



UPPSALA
UNIVERSITET

Ett hav av plast

Marina plasters mekaniska och kemiska egenskapers långsiktiga påverkan på albatrosser



Benjamin Gustavsson Narvall

Independent Project in Biology

Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2013

Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

SAMMANDRAG

Marina fåglar äter och påverkas av plast från haven. Mekaniska eller fysiska skador på fåglarnas inre organ kan uppstå från konsumtionen av plasticskräp. Externa skador kan uppstå när fåglar fastnar i skräp. Plaster innehåller många tillsatta kemikalier och ackumulerar dessutom kemikalier från den marina miljön. När fåglar äter plast får de även i sig dessa kemikalier. Är det marina plasters mekaniska eller kemiska egenskaper som på sikt utgör det allvarligaste hotet mot marina albatrosser? Det är idag okänt om plasternas fysiska egenskaper utgör ett hot mot marina fåglar som albatrosser men detta är sannolikt. Plasternas kemiska egenskaper kan utgöra en populationsinhiberande påverkan på albatrosser. Denna uppsats uppmärksammar plasternas kemiska och mekaniska påverkningar på albatrosser i Stilla havet.

INNEHÅLL

Sammandrag	2
Introduktion	2
Bakgrund	3
Plastens väg till havet	4
Hur fåglar får i sig plast	5
Direkta effekter på fåglar av plasticskräp	6
Icke digestiv plast	7
Långlivade organiska miljögifter	8
Nya miljögifter	9
Skadliga nivåer av miljögifter	10
Diskussion	11
Tack	13
Referenser	14

INTRODUKTION

Marina miljöer har under det senaste decenniet förorenats av plast. Plasterna är persistenta och påverkar många marina organismer (Gregory 1999). Stilla havet med sin placering mellan Asien och Amerika får ta emot plast från båda dessa kontinenter. Detta plasticskräp har vanligtvis en lägre densitet än vattnet och flyter därmed på ytan (Derraik 2002). Detta gör att plasterna ej sedimenterar och ansamlas därför istället på stränder och i gigantiska oceaniska strömvirvlar som av plasten bildar ”skräpöar” (Barnes et al. 2009). Skräpet finns därmed exponerat för fåglar och andra organismer som lever i eller på ytan av havet. Svartfotad albatross och Laysanalbatross häckar på öar mitt i Stilla havet och födosöker över stora delar av havet (Weimerskirch et al. 1987, Auman et al. 1997a). Svartfotad albatross har rödlistats av internationella naturvårdsunionen (IUCN) då arten är starkt hotad (BirdLife International 2012). Dessa fåglar har en tendens att äta plaster och kan därför riskera att påverkas av detta för den marina miljön relativt nya material (Auman et al. 1997a).

Plast är ett polymeriskt material vanligtvis producerat av petroleum och naturgas (Anonym 2013b). Produktionen av nya plaster fortsätter att öka och har så gjort sedan början på förra århundradet (Anonym 2013b). Plaster är mycket beständiga (persistenta) och bryts långsamt ner i naturen vilket gör att plasterna kan utgöra ett långsiktigt problem för djur och natur (Gregory 1999).

Mekaniska skador på fåglar innebär i denna litteraturundersökning skador som uppkommer fysiskt och som en direkt följd av kontakt med plasticskräp. Mekaniska skador innefattar även skador på matspjälkningsystemet och dess följdverkningar. Kemiska skador innefattar skador som kan uppstå direkt och indirekt av kemikalier tillsatta till plasten. I denna litteraturundersökning innefattas med kemiska skador även skador som kan uppstå från kemikalier som ackumuleras på plastpartiklar, men som har sitt ursprung från den omgivande havsmiljön.

Marina fåglar har länge visat påverkan av plaster, mekaniska skador är vanliga då fåglar fastnar i nät, plastpåsar och annat skräp (Furness 1985a). Kemiska tillsatser i plaster kan vara giftiga för djur då många tillsatser är långlivade organiska föreningar som kan ackumuleras i fettvävnader och påverka en mängd olika biologiska processer (Helander et al. 2002).

Denna undersökning ämnar fokusera på plasternas mekaniska och kemiska påverkan på marina fåglar med fokus på albatrosser. Detta eftersom albatrosser har visat en minskande populationstrend samt att Laysanalbatross och Svartfotad albatross har ett födosökningsområde som täcker stora delar av det plasticskräpsdrabbade Stilla havet (Weimerskirch et al. 1987, Auman et al. 1997a). Albatrosser hör till de pelagiska fåglarna av ordningen Petrellfåglar (procelliforms) (Lockley et al. 2013). På grund av sitt sätt att födosöka från luften och över stora havsområden tenderar petrellfåglar att oftare än andra marina fåglar äta marint plasticskräp (Furness 1985b). Albatrosser är stora pelagiska fåglar som liksom andra petrellfåglar födosöker över extremt stora havsområden och olika arter albatross har olika födosökningsteknik (Auman et al. 1997b). Svartfotad albatross tenderar att oftare än Laysanalbatross äta skräp (Auman et al. 1997b). Albatrosser har under en lång tid visat en trend mot minskande populationer (Weimerskirch et al. 1987).

Hur och i vissa fall om plasticskräp påverkar albatrosser är fortfarande uppe för vetenskaplig debatt. En intressant faktor med problematiken kring plasticskräp i haven är det faktum att plasten kan påverka djuren både mekaniskt och kemiskt. Är det de mekaniska eller de kemiska skadeverkningarna från plastföreningar i haven som på sikt utgör det allvarligaste hotet mot marina fåglar så som albatrosser?

BAKGRUND

Redan på mitten av 1800-talet började produktionen av de första plasterna (Anonym 2013a). Dessa tillverkades av cellulosa och användes framförallt i fotoutrustning och biljardbollar. Det var först i mitten av 1900-talet som plastproduktionen tog fart, detta i och med tillverkningen av den första generationens syntetiska plaster. PVC (Polyvinylklorid) och Plexiglas (akrylplast) är exempel på denna första generations plaster som fortfarande används (Anonym 2013a). Sedan de första syntetiska plasterna började tillverkas har utvecklingen av nya sorters plast och produktionsvolymerna av dessa ökat och 2006 var den årliga användningen av plast 245 miljoner ton (Halden 2010).

Ungefär 50 procent av de årligen producerade plastprodukterna är engångsartiklar till exempel plastpåsar, matförpackningar och skyddsfilmer för jordbruk (Hopewell et al. 2009). Ungefär 25-30 procent används till produkter med intermediär hållbarhet, i bildelar, fiskeutrustning

möbler och elektronikprodukter. Av all producerad plast har enbart cirka 20-25 procent längre funktionalitet som, till exempel byggnadsdelar, rörledningssystem och elkabelisolering (Hoppewell et al. 2009).

En typ av plast som insamlats frekvent vid trålning med finmaskiga nät i många av jordens havsvatten är mikroplaster. Detta är mycket små plastpartiklar som i olika undersökningar definieras med att vara i olika storlekar men generellt räknas av praktiska skäl små partiklar som passerar igenom de vid plastinsamling vanligen använda planktontrålnäten till mikroplaster (Andrady 2011, Barnes et al. 2009). Mikroplaster kan ha flera ursprung, dels som nedbrytningsprodukt från större plastbitar men även som fabricerad mikroplast från plastprodukter (Thompson et al. 2004, Andrady 2011). Mikroplaster används i skrubbande handkrämer, kosmetika och olika typer av industriella blästringmaterial (Andrady 2011, Gregory 1996). Dessa partiklar som storleksmässigt kan vara mindre än 67 μm kan antagligen i viss mån sedimentera men troligtvis rör sig dessa partiklar obehindrat med vattenmassan genom reningsverk och dammar ut till sjöar, åar och hav (Gregory 1996). Mikroplaster kan även på grund av sin storlek föras med vindar till haven (Gregory 1996).

PLASTENS VÄG TILL HAVET

På havsytan har det länge flutit naturliga material som t.ex. fröer och alger. Människan sprider i modern tid nya ”onaturliga” flytande föremål i haven, däribland plastskräp (Derraik 2002, Windom 1992). Av den totala mängden skräp som ansamlas i haven och på dess stränder är ungefär 80 procent plastskräp (Barnes et al. 2009).

Mängden plast i våra hav har ökat sedan 1985 då den första stora mätningen av havsplast slutfördes (Day et al. 1987, Moore et al. 2001). År 1985 beräknades halten plast per kvadratkilometer havsytta i Norra Stilla havet vara mellan 3370-96100 bitar/ km^2 och ha en vikt mellan 46-1210g/ km^2 (Day et al. 1987). I början av 2000-talet mättes åter mängderna plast i ytvattnen från den norra delen av Stilla havet (Moore et al. 2001). Vid denna mätning uppgick halterna till mellan 31982-969777 bitar/ km^2 med ett viktspann mellan 64-30169g/ km^2 (Moore et al. 2001). Mängden plast har således på mindre än tjugo år ökat tiofaldigt (Day et al. 1987, Moore et al. 2001). Mängden plast kan jämföras med samtida mätningar av vikten zoo och växtplankton per kvadratkilometer havsytta som 2001 uppgick till 841g/ km^2 i norra Stilla havet (Moore et al. 2001).

Plastskräpet i haven har många ursprung men framförallt kan två olika källor urskiljas, utsläpp från land och utsläpp från sjöfart (Koutsodendris et al. 2008). Exempel på vanliga utsläpp från sjöfarten är till exempel när plastharts (råmaterial till plastprodukter) av misstag tappas under transport och vid hantering i hamnar eller på omlastningsstationer (Mato et al. 2001). Fiskeindustrin bidrar till utsläppen av plaster genom förlorade nät, bojar, fiskelinor och annan utrustning (Moore et al. 2000, Walker et al. 1997). Landbaserade källor kan vara till exempel strandbesökare som efterlämnar sopor på kustremsorna. Skräp som dumpas på land kan blåsa till haven med vindar eller ledas via vattendrag till de marina miljöerna (Williams et al. 1997). Små plastbitar kan, även fast de passerar avloppsanläggningar, tränga förbi de reningsverk som finns i tätbebyggda områden och ledas ut i havet (Gregory 1996).

Plaster är motståndskraftiga mot biologiska nedbrytningsprocesser och bildar få kemiska bindningar med andra ämnen (Gregory 1999). Ungefär 46 procent av all plast som produceras är i stor sett inte nedbrytbar utan förblir i den marina miljön tills plastpartiklarna blir för in-dränkta i vatten eller får för mycket påväxt av biologiskt material för att flyta. Resultatet blir

då att plasten sjunker och sedimenterar, vilket inte sker om plasten förblir utan påväxt (Barnes et al. 2009). Plastmaterial bryts i naturen primärt ned till mindre partiklar med hjälp av ultraviolett ljus (UV Ljus) och mekanisk bearbetning (Cooper et al. 2010). Med hjälp av solljus sker nedbrytningen av de flesta plaster relativt effektivt vid exponering på land eller i luft, men betydligt långsammare i den marina miljön (Pegram et al. 1989). Att nedbrytning sker långsammare i den marina miljön beror på ett flertal faktorer. Dels beläggs ytan av plastbitarna snabbt av biofilm som hindrar UV-strålning att nå materialet. På land eller i luften kan plast som exponeras för solljus temperaturstegras och bli varmare än den kringvarande luftmassan. En högre temperatur hos plasten vid till exempel temperaturstegring, bidrar till snabbare ljusinducerade degenereringsprocesser. I havet sker ingen eller enbart liten temperaturstegring i plastmaterialet eftersom havet ständigt kyler plasten till samma temperatur som den omgivande vattenmassan. Detta ger en längre degraderingstid än plastskräp på land, exponerat för luft (Pegram et al. 1989).

HUR FÅGLAR FÅR I SIG PLAST

Plasten i haven påverkar alla trofinivåer, från primärproducenter till toppkonsumenter (Todd et al. 2010). En speciell djurgrupp som uppmärksammas extra mycket är sjöfåglar. Många sjöfåglar får sin föda exklusivt från haven. Genom sitt sätt att födosöka från luften är det möjligt för dem att avsöka stora områden. Plasten i havet kan visuellt likna fåglars föda och därför misstas för detta då fåglarna söker efter föda (Auman et al. 1997a). Bland de olika sjöfågllarna kan man göra uppdelningen av kustnära och pelagiska fåglar (Britannica online 2013). De kustnära fåglarna stannar vanligtvis relativt nära kusterna och de pelagiska fåglarna lever upp till 80% av sina liv ute till havs (Britannica online 2013).

Harrison med kollegor (1983) beskriver att det bland sjöfåglar finns flera olika födosökningsmetoder: stöld (piracy), ytplockande (patterning), asätare (scavenging), luftdyk nära vattenytan (dipping), dyk under vattenytan (plunging), undervattensjakt (persuit plunging) och flytande födosök på ytan (surface-seizing) (Harrison et al. 1983). Metoden att födosöka har betydelse för hur mycket plast och vilken sorts plast fåglarna äter (Blight et al. 1997, Moser et al. 1992). Fåglar som födosöker genom undervattensjakt har tillsammans med de fåglar som födosöker genom stöld den minsta mängden plast i magen. Sjöfåglar som äter flytande objekt på ytan av havet har de högsta plastmängderna i kroppen (Moser et al. 1992, Blight et al. 1997, Furness 1985a). Plastmängderna observerade i olika arter sjöfåglar inom samma födosökningskategori skiljer sig åt både i mängd, storlek och plastsort. Valet av diet kan påverka mängden plast fåglarna konsumerar. Fiskdiet kan resultera i sekundär konsumtion av plast. Den plast fisken ätit övergår till fågeln vilket resulterar i en biomagnifikation (Blight et al. 1997).

En viss selektion finns för vissa specifika färger på den plast fåglarna väljer att konsumera vid födosök (Ryan 1987). Ryan undersökte en mängd olika fåglar och däribland några albatrossarter (kategoriserade som vandringsalbatross och "övriga albatrosser"). Vandringsalbatross tenderade vanligen att selektivt välja blå och gröna (78% av maginnehålls) plastpartiklar. I Ryans undersökning har "övriga albatrosser" i högre grad valt röda plastpartiklar (60% av magplasten hade röd färg) (Ryan 1987). Detta resulterar i en högre konsumtion av färgade plaster vilket kan resultera i en högre konsumtion av giftiga tillsatser i dessa plaster.

Unga albatrosser som ännu inte lämnat boet matas av föräldrarna. Ungfågllarna utsätts för plast i födan genom att den mat föräldrarna hämtar är utblandad av plast (Fry et al. 1987, Mo-

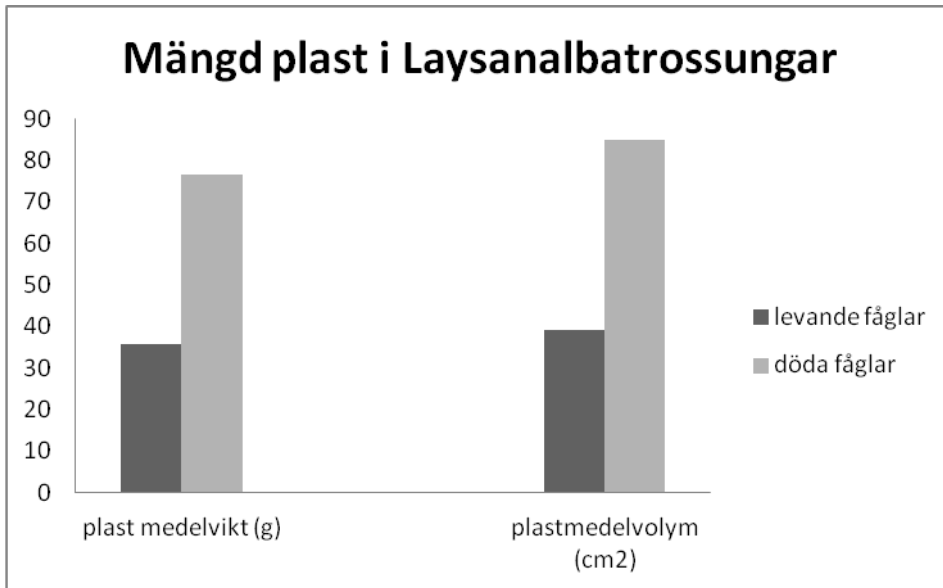
ser et al. 1992). En viss del av den plast albatrossungarna får i sig kan de själva plocka från marken i närområdet kring boet (Fry et al. 1987).



Figur 1. T.v. död Laysan albatrossunge med plast i kroppen på midway atoll 1999 foto av Forest & Kim starr. T.h. tandborste och fiskelinor uppstött av albatross vid Tern ön, Hawaii 2006 (USF 2006).

DIREKTA EFFEKTER PÅ FÅGLAR AV PLASTSKRÄP

Att fåglar får i sig plaster i olika former är fastlagt (Fry et al. 1987, Blight et al. 1997, Moser et al. 1992). Plaster påverkar olika fågelgrupper på varierande sätt. Detta beror på flertalet faktorer. Vissa sjöfåglar kan stöta upp osmälta partiklar från magen och därigenom frigöra sig från den plast som ej passerar genom tarmkanalen. Många arter av ordningen petrellfåglar (procelliformes) saknar i viss omfattning denna förmåga att stöta upp plaster från muskelmagen på grund av en hård skiljevägg mellan muskelmagen och övre magkanalen (Furness 1985a). Detta medför att hos vissa arter marina fåglar ackumuleras plasterna i magen under lång tid. Hos albatross har det observerats med radiosändare att plasten kan ansamlas i magen i minst 40 dagar (Pettit et al. 1981). Effekterna av att plasten ackumuleras i magen har inte studerats på albatrosser men undersökts i flera studier på andra arter, dock med tvetydiga resultat (Furness 1985b, 1985a). Furness (1985b) beskriver att enbart antydningar kan framföras för att fåglar inom släktet *Fulmarus* och för arten klyvstjärtad stormsvala påverkas negativt av plaster i magen. Plasten som dessa fåglar uppvisade i sin muskelmage hade ingen eller enbart försummad betydelse för fåglarnas halt av kroppsfett (som har används som en indikation på dess hälsotillstånd) (Furness 1985b).



Figur 2 Medelvärden för mängder plast i självdöda och levande albatrossungars magar. Figur efter information från Fry et al. (1987).

Ungfåglar av albatrosser har visat sig få problem om de har höga halter plast i den övre delen av tarmkanalen (Fry et al. 1987). Albatrossungar har under de första veckorna efter kläckning inte förmågan att vomera och därmed kan ackumulering ske i ungfåglarnas muskelmage. Mycket plast i denna del av tarmen kan orsaka problem för föda att transporteras vidare i matspjälkningssystemet (Fry et al. 1987). Laysanalbatross kan enbart släppa igenom mycket små fasta partiklar förbi den minimala passagen från muskelmagen, enbart plastbitar mindre än 0,1g kommer igenom öppningen (Auman et al. 1997a). Som ett resultat av plast i magen kan även små sår uppstå i tarmkanalen vilket kan leda till följdverkningar så som nedsatt immunförsvar och potentiellt även blodförlust (Fry et al. 1987).

I flera studier utförda på ögruppen Midway atoll i Stilla havet mellan åren 1982-1987 undersöktes skillnader i plastmängd mellan levande och självdöda exemplar av Laysanalbatross. Vid dessa jämförelser kunde fastställas att självdöda albatrossungar hade en högre genomsnittlig vikt och volym av plast i magen än levande ungar (Figur 2), (Fry et al. 1987, Sileo et al. 1990, Auman et al. 1997a). Det är dock osäkert huruvida dödsorsaken var en följd av den högre plastmängden. Det är möjligt att dessa fåglar dött på grund av plasten, men det är även möjligt att fåglar som är sjuka eller redan svaga har en tendens att äta mer plasticskräp och därmed dör med en högre halt skräp i kroppen. Att svaga individer äter mer plasticskräp kan vara eftersom det är mer lättillgängligt än riktig föda (Auman et al. 1997a). Utöver de generella riskerna för fåglar att äta plast är det ej helt klarlagt om plast verkligen utgör en fara för fåglarna. Flertalet studier har försökt svara på om albatrosser lider skada av att äta plast. Ingen studie har till dags datum bevisat att albatrosser dör av att äta plast, men ej heller visat motsatsen.

ICKE DIGESTIV PLAST

Plast kan påverka pelagiska fåglar inte enbart genom att plasten äts (Piatt et al. 1987). Större plastföremål så som övergivna fiskenät och andra föremål med öglor som fåglarna kan fastna i utgör potentiell fara. Fiskenät är idag vanligtvis tillverkade av nylon (Koutsodendris et al. 2008). Fiskeindustrin får bifångst av flertalet marina djur, både däggdjur och fåglar (Piatt et

al. 1987). Födosökningsmetod har stor betydelse för om en viss art riskerar att fastna i nät, liksom födosökningsmetod även påverkar mängden plast fåglarna äter. Fåglar som födosöker genom persuit pluning är de vanligaste fåglarna i fiskeindustrins bifångst, men även ytätande fåglar fastnar i nät (Piatt et al. 1987). Ibland tappas kontrollen över nät i haven och dessa så kallade spöknät är vanligtvis tillverkade av nylonfibrer och har därmed alla plastens hållbara egenskaper. Dessa nät slutar inte fånga djur bara för att de är borttappade. Det finns idag ingen vetenskaplig undersökning som studerat spöknätens fångst av marina organismer. Däremot vet man de ungefärliga mängder sjöfågel som dör i bifångst till det ordinarie fisket årligen. Uppgifter från studier av östersjöfiskets bifångst av sjöfågel uppskattar att mellan 100000-200000 sjöfåglar dör som bifångst årligen enbart i Östersjöregionen (Zydelis et al. 2009). Från de vattnen där Laysan och Svartfotade albatrosser rör sig finns tidiga uppgifter från Japanska studier där man uppskattade att mellan 350000-754000 fåglar dog som bifångst årligen åren 1975-1977 av enbart den japanska fiskeflottans driftnät (Degange et al. 1980)

Man har då och då hittat hela spöknät där man kunnat räkna antalet fåglar som fastnat i dem. 1978 hittades ett 1500m långt spöknät med 99 identifierbara sjöfåglar i nordvästra Stilla havet (Degange et al. 1980). Olika stadier av förruttnelse hos fåglarna i nätet där i vissa fall enbart skelettet återfanns visar på att det inte med säkerhet går att fastställa hur många fåglar ett sådant driftnät dödat. Skelett och rester efter fåglar och andra djur som fastnat i nätet kan efter nedbrytning ha lossnat och sjunkit. I detta nät identifierades inga döda albatrosser. Under bärgning av nätet visade dock flertalet albatrosser intresse för nätet och dess fångst av döda fiskar. Albatrosserna riskerade att fastna i nätet (i havet och under bärgningen) eftersom det flöt i ytvattnet där albatrosserna delvis uppehöll sig (Degange et al. 1980).

LÅNGLIVADE ORGANISKA MILJÖGIFTER

Plaster kan innehålla ett flertal tillsatser som tillför materialet nya egenskaper. Färger, mjukgörare och UV-skydd är exempel på kemikalietillsatser i plastprodukter (Ryan 1990). De allra flesta partiklar i haven binder vid sin yta de icke vattenlösliga ämnena som finns i vattnet (Rios et al. 2007). Långlivade organiska miljögifter, POPs (persistent organic pollutants) är miljögifter så som polyklorerade bifenyler (PCB) och diklordifenyltrikloretan (DDT) samt dess nedbrytningsprodukt diklordifenyldikloretylen (DDE). Dessa ämnen har under det senaste århundradet varit ett gäckande problem för fåglar genom ämnenas potentiella effekt att förtunna äggskal och öka dödligheten hos ungfåglar (Helander et al. 2002). Det var länge som forskarvärlden antog att den främsta källan till miljögifter på plastpartiklar i haven var rester från tillsatsämnen i plasten (Mato et al. 2001). Det har dock visat sig vara ett potentiellt större problem att plastpartiklar i marin miljö ackumulerar miljögifter från den omgivande vattenmassan. På så sätt kan plastföroreningar i haven både agera källa och inkörspport för miljögifter i näringskedjan (Mato et al. 2001, Rios et al. 2007).

Liksom plaster är POPs persistenta i naturliga miljöer och kan därmed utgöra ett långsiktigt problem för marina organismer. I marina miljöer har olika former av PCB halveringstider från två månader till 30 år (Sinkkonen et al. 2000). Sedan Stockholmskonventionen om minskade POP-utsläpp har halterna miljögifter minskat i en mängd olika organismer, inte enbart i fåglar utan även fåglarnas bytesdjur, andra djur och växter (Bignert et al. 1998).

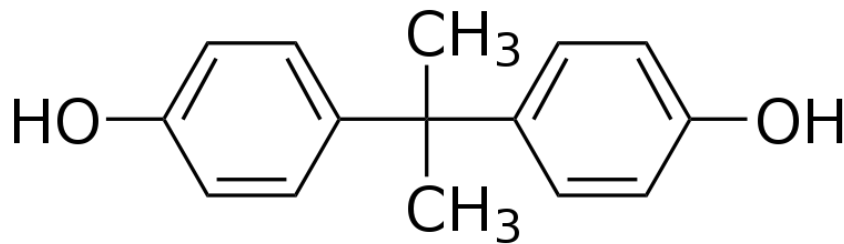
Flera undersökningar av halterna DDT, DDE och PCB i albatrosser från norra Stilla havet har uppmärksammat viss artspecifik skillnad i halterna av dessa miljögifter (Auman et al. 1997b, Finkelstein et al. 2006, Harwani et al. 2011). I blodplasma och äggskal från de två albatrossarterna Laysanalbatross (*Phoebastria immutabilis*) och Svartfotad albatross (*Phoebastria nigri-*

pes) har det visat sig finnas viss skillnad i halterna av miljögift. Laysanalbatross har en nivå av PCB i sig som väl understiger de nivåer som medför äggförtunning i fågelägg. Svartfotad albatross har vid dessa undersökningar en högre nivå av miljögifter i kroppens blodplasma. Dessa artskillnader kan bero på skillnader i födosökningsmetodik. Svartfotad albatross tenderar att naturligt ha en diet som består till högre grad av fisk och fiskägg medan Laysanalbatross äter mer bläckfisk. Svartfotad albatross tenderar oftare än Laysanalbatross att äta partiklar och skräp som inte är föda eftersom dessa visuellt kan likna dess naturliga föda. Svartfotad albatross får därmed i sig mer miljögifter som ackumulerats runt dessa partiklar (Auman et al. 1997b).

Geografiskt har vissa skillnader i halter av miljögifter i albatrosser observerats från norra och södra Stilla havet (Guruge et al. 2001). Svartfotad albatross och Laysanalbatross häckar båda söder om de Hawaiianska öarna. Även om dessa fåglar häckar på ungefär samma lokal skiljer sig deras födosökningsområden delvis åt. Svartfotad albatross tenderar att oftare besöka de nordliga till nordostliga delarna av Stilla havet vid sina födosök medan Laysanalbatross oftare söker sig söderut. Dessa subtila skillnader i födosökningsområden (som överlappar) kan ha betydelse för fåglarnas halter av POPs. Detta eftersom halterna miljögift i den marina miljön skiljer sig åt mellan syd och nord. Högre halter PCB och andra POPs finns i nordligare Stilla havet jämfört med de södra delarna av havet (Guruge et al. 2001). Ingen undersökning har gjorts på vilken halt av miljögifterna DDE och PCB som skadar embryoutveckling och orsakar äggförtunning hos albatross. Istället har halterna POPs i albatrosser och dess ägg jämförts med de uppmätta halterna hos andra marina fåglar (se stycket Skadliga nivåer av miljögifter) (Rios et al. 2007).

NYA MILJÖGIFTER

På senare år har ett ämne som länge används i vissa plaster visat sig vara hormonstörande (Berg et al. 2001). Bisfenol A (Figur 3) finns i flertalet plaster men framförallt i sådana produkter som lanseras som okrossbara, till exempel polykarbonater (Staples et al. 1998). I matförvarinslådor, nappflaskor för barn och andra hållbara plastprodukter finner man vanligtvis ämnet. Bisfenol A:s hormonstörande egenskaper upptäcktes av en slump år 1993 (Krishnan et al. 1993). Det har visat sig att Bisfenol A läcker från plaster innehållandes ämnet till vattenmassan runtomkring partikeln i hav och sötvatten (Sajiki et al. 2003). Framförallt läcker Bisfenol A från plasterna vid kontakt med havsvatten (Sajiki et al. 2003). Bisfenol A har en relativt kort nedbrytningstid med en halveringstid runt 4 dagar vilket resulterar i liten eller ingen biomagnifikation i näringskedjan (Staples et al. 1998). Trots ämnets korta nedbrytningstid kan det dock orsaka skada då ämnets hormonstörande egenskaper tenderar att uppkomma redan vid låga koncentrationer (Witorsch 2002, Berg et al. 2001).



Figur 3 Kemisk struktur för Bisfenol A (CALVERO 2006)

Studier på hur Bisfenol A påverkar utvecklingen hos Albatrosser har inte utförts men ett fåtal studier har utförts på andra fågelarter, framförallt värphöns och vaktlar (Berg et al. 2001, Halldin et al. 2001). Effekterna på fåglar som exponerats för Bisfenol A har varierat. Berg med kollegor (2001) visade att Bisfenol A kunde ha liknande effekter som det hormonstörande ämnet etinylestradiol. En mängd om 200 μ g Bisfenol A som tillförts till hönsägg visade effekter av att ge en högre dödlighet på grund av missbildningar hos dessa fåglar. Vaktlar som i tidiga utvecklingsstadiet exponerats för Bisfenol A visade tecken på förändrade gonadvävnader. Honfåglar har visat en tendens att utveckla missbildningar på äggledare vid embryonal exponering för Bisfenol A. Observationer av vaktelhanar har visat att vänster testikel saktar spermieproduktion om fågeln exponerats för Bisfenol A. Hanar har även uppvisat en tendens att utveckla honliga gonadvävnader (Berg et al. 2001).

Listan på tillsatser i plaster som idag är godkända är lång, och det är okänt exakt hur alla dessa tillsatser påverkar marina organismer.

SKADLIGA NIVÅER AV MILJÖGIFTER

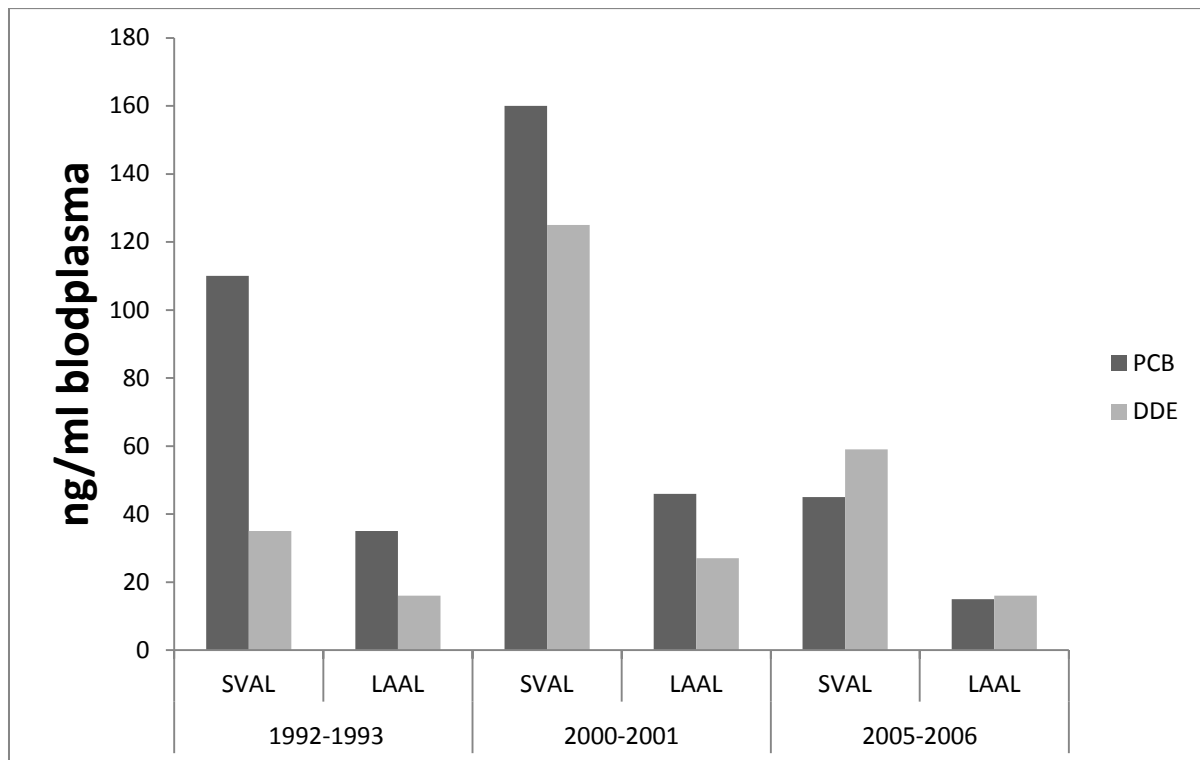
Få studier har gjorts på miljögifternas effekt på fågelpopulationerna vid de mittoceaniska öarna som är populära häckningsplatser för flera arter albatrosser (Auman et al. 1997b). Ingen känd studie har till dags datum studerat miljögifternas direkta effekter på Albatrosser. Halterna miljögifter har noggrant mätts i Albatrosser men detaljerade studier på effekterna på äggskal och embryoutveckling har ej utförts på varken Laysanalbatross eller Svartfotad Albatross. Jämförelser har istället gjorts mellan halterna miljögift i albatrosser och den effekt som observerats hos insjöfåglar från Nordamerika vid samma halter miljögift. Studier har inte i större omfattning utförts på närbesläktade fåglar (Auman et al. 1997b).

Data från halterna av miljögifter i äggskal kan användas för att beräkna miljögifternas effekter på populationsnivå (Auman et al. 1997b). Genom att beräkna en riskkvot (RK) där koncentrationen miljögift i äggskal divideras med en uppmätt eller beräknad koncentration miljögift där ingen observerbar negativ effekt (IONE) är känd, kan man dra slutsatser om riskerna på populationsnivå $RK = [\text{äggskal}] / [\text{IONE}]$. Ett RK värde mellan 5-10 innebär generellt utifrån mätningar på nordamerikanska insjöfåglar att subtila individuella skador i form av missbildningar kan börja uppstå. Skador på populationsstorlek kan börja observeras som en följd av detta (Auman et al. 1997b).

Data från Albatrossers äggskal är bristfällig med endast en modern mätning mellan åren 1992-1993. Data från denna undersökning och beräkning av RK visade på att Svartfotad albatross var inom riskgränserna för en potentiell negativ effekt av PCB med ett $RK=9,7$. För DDE var riskkvoten för Svartfotad albatross under riskgränsen för en potentiell skadlig nivå. Laysanalbatross hade värden för både PCB och DDE som låg väl under den riskgräns (5RK) som för-

väntas ge en skada på ägg och embryon (Auman et al. 1997b). Svartfotad albatross hade färre lyckade häckningar än Laysanalbatross på Midway öarna 1994 (Jones et al. 1996). Detta kan vara en följd av de förhöjda halterna PCB hos arten (Jones et al. 1996).

Data över halterna miljögifter i blodplasma hos albatrosser har presenterats från ett flertal mätningar (Figur 4). Halterna PCB och DDT har i Albatrosser mellan 1992-2006 varierat från nivåer under 50ng miljögift per ml blodplasma år 1992 till 300ng/ml år 2000 (Auman et al. 1997b, Finkelstein et al. 2006, Harwani et al. 2011).



Figur 4 Halter av DDE och PCB i blodplasma från Laysanalbatross (LAAL) och svartfotad albatross (SVAL) vid tre tidsperioder. Ritad efter data från Auman et al. (1997), Harwani et al. (2011), Finkelstein et al. (2006)

PCB övergår från modern till de ägg som den häckande fågeln lägger (Auman et al. 1997b). Halterna PCB i blodplasman har sjunkit sedan 1992 och därmed har mängden PCB som övergår till ägget minskat. Halten PCB har mellan 1992-2006 sjunkit mer över 50%. Denna minskning (om halten som övergår till ägget följer nivåerna i plasman) borde resultera i att halten PCB i äggen 2006 varit under RK5 som är det värde som kan medföra en negativ effekt för lyckad häckning.

DISKUSSION

Albatrosser äter plaster och dessa kan orsaka både fysiskt mekaniska skador på fåglarnas matsmältningsorgan samt kemiskt toxiska skador på fåglarna. Det finns bevis för att döda albatrosser har en högre mängd intagen plast i magen än levande albatrosser (**FIGUR 2Fel! Hittar inte referenskälla.**). Huruvida intrasslande i plasticskräp är ett problem eller inte för albatrosser går inte att bestämma utifrån data vid dags datum.

Det finns förslag på att öka konsumtionsplasternas degraderbarhet. Om dessa förslag går igenom kan de mekaniska skadorna som fåglar får på sikt minska och avta i samma takt som befintligt plastskräp bryts ner i den marina miljön.

Kemiska skador från plast är inte ett bevisat långsiktigt problem, däremot kan miljögifter som aggregeras från havet på plastpartiklar utgöra en risk för albatrosser.

Miljögiften PCB har år 1992-1993 hos Svartfotad albatross uppnått nivåer som potentiellt kunnat skada ägg och embryoutveckling. Halterna PCB har sjunkit och var 2006 nere på en nivå i blodplasman hos Svartfotad albatross som (relativt till år 1993) ej resulterat i ett RK över 5 och bör därmed ej åsamka skada på äggskal och embryoutveckling.

Efter sammanställningen av resultatet i denna litteraturundersökning av situationen för Laysanalbatross och Svartfotad albatross kan jag konstatera att mer grundforskning behövs för att bättre förstå de mekaniska påverkningarna på albatrosser från plastskräp. Att självdöda albatrossungar har mer plast i magen än levande ungfåglar (**FIGUR 2**) kan inte ses som ett bevis för att fåglarna avlidit av sin högre plastkonsumtion men utesluter å andra sidan inte möjligheten. Fåglar som har plast i magen kan förvisso lida vissa skador av denna konsumtion (Fry et al. 1987) men faktiska bevis för att populationsstorleken lider skada av detta har ej bevisats. Detta trots att alla rapporter som skrivits om albatrossers påverkan av plastskräp har resonerat kring att det är tänkbart och sannolikt att fåglarna och populationen albatrosser lider skada av skräpet. Många populärvetenskapliga projekt och dokumentärfilmer har framfört oro kring att albatrosser negativt påverkas genom plastkonsumtion. Mer forskning om dödsorsakerna hos dessa fågelarter behövs för att bättre förstå och göra det möjligt att helt utvärdera situationen för albatrosser i Stilla havet.

Halterna av miljögifterna PCB och DDE i albatrosser har sjunkit de senaste åren till en nivå som kan anses som ofarlig för dessa fåglar (Auman et al. 1997b). Huruvida detta verkligen stämmer måste vidare undersökas genom faktiska studier på albatrossernas ägg och embryoutveckling, något som ännu inte gjorts. Sådana studier skulle kunna säkerställa vilka nivåer av miljögifterna som skadar ägg och embryon och om konsumtionen via plast är en bidragande faktor. Dagens forskning om att jämföra albatrossernas halter av miljögifter med andra fåglar är bra men för att verkligen vara säkra på hur albatrosser påverkas måste mer grundforskning bedrivas på respektive art eller åtminstone på närbesläktade fågelarter.

Halterna av miljögifter i blodplasman hos fåglar är starkt beroende på fåglarnas kondition. Undersöker man en fet och hälsosam fågel kan denna ha en relativt låg halt fettlösligt miljögift i blodplasman (Olafsdottir et al. 1998). Samma fågel kan efter en hård tid då fettreserverna avklingat ha en hög halt miljögift i kroppen. Detta eftersom fettreserverna vari miljögifterna ackumuleras förbrukas och då frigör gifterna till blodomloppet (Olafsdottir et al. 1998). Att halterna av miljögifter i undersökningarna jag jämfört varierat mellan åren 1992-2006 kan avspegla en generell kondition hos fåglarna. Eventuellt var fåglarna under de år en lägre halt miljögifter observerades i blodplasman i en relativt bra kondition med en hög halt kroppsfett. De höga halterna miljögifter som observerats under andra år kan å andra sidan reflektera en generell bild av att fåglarna under denna tid levt under svårare levnadsförhållanden med exempelvis lägre tillgång på föda.

Plaster som innehåller Bisfenol A finns idag i haven. Bisfenol A bidrar troligtvis inte i någon större mängd till fria miljögifter i vattenmassan på grund av sin korta halveringstid (Staples et al. 1998). Däremot borde plaster som fåglarna äter och innehåller Bisfenol A under tiden den är i magen på fåglar fortsätta läcka det hormonstörande ämnet. Bisfenol A som utsöndras un-

der tiden plastpartiklarna är i magen på fåglarna kan då absorberas av fågelns tarmsystem och frigöras till blodbanan. Pelagiska fåglar dricker havsvatten och därmed är miljön kring ackumulerade plastpartiklar i magen hos albatrosser och andra marina fåglar liknande den i havsmiljön. Det är oklart hur Bisfenol A som miljögift påverkar Albatrosser då inga studier har genomförts på marina fåglar. Man kan dock anta att effekterna av Bisfenol A liknar dem som observerats hos andra fågelarter med förändringar i gonadvävnader och effekter i form av andra hormonstörningar.

Hormonstörande ämnen som idag tillsätts plaster för dess egenskaper som flamskyddsmedel och hårdare kan i framtiden komma att påverka den marina miljön. Hur skall vi tackla dessa nya tillsatsämnen som idag anses ofarliga men i framtiden kanske visar sig vara skadliga? Liksom den relativt nya forskningen på Bisfenol A har visat att ämnet är hormonstörande kan våra idag ofarliga ämnen visa sig skadliga i framtiden (Krishnan et al. 1993). Ämnen som idag används i plast kan i haven bilda en blandning tillsammans med andra ämnen som får en adderad kumulativ effekt på organismerna i haven. Huruvida denna kemikalieblandning idag påverkar albatrosser är inte undersökt.

Idag utgör inte mekaniska skador och kemiska skador något bevisat hot mot populationerna av Svartfotad och Laysan albatrosser. Men den alltjämt ökande mängden plast i haven bör rimligtvis ha en negativ effekt på albatrosser och andra sjöfåglar i världshaven. Huruvida en kombinationseffekt från kemiska och mekaniska skador finns är ej undersökt. Det är tänkbart att fåglar som på grund av ackumulerad plast i magen även har ett nedsatt immunförsvar får förhöjd känslighet för miljögifterna. Detta är också något för vidare forskning.

Situationen för Albatrosser i Stilla havet bör fortsatt observeras för att bättre förstå hur plasterna påverkar populationerna. För att få mer data om hur plasterna mekaniskt påverkar albatrosser och dess ungar bör observationer av dödsorsak vidare studeras.

TACK

Tack Erika Gustavsson, Linda Eckardt och Marianne Balck för konstruktivt given kritik och granskning av rapporten under skrivtiden. Tack också till Jan Örberg vid avdelningen för miljötoxikologi Uppsala universitet för hjälp med formulering och begränsning av frågeställning. Jag vill även tacka min handledare Silke Langenheder, forskarassistent vid limnologiska institutionen för ekologi och genetik vid Uppsala universitet, för korrekturläsning och handledning.

REFERENSER

- Andrady AL. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 62: 1596–1605.
- Anonym. 2013a. plast | Nationalencyklopedin.
- Anonym. 2013b. plastic Britannica Online Encyclopedia.
- Auman HJ, Ludwig JP, Giesy JP, Colborn T. 1997a. Plastic ingestion by Laysan Albatross chicks on Sand Island, Midway Atoll, in 1994 and 1995. *Albatross Biology and Conservation*. 239–244.
- Auman HJ, Ludwig JP, Summer CL, Verbrugge DA, Froese KL, Colborn T, Giesy JP. 1997b. PCBS, DDE, DDT, and TCDD-EQ in two species of albatross on Sand Island, Midway Atoll, North Pacific Ocean. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16: 498–504.
- Barnes DKA, Galgani F, Thompson RC, Barlaz M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364: 1985–1998.
- Berg C, Halldin K, Brunström B. 2001. Effects of bisphenol A and tetrabromobisphenol A on sex organ development in quail and chicken embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20: 2836–2840.
- Bignert A, Olsson M, Persson W, Jensen S, Zakrisson S, Litzén K, Eriksson U, Häggberg L, Alsberg T. 1998. Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967–1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environmental Pollution*. 99: 177–198.
- BirdLife International. 2012. IUCN Red List of Threatened Species. *Phoebastria nigripes*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Blight LK, Burger AE. 1997. Occurrence of plastic particles in seabirds from the eastern North Pacific. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 323–325.
- Britannica online. 2013. migration (animal). In intertropical regions, Britannica Online Encyclopedia, Birds of tropical regions migrate according to the rhythmic succession of wet and dry seasons—a profoundly influential factor on the annual cycle of animals and plants alike.
- Calvero. 2006. Picture: Chemical structure of *Bisphenol A*. Wikimedia commons, http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Bisphenol_A.svg
- Cooper DA, Corcoran PL. 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 650–654.
- Day RH, Shaw DG. 1987. Patterns in the abundance of pelagic plastic and tar in the north pacific ocean, 1976–1985. *Marine Pollution Bulletin*. 18: 311–316.
- Degange AR, Newby TC. 1980. Mortality of seabirds and fish in a lost salmon driftnet. *Marine Pollution Bulletin*. 11: 322–323.
- Derraik JG. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 842–852.
- Finkelstein M, Keitt BS, Croll DA, Tershy B, Jarman WM, Rodriguez-Pastor S, Anderson DJ, Sievert PR, Smith DR. 2006. Albatross Species Demonstrate Regional Differences in North Pacific Marine Contamination. *Ecological Applications*. 16: 678–686.
- Fry DM, Fefer SI, Sileo L. 1987. Ingestion of plastic debris by Laysan Albatrosses and Wedge-tailed Shearwaters in the Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*. 18: 339–343.
- Furness RW. 1985a. Ingestion of plastic particles by seabirds at Gough Island, South Atlantic Ocean. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*. 38: 261–272.
- Furness RW. 1985b. Plastic particle pollution: Accumulation by procellariiform seabirds at Scottish Colonies. *Marine Pollution Bulletin*. 16: 103–106.
- Gregory MR. 1996. Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. *Marine Pollution Bulletin*. 32: 867–871.
- Gregory MR. 1999. Plastics and South Pacific Island shores: environmental implications. *Ocean & Coastal Management*. 42: 603–615.
- Guruge K., Tanaka H, Tanabe S. 2001. Concentration and toxic potential of polychlorinated biphenyl congeners in migratory oceanic birds from the North Pacific and the Southern Ocean. *Marine Environmental Research*. 52: 271–288.
- Halden RU. 2010. Plastics and Health Risks. *Annual Review of Public Health*. 31: 179–194.

- Halldin K, Berg C, Bergman A, Brandt I, Brunström B. 2001. Distribution of bisphenol A and tetrabromobisphenol A in quail eggs, embryos and laying birds and studies on reproduction variables in adults following in ovo exposure. *Archives of toxicology*. 75: 597–603.
- Harrison CS, Hida TS, Seki MP. 1983. Hawaiian Seabird Feeding Ecology. *Wildlife Monographs*. 3–71.
- Harwani S, Henry RW, Rhee A, Kappes MA, Croll DA, Petreas M, Park J-S. 2011. Legacy and contemporary persistent organic pollutants in North Pacific albatross. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30: 2562–2569.
- Helander B, Olsson A, Bignert A, Asplund L, Litzén K. 2002. The Role of DDE, PCB, Coplanar PCB and Eggshell Parameters for Reproduction in the White-Tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. *Ambio*. 31: 386–403.
- Hopewell J, Dvorak R, Kosior E. 2009. Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 364: 2115–2126.
- Jones PD, Hannah DJ, Buckland SJ, Day PJ, Leathem SV, Porter LJ, Auman HJ, Sanderson T, Summer C, Ludwig JP, Colburn TL, Giesy JP. 1996. Persistent synthetic chlorinated hydrocarbons in albatross tissue samples from midway atoll.pdf. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1996: 1793–1800.
- Koutsodendris A, Papatheodorou G, Kougiourouki O, Georgiadis M. 2008. Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 77: 501–512.
- Krishnan AV, Stathis P, Permuth SF, Tokes L, Feldman D. 1993. Bisphenol-A: an estrogenic substance is released from polycarbonate flasks during autoclaving. *Endocrinology*. 132: 2279–2286.
- Lockley RM, Anonym, Anonym. 2013. procellariiform (bird) -- *Britannica Online Encyclopedia*.
- 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. *Environmental Science & Technology*. 35: 318–324.
- Moore C., Moore S., Leecaster M., Weisberg S. 2001. A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*. 42: 1297–1300.
- Moore SL, Allen MJ. 2000. Distribution of Anthropogenic and Natural Debris on the Mainland Shelf of the Southern California Bight. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 83–88.
- Moser ML, Lee DS. 1992. A Fourteen-Year Survey of Plastic Ingestion by Western North Atlantic Seabirds. *Colonial Waterbirds*. 15: 83–94.
- Olafsdottir K, Skirnisson K, Gylfadottir G, Johannesson T. 1998. Seasonal fluctuations of organochlorine levels in the common eider (*Somateria mollissima*) in Iceland. *Environmental Pollution*. 103: 153–158.
- Pegram JE, Andrady AL. 1989. Outdoor weathering of selected polymeric materials under marine exposure conditions. *Polymer Degradation and Stability*. 26: 333–345.
- Pettit TN, Grant GS, Whittow GC. 1981. Ingestion of Plastics by Laysan Albatross. *The Auk*. 98: 839–841.
- Piatt JF, Nettleship DN. 1987. Incidental catch of marine birds and mammals in fishing nets off Newfoundland, Canada. *Marine Pollution Bulletin*. 18: 344–349.
- Rios LM, Moore C, Jones PR. 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*. 54: 1230–1237.
- Ryan PG. 1990. The effects of ingested plastic and other marine debris on seabirds. *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris*. 623–634.
- Ryan PG. 1987. The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*. 23: 175–206.
- Sajiki J, Yonekubo J. 2003. Leaching of bisphenol A (BPA) to seawater from polycarbonate plastic and its degradation by reactive oxygen species. *Chemosphere*. 51: 55–62.
- Sileo L, Sievert PR, Samuel MD. 1990. Causes of mortality of albatross chicks at Midway Atoll. *Journal of Wildlife Diseases*. 26: 329–338.
- Sinkkonen S, Paasivirta J. 2000. Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere*. 40: 943–949.
- Staples CA, Dome PB, Klecka GM, Oblock ST, Harris LR. 1998. A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A. *Chemosphere*. 36: 2149–2173.
- Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AWG, McGonigle D, Russell AE. 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*. 304: 838.
- Todd PA, Xueyuan Ong, Loke Ming Chou. 2010. Impacts of pollution on marine life in Southeast Asia - Springer. *Biodiversity and Conservation*. 2010: 1063–1082.

- USF. 2006. *United States Fish and Wildlife Service. Bilder från fri offentlig domän.*
- Walker TR, Reid K, Arnould JPY, Croxall JP. 1997. Marine debris surveys at Bird Island, South Georgia 1990–1995. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 61–65.
- Weimerskirch H, Jouventin P. 1987. Population Dynamics of the Wandering Albatross, *Diomedea exulans*, of the Crozet Islands: Causes and Consequences of the Population Decline. *Oikos*. 49: 315–322.
- Williams AT, Simmons SL. 1997. Estuarine Litter at the River/Beach Interface in the Bristol Channel, United Kingdom. *Journal of Coastal Research*. 13: 1159–1165.
- Windom HL. 1992. Contamination of the marine environment from land-based sources. *Marine Pollution Bulletin*. 25: 32–36.
- Witorsch R. 2002. Low-dose in utero effects of xenoestrogens in mice and their relevance to humans: an analytical review of the literature. *Food and Chemical Toxicology*. 40: 905–912.
- Zydels R, Bellebaum J, Osterblom H, Vetemaa M. 2009. Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations. *Biological Conservation*. 142: 1269–1281.

Fotograf i på framsidan: Laysanalbatross med plastskräp på Midway atollen, fotograf: Forest och Kim Starr.