curr Envir Health Rpt* (2014) 1:208–216. [https://DOI 10.1007/s40572-014-0016-x](https://doi.org/10.1007/s40572-014-0016-x).
- Ny Teknik (2009). Miljöpåsen sabbar plaståtervinning. Publicerad på webben 2009-03-31.
- Ny Teknik (2017). Odlingsduken bryts ner av sig själv. Publicerad på webben 2017-06-30.
- O’Brine T., Thompson R.C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 60, Issue 12, December 2010, Pages 2279–2283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.005>.
- Ospar (2010). Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, 2010 Agreement number 2010-02 ISBN 90 3631 973 9.
- Ospar (2017). OSPAR Intermediate Assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/>
- OWS (2017). Expert statement (Bio)Degradable mulching films. Organic Waste Systems (OWS), 2017-01-27.
- Perstorp (2018). Samlad Feedback från Perstorp AB på utkast för ”Regeringens utredning om hållbara plastmaterial”. 2018-02-09.
- Piha H. E., Hanke G., Galgani F., Werner S., Alcaro L., Mattidi M., Fleet D., Kamizoulis G., Maes T., Osterbaan L., Thompson R., van Franeker J., Mout J., Meacle M., Carroll C., Detloff K.C., Kinsey S., Nilsson P., Sheavly S., Svärd B., Veiga J.M., Morison S., Katsanevakis Stylianos Marios., Lopez-Lopez L., Palatinus A., Scoullou M. (2011). Marine Litter: Technical Recommendations for the Implementation of MSFD Requirements. EUR – Scientific and Technical Research Reports. JRC67300. [https://doi: 10.2788/92438](https://doi.org/10.2788/92438).
- Plastics Recyclers Europe (2014). Biodegradable plastic bags are a myth PRESS RELEASE 20/02/2014.

- PlasticsEurope (2017). *Plastics – the Facts 2017. An analysis of European plastics production, demand and waste data.*
- Rath J. M., Rubenstein R. A., Curry L.E., Shank S. E., Cartwright J. C. (2012). *Cigarette Litter: Smokers' Attitudes and Behaviors.* *Int J Environ Res Public Health.* 2012 Jun; 9(6): 2189–2203. Published online 2012 Jun 13. DOI: 10.3390/ijerph9062189.
- Sang B. I., Hori K., Tanji Y., Unno H. (2002). *Fungal contribution to in situ biodegradation of poly(3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate) film in soil.* *Appl Microbiol Biotechnol.* 2002 Feb;58(2):241–7.
- Scaffaro R., Morreale M., Mirabella., F., La Mantia, F. P. (2011). *Preparation and Recycling of Plasticized PLA.* *Macromolecular Materials and Engineering.* Volume 296, Issue 2, pages 141–150, February 14, 2011. DOI: 10.1002/mame.201000221.
- SCB (2014). *Vad tycker medborgarna om nedskräpningen i sin kommun? – En analys av tilläggsfrågor från medborgarundersökningen 2011 – 2013.* Statistiska centralbyrån 2014.
- Schmidt C., Krauth T., Wagner S. (2017). *Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea.* *Environmental Science & Technology* 2017 51 (21), 12246-12253. DOI: 10.1021/acs.est.7b02368.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2016), *Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity.* Montreal, Technical Series No.83., 78 pages.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel–GEF (2012). *Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions,* Montreal, Technical Series No. 67, 61 pages.
- Sekiguchi T., Saika A., Nomura K., Watanabe T., Watanabe T., Fujimoto Y., Enoki M., Sato T., Kato C., Kanehiro H. (2011). *Biodegradation of aliphatic polyesters soaked in deep seawaters and isolation of poly(ϵ -caprolactone)-degrading bacteria.* *Polymer Degradation and Stability* 96(7): 1397–1403. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2011.03.004.
- Shah A. A., Hasan F., Hameed A., Ahmed S. (2008). *Biological degradation of plastics: A comprehensive review.* *Biotechnology Advances* 26(3): 246–265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>.

- Sheavly S.B. (2007). National Marine Debris Monitoring Program: Final Program Report, Data Analysis and Summary. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency by Ocean Conservancy, Grant Number X83053401-02.76pp.
- Strömberg (2017). Personligt meddelande från docent Emma Strömberg, forskare inom fiber och polymerteknologi på Kungliga tekniska högskolan (KTH), 2017-11-16.
- Sudhakar M., Priyadarshini C., Doble M., Sriyutha Murthy P., Venkatesan R. (2007). Marine bacteria mediated degradation of nylon 66 and 6. *International Biodeterioration & Biodegradation* 60(3): 144–151.
- Svärd B. (2013). Analys av data från OSPAR:s referensstränder åren 2001–2011. http://www.renkust.se/wp-content/uploads/2013/12/Rapport-referensstrander_56sid.pdf
- Svensk avfallshantering (2017). Avfall Sverige.
- Teuten E. L., Rowland S. J., Galloway T.S., Thompson R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environ.Sci.Technol.* 41 (22) (2007) 7759–7764.
- Tokiwa Y., Calabia B., Ugwu C Aiba S. (2009). Biodegradability of Plastics. *International Journal of Molecular Sciences* 10(9): 3722-3742.
- Tokiwa Y., Iwamoto A. (1994) *Biodegradable Plastics and Polymers*. Amsterdam: Elsevier Science; 1994. p. 190–9.
- Tudorachi N., Cascaval C. N., Rusu M., Pruteanu M. (2000). Material Behavior Testing of polyvinyl alcohol and starch mixtures as biodegradable polymeric materials. *Polymer Testing* 19, 785–799.
- UMEVA (2011). Kretsloopen Information våren 2011.
- UNEP (2015). *Biodegradable Plastics and Marine Litter. Misconceptions, concerns and impacts on marine environments*. United Nations Environment Programme (UNEP), Nairobi.
- Velis C. A. (2014). *Global recycling markets – plastic waste: A story for one player – China*. Report prepared by FUELogy and formatted by D-waste on behalf of International Solid Waste Association – Globalisation and Waste Management Task Force. ISWA, Vienna, September 2014.

- Verschoor A. J. (2015) Towards a definition of microplastics – Considerations for the specification of physico-chemical properties. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) Letter report 2015-0116.
- Verschoor A. J. De Poorter L., Roex E., Bellert B. (2014). Quick scan and Prioritization of Microplastic Sources and Emissions. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) Letter report 2014-0156.
- Weng Y-X., Jin Y-J., Meng Q-Y., Wang L., Zhang M., Wang Y-Z. (2013). Biodegradation behavior of poly(butylene adipate-co-terephthalate) (PBAT), poly(lactic acid) (PLA), and their blend under soil conditions. *Polymer Testing*, Volume 32, Issue 5, August 2013, Pages 918–926.
<https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2013.05.001>.
- Werner S., Budziak A., van Franeker, J., Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., Matiddi, M., Nilsson, P., Oosterbaan, L., Priestland, E., Thompson, R., Veiga, J., Vlachogianni, T. (2016). Harm caused by Marine Litter. MSFD GES TG Marine Litter – Thematic Report; JRC Technical report; EUR 28317 EN; doi:10.2788/690366.
- Wilcox C., Mallos N.J., Leonard G.H., Rodriguez A., Hardesty B.D. (2016). Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. *Marine Policy* 65 (2016) 107–114.
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.014>.
- Wilson J.Q., Kelling G.L. (1982). Broken windows theory. *Atlantic Monthly*.
- Witt U., Einig T., Yamamoto M., Kleeberg I., Deckwer W. D., Müller R. J. (2001). Biodegradation of aliphatic-aromatic copolyesters: evaluation of the final biodegradability and ecotoxicological impact of degradation intermediates. *Chemosphere*. 2001 Jul;44(2):289–99.
- World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company (2016). *The New Plastics Economy – Rethinking the future of plastics.*
(<http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>).

- Worm B., Lotze H. K., Jubinville I., Wilcox C., Jambeck J., (2017). Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 2017,42:1-26. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060700>.
- Wright S.L., Rowel D., Reid M.J., Thomas K.V., Galloway T.S. (2015). Bioaccumulation and biological effects of cigarette litter in marine worms. *Science Report* 5, 14119; <https://doi:10.1038/srep14119>.
- WTO (2017). Committee on Technical Barriers to Trade Original, Notification G/TBT/N/CHN/1233, World Trade Organisation 15 November 2017. <http://www.bir.org/assets/Documents/China/Legislation/CHN1233-Waste-and-scrap-of-plastics.pdf> (Hämtad 2018-03-08).
- Wyles K. J., Pahl S., Thompson, R. C. (2014). Perceived risks and benefits of recreational visits to the marine environment: Integrating impacts on the environment and impacts on the visitor. *Ocean & Coastal Management*, 88 pp 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.10.005>.
- Zettler E. R., Mincer and T. J., Amaral-Zettler L. A. (2013). Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris.” *Environmental Science & Technology* 47(13): 7137–7146.
- Zheng Y., Yanful E. K., Bassi A. S. (2005). A Review of Plastic Waste Biodegradation. *Critical Reviews in Biotechnology*, Volume 25, 2005 – Issue 4. <http://dx.doi.org/10.1080/07388550500346359>.



Kommittédirektiv

Minskade negativa miljöeffekter från plast

**Dir.
2017:60**

Beslut vid regeringssammanträde den 1 juni 2017

Sammanfattning

En särskild utredare ska se över möjligheterna att minska de negativa miljöeffekterna från plast. Syftet med utredningen är att öka kunskapen om och på en vetenskaplig grund identifiera de miljöproblem som uppstår på grund av produktion och användning av plast, plastens tillsatser och de konsekvenser som uppstår i avfallshantering och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plastavfall och mikroplast som hamnar i hav och sjöar. Utredaren ska föreslå kostnadseffektiva åtgärder som syftar till att minska de negativa miljöeffekterna från plast samtidigt som giftfria och resurseffektiva kretslopp skapas som en viktig del av en cirkulär och biobaserad ekonomi. Även regeringens ambition att Sverige ska bli ett fossilfritt välfärdsland ska beaktas i utformandet av förslagen.

Utredaren ska

- se över möjligheterna att minska de negativa miljöeffekterna av plast,
- öka kunskapen om och på vetenskaplig grund identifiera de miljöproblem som uppstår till följd av valet av råvara vid tillverkning av plast, användning av plast och de konsekvenser som uppstår i avfallshantering och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plast och mikroplast i hav och sjöar,
- utifrån detta föreslå kostnadseffektiva åtgärder som syftar till att minska de negativa miljöeffekterna från plast,

Bilaga 1

- beakta EU-kommissionens arbete med en strategi för en giftfri miljö liksom regeringens etappmål om giftfria och resurseffektiva kretslopp (prop. 2013/14:39), och
- följa och beakta EU-kommissionens arbete med en plaststrategi och utforma förslagen så att de är förenliga med den. Dessutom ska utredaren beakta och hämta information samt analysera initiativ som relaterar till att minska de negativa effekterna från plast både från länder inom och utanför EU.

Uppdraget ska slutredovisas senast den 1 oktober 2018.

Bakgrund

Plast är ett mycket användbart material och är i dag en förutsättning för såväl vissa varor som aktiviteter. Plasten finns i allt från kläder till bilar. Plast kan bidra till ett hållbart samhälle genom att man sparar energi på grund av dess låga vikt, och genom plastförpackningar skyddas mat och andra värdefulla varor. I dag är det dock uppenbart att användningen av plast också skapar allvarliga miljöeffekter.

Negativa miljöeffekter på grund av plast baserad på fossil råvara, vissa plasters innehåll av miljö- och hälsofarliga tillsatsämnen samt plastavfallets starka koppling till marin nedskräpning har under senare tid lyfts fram, särskilt regionalt och globalt. Initiativ tas nu av länder, FN-organisationer, EU-kommissionen, näringsliv och ideella organisationer. För att minska mängden plast i hav och sjöar krävs ett flertal åtgärder och för att identifiera nödvändiga åtgärder krävs mer kunskap.

EU har i en färdplan som publicerades den 26 januari 2017 tagit initiativ till en plaststrategi. Strategin har tre huvudsyften. Plastproduktionens beroende av fossil råvara ska brytas, återanvändningen och återvinningen av plast ska öka samt mängden plast som hamnar i miljön ska minska. I färdplanen nämns även bristen på regelverk för nedbrytbar plast och att det inom strategin behöver utarbetas EU-harmoniserade standarder vad avser nedbrytbarhet under olika förhållanden, t.ex. hemkompostering.

Globalt sett hamnar 5–13 miljoner ton plastavfall i havet årligen. De landbaserade källorna är dominerande även om de från fartyg och fiskeverksamhet också är betydande. Plastföroreningarna är ett växande globalt miljö- och hälsoproblem.

Nedskräpning i form av plast utgör ett av de största hoten mot den biologiska mångfalden i havet. Större plastpartiklar orsakar skador på däggdjur och fåglar. Plast från plastbärkassar och annat skräp bryts över tid ned i små mikropartiklar, så kallade mikroplaster. Partiklarna äts upp av fiskar och andra djur och kan på så sätt komma in i livsmedelskedjan. Vidare kan mikropartiklar bidra till ökad exponering för farliga kemikalier genom att dessa binds till partiklarna.

Plast används ofta i förpackningsmaterial, bl.a. till följd av prisnivån och låg vikt. Dessutom används plast ofta i produkter med mycket kort användningstid. Dessa produkter och förpackningar är oftast inte utformade för återanvändning och kan vara svåra att sortera ut, materialåtervinna och få avsättning för som återvunnet material. Detta leder till ett linjärt mönster av att producera–använda–slänga–förbränna stora mängder plast. Detta mönster är en betydande förklaring till den omfattande nedskräpningen i världshaven och ligger inte i linje med regeringens ambition om en cirkulär och biobaserad ekonomi. Vissa plaster innehåller ämnen som kan vara hormonstörande, cancerframkallande, reproduktionsstörande eller framkalla andra toxiska reaktioner. Tillsatserna används t.ex. som utfyllnader, förstärkningar, mjukgörare, färgämnen, stabilisatorer, processhjälpmedel, flamskyddsmedel, peroxider och antistatmedel. Dessa tillsatser kan skapa problem i materialåtervinningsprocessen men även sprida sig i miljön.

Hanteringen av plast är en fråga som knyter an till utvecklingen av bioekonomin och till Sveriges strävan att bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer. Frågan har därför betydelse för Sveriges förmåga att nå de klimatpolitiska målen. Den berör därför också initiativet Fossilfritt Sverige som syftar till att mobilisera alla relevanta aktörer, främst näringslivet och kommunerna, för att vidta konkreta åtgärder.

Produktionen och konsumtionen av plast ökar. Plastkonsumtionen inom EU har ökat från cirka 100 kg plast per person år

2005 till 140 kg plast per person år 2015. För att skapa en hållbar användning och hantering av plast i en cirkulär och biobaserad ekonomi behövs därför en utredning av vilka miljöeffekter plasten ger samt hur de kan minskas.

Uppdraget

En särskild utredare ska se över möjligheterna att minska de negativa miljöeffekterna av plast. Utredaren ska öka kunskapen om och på en vetenskaplig grund identifiera de miljöproblem som uppstår till följd av valet av råvara vid tillverkning av plast, användningen av plast (inkl. plastens tillsatser) och de konsekvenser som uppstår i avfallshantering och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plast och mikroplast i hav och sjöar. Utredaren ska utifrån detta föreslå kostnadseffektiva åtgärder som syftar till att minska de negativa miljöeffekterna från plast. Frågan om att Sverige ska bli ett fossilfritt välfärdsland ska beaktas i utformandet av förslagen. Utredaren ska även beakta EU-kommissionens arbete med en strategi för en giftfri miljö liksom regeringens etappmål om giftfria och resurseffektiva kretslopp (prop. 2013/14:39). Utredaren ska även följa och beakta EU-kommissionens arbete med en plaststrategi och utforma förslagen så att de är förenliga med den. Dessutom ska utredaren beakta och hämta information samt analysera initiativ som relaterar till att minska de negativa effekterna från plast både från länder inom och utanför EU.

Vilka negativa miljöeffekter har plast på miljön?

Den ökade konsumtionen av plast medför behov av att göra en fördjupad analys av de miljöproblem som uppstår till följd av råvaruval vid tillverkning av plast, plastens tillsatser och de konsekvenser som uppstår från plasterna i avfallshantering och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plastavfall och mikroplast i hav och sjöar. Vissa plastprodukter är särskilt förekommande i nedskräpnings-sammanhang och riskerar att ställa till skada för vattenlevande organismer och djur.

Utredaren ska därför

- analysera de miljöeffekter olika slag av plaster kan ha under sin livscykel, inklusive de miljöproblem som uppstår till följd av valet av råvara vid tillverkning av plast, användning av plast och de konsekvenser som uppstår i avfallshandling och materialåtervinning, samt de miljöproblem som orsakas av ökande mängder plast och mikroplast i hav och sjöar, och
- se över möjligheterna att minska de negativa miljöeffekterna av plast.

Hur kan återanvändning och materialåtervinning av plast öka?

Återanvändningen och materialåtervinningen av plast är relativt låg jämfört med andra material. År 2014 samlades enbart 26 procent av den plast som genererades inom EU in för materialåtervinning. Samtidigt är deponering och energiåtervinning de dominerande metoderna för hantering av avfallet. I Sverige finns ett förbud mot att deponera utsorterat brännbart och organiskt avfall. Trots standardiserad märkning som indikerar polymerinnehållet i plast kvarstår flera svårigheter med att sortera ut och materialåtervinna plast. Det handlar om kvalitetsbrister, osäkerheter kring tillsatskemikalier, tekniska svårigheter och att den jungfruliga råvaran ger upphov till negativa externa effekter på miljön som inte helt och hållet återspeglas i priset, vilket gör att jungfrulig råvara prissätts för lågt i förhållande till återvinningsbart material. I Sverige energiåtervinns stora mängder plast av dessa och andra skäl, vilket inte är förenligt med regeringens strävan att Sverige ska bli ett av världens första fossilfria välfärdsländer.

För att uppnå en cirkulär ekonomi bör de produkter som sätts på marknaden i så hög utsträckning som möjligt kunna återanvändas eller sorteras ut och materialåtervinnas. Det återvunna materialet bör då hålla likvärdig kvalitet och samma krav på begränsning av innehåll av farliga ämnen som det som tillverkats av jungfruligt material. Materialströmmarna bör hållas giftfria för att undvika att farliga kemikalier cirkuleras.

Utredaren ska därför

- identifiera vilka plaster som är särskilt svåra att hantera i avfallsledet, vad gäller materialegenskaper, materialåtervinningsbarhet, kvalitet och innehåll av farliga ämnen,
- redogöra för om det finns plaster, kombinationer av plaster eller plaster och andra material eller ämnen som inte är möjliga eller lämpliga att materialåtervinna samt föreslå och analysera potentiella åtgärder för att öka möjligheterna till materialåtervinning i dessa fall,
- analysera och ge förslag på hur man i ökad grad kan uppnå en likvärdig kvalitet mellan återvunnen plast och jungfrulig plastråvara, och
- utreda behovet av alternativa metoder och tekniker till de som är tillgängliga i dag för återanvändning och materialåtervinning av plast baserad både på fossil och biobaserad råvara och redovisa möjligheter och svårigheter med dessa.

Vilka miljöeffekter har biobaserade och nedbrytbara plaster?

Den konventionella plasten tillverkas av fossil råvara. Det har på senare år blivit vanligare, även om andelen fortfarande är liten, att gå över till så kallad biobaserad plast. Den biobaserade plasten utgör mindre än en procent av den globala marknaden och framställs huvudsakligen av stärkelse från majs, ris, rörsocker eller potatis. Begreppet ”biobaserad” har definierats av Europeiska standardiseringskommittén (CEN). Begreppet avser plastens ursprung och inte hur den kan hanteras när den är uttjänt. Regeringen har slagit fast att Sverige ska ställa om från en linjär till en cirkulär och biobaserad ekonomi.

Begreppet biologiskt nedbrytbar plast definieras enligt standard EN 13432 och innebär att plasten är biologiskt nedbrytbar till 90 procent och enbart till fragment under två millimeter under industriella förhållanden. Det finns i nuläget med andra ord inte någon harmoniserad standard för plast som garanterar att den är fullständigt nedbrytbar i naturlig miljö, inklusive marin miljö. Även om huvuddelen av alla nedbrytbara plaster är biobaserade kan nedbrytbara plaster också framställas av petroleumbaserade råvaror eller en kombination av petroleum och

biobaserade råvaror. Begreppet biologiskt nedbrytbar plast riskerar att vara förvirrande och svårhanterat för många konsumenter. Miljöeffekterna har inte heller analyserats fullt ut. Det finns också ett behov av en analys kring tidsaspekten med nedbrytbarhet och hur fort en plast måste brytas ned för att inte riskera att göra skada i miljön, inklusive i den marina miljön.

Utredaren ska följa utvecklingen vad gäller standarder för både EU:s förpackningsdirektiv (Europaparlamentets och rådets direktiv 94/62/EG av den 20 december 1994 om förpackningar och förpackningsavfall) och de som avses upprättas inom ramen för EU:s plaststrategi.

Utredaren ska därför

- identifiera vilka miljökonsekvenser olika nedbrytningstider av plast kan ge,
- se över förutsättningarna för att övergå till biobaserad råvara för att tillverka plast, samt kartlägga vilka för- och nackdelar biobaserad plast har utifrån energi- och miljöaspekter, inklusive i avfallshantering och materialåtervinning,
- kartlägga om det i dag finns plaster som är fullständigt nedbrytbara till monomerer i naturlig miljö, inklusive i den marina miljön,
- kartlägga i vilken utsträckning biobaserade plaster med låg nedbrytbarhet i naturlig miljö bidrar till miljöproblem genom att de är vanligt förekommande i nedskräpningen, och
- identifiera de plastprodukter, inklusive förpackningar, som ofta förekommer i nedskräpningen.

Konsekvensbeskrivningar

Utredarens beslutsunderlag och eventuella åtgärder och metoder ska följa kommittéförordningens (1998:1474) krav på konsekvensbeskrivningar och kostnadsberäkningar och förordningen (2007:1244) om konsekvensutredning vid regelgivning.

Om utredaren lämnar förslag till åtgärder med organisatoriska, budgetära eller andra samhällsekonomiska effekter ska förslagen åtföljas av samhällsekonomiska konsekvensanalyser

samt analyser av förslagens kostnadseffektivitet. Om dessa förslag innebär kostnadsökningar och intäktsminskningar för staten, kommuner eller landsting, ska utredaren föreslå en finansiering.

Utredaren ska analysera och bedöma hur och i vilken omfattning eventuella förslag påverkar förutsättningarna att klara de nationella miljökvalitetsmålen, inklusive de preciseringar som är fastslagna, och generationsmålet.

Vidare ska utredaren analysera hur olika aktörer påverkas av eventuella förslag, t.ex. avseende administrativa bördor, finansiering och deltagande i olika typer av insatser. Utredaren ska även utreda vilka konsekvenser eventuella förslag kan få i förhållande till EU-rätten, särskilt EUF-fördragets regler om fri varurörlighet och statsstöd, samt annan relevant lagstiftning.

Samråd och redovisning av uppdraget

Utredaren ska utveckla en bred dialog med forskarsamhället och relevanta internationella sakkunniga, konsumentorganisationer, näringslivet och producenterna för förpackningar och plast, samt med kommuner, länsstyrelser och andra myndigheter, företrädare för riksdagspartierna, regionala och kommunala samverkansorgan eller landsting, och ideella organisationer. Syftet med dialogen är att inhämta vetenskaplig kunskap och förankra utredarens förslag. Utredaren ska samarbeta med Naturvårdsverket i dess roll som ansvarig central myndighet för avfallsområdet och med Havs- och vattenmyndigheten i dess roll som ansvarig för den marina miljön. Utredaren ska också följa pågående aktuellt arbete inom Regeringskansliet, EU och internationellt.

Utredaren ska delredovisa följande delar av uppdraget senast den 31 december 2017:

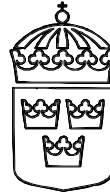
- uppdraget att identifiera de plastprodukter, inkl. förpackningar, som ofta förekommer i nedskräpningen.
- uppdraget att kartlägga om det i dag finns plaster som är fullständigt nedbrytbara till monomerer i naturlig miljö, inklusive marin miljö.

- uppdraget att kartlägga i vilken utsträckning biobaserade plaster med låg nedbrytbarhet i naturlig miljö bidrar till miljöproblem genom att de är vanligt förekommande i nedskräpningen.

Uppdraget ska slutredovisas senast den 1 oktober 2018.

(Miljö- och energidepartementet)

Kommittédirektiv



Tilläggsdirektiv till Utredningen om hållbara
plastmaterial (M 2017:06)

Dir.
2017:107

Beslut vid regeringssammanträde den 26 oktober 2017

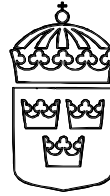
Förlängd tid för uppdraget

Regeringen beslutade den 1 juni 2017 kommittédirektiv om minskade negativa miljöeffekter från plast (dir. 2017:60). Enligt utredningens direktiv ska ett deluppdrag redovisas den 31 december 2017.

Utredningstiden förlängs. Deluppdraget ska i stället redovisas senast den 31 mars 2018.

(Miljö- och energidepartementet)

Kommittédirektiv



Tilläggsdirektiv till Utredningen om hållbara
plastmaterial (M 2017:06)

Dir.
2017:114

Beslut vid regeringssammanträde den 23 november 2017

Förlängd tid för uppdraget

Regeringen beslutade den 1 juni 2017 kommittédirektiv om minskade negativa miljöeffekter från plast (dir. 2017:60). Enligt utredningens direktiv ska uppdraget slutredovisas senast den 1 oktober 2018.

Utredningstiden förlängs. Uppdraget ska i stället slutredovisas senast den 31 december 2018.

(Miljö- och energidepartementet)

Workshop #Nedskräpning 8 februari 2018 – Deltagarförteckning

Den 8 februari 2018 samlade utredningen relevanta aktörer för att diskutera olika frågeställningar kopplade till delredovisningen av uppdraget. I tabellen nedan listas deltagande organisationer. Resultaten från workshopen har till del tagits omhand i denna rapport.

Tabell Deltagande organisationer vid utredningens workshop #Nedskräpning

Den 8 februari 2018 i Stockholm

Namn på organisation	
Avfall Sverige	Miljö- och energidepartementet
Axfood	Naturvårdsverket
Bergendahls	Näringsdepartementet
Chalmers	Ragnsells
Coca Cola	Returpack
Energiföretagen	RISE
Essity	Stena
FTI – Förpacknings- och Tidningsinsamlingen	Stora Enso
Håll Sverige Rent	Städa Sverige
IKEM	Svensk dagligvaruhandel
Inovyn	Sveriges Byggindustrier
IVL Svenska Miljöinstitutet	Uppsala kommun
Konsumentföreningen Stockholm Lundins	Återvinningsindustrierna