UPPSALA
UNIVERSITET

DDEs inverkan på havsörnen (*Haliaeetus albicilla*) - en indikator för miljöns tillstånd i Sverige

Gustav Wikström

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2016
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

DDEs inverkan på havsörnen (*Haliaeetus albicilla*) – en indikator för miljöns tillstånd i Sverige

Gustav Wikström
Självständigt arbete i biologi 2016

Sammandrag

I slutet av 1960-talet observerades en signifikant decimering av många rovfågelpopulationer internationellt och i Sverige. Havsörnen (*Haliaeetus albicilla*), var en av de arter som särskilt påverkades negativt. Anledningen till populationsminskningen kunde förklaras av ökande koncentrationer av miljögifter, specifikt diklordifenyltrikloretan (DDT), i miljön. DDT användes som insektsbekämpningsmedel inom jordbruket och skogsbruket. På grund av DDTs kemiska egenskaper kan det förekomma i miljön en lång tid efter att användningen upphört. Antalet avkommor per häckning och år, det vill säga havsörnens produktivitet, började inte öka förrän efter 1980, tio år efter att användningen av DDT förbjudits i Sverige. I och med den ökade produktiviteten började havsörnens populationstillväxt öka under samma period och en livskraftig population uppnåddes inom ett par årtionden. DDTs främsta metabolit, diklordifenyldikloretylen (DDE), påverkar äggskalet genom äggskalsförtunning. Äggskalsförtunning orsakas genom att p-p'-DDE inhiberar prostaglandinsyntesen vilket orsakar en reduktion av prostaglandin E_2 (PGE2). Vätekarbonat (HCO_3^-) driver kalciumtransporten från blodet till äggskalkörtelns lumen och är starkt beroende av PGE_2. En minskad kalciumtransport resulterar i en minskad bildning av kalciumkarbonat ($CaCO_3$), vilket utgör 90 % av ett normalt äggskals vikt. Ökande koncentrationer DDE är därmed signifikant negativt korrelerat med D_i (eng. desiccation index) och med 'shell index' (S_I). Produktiviteten är signifikant negativt korrelerad med D_i där specificerade koncentrationer av DDE resulterar i drastiskt minskade D_i-värden samt en lägsta observerad effekt på produktiviteten. Tillräckligt höga koncentrationer av DDE resulterar troligtvis i en minskning av havsörnspopulationen.

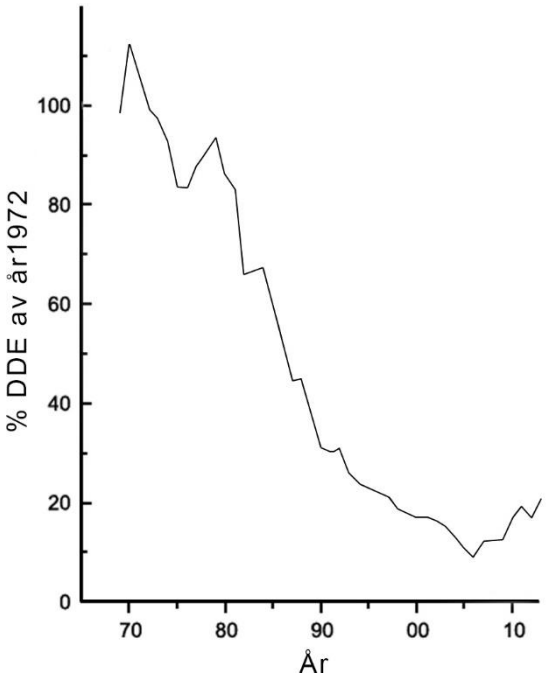
Inledning

I Sverige häckar två arter av örn: havsörn (*Haliaeetus albicilla*) och kungsörn (*Aquila chrysaetos*). Detta är också de enda arterna av örn vi har i Sverige. Havsörnen är den större av de två med ett vingspann på upp till 2,2 meter och är samtidigt Nordeuropas största rovfågel (Gejl 2012). Havsörnen är idag relativt vanlig i Sveriges kustområden men var under 1900-talets andra hälft mycket starkt utrotningshotad. Detta berodde dels på användningen av diklordifenyltrikloretan (DDT) i jordbruket och skogsbruket men även på grund av användningen av polyklorerade bifenyler (PCB) inom industrin. Båda dessa kemikalier är idag klassade som långlivade organiska föroreningar (eng. persistent organic pollutants, POPs) (UNEP 2009).

I mitten av 1940-talet introducerades DDT för att bekämpa insektsproblem i skogsbruket och jordbruket (Odsjö & Sondell 2014). Under drygt 25 år användes det regelbundet som insektsgift och i mitten av 60-talet började forskare se ökande halter av DDT i många fågelpopulationer runt om i världen. De negativa effekterna observerades främst i rovfåglar såsom havsörnen och ett förbud mot användning av DDT infördes i Sverige (Ratcliffe 1967, Olsson & Reutergårdh 1986). Användningen av DDT förbjöds i jordbruket och skogsbruket 1970 respektive 1975 och förbjöds även i övriga länder runt Östersjön under samma period (Helander *et al.* 2002, Odsjö & Sondell 2014). I enlighet med *Stockholm Convention on Persistent Organic*

Pollutants som fastställdes 2001 och trädde i kraft 2004 tillåts användandet av DDT i utvecklingsländer, exempelvis Etiopien, där malaria är ett samhällsproblem (UNEP 2009, Van Dyk *et al.* 2010, Yohannes *et al.* 2014, Nyberg *et al.* 2015). De allra flesta länder i världen har i dagsläget förbud mot användning av DDT på grund av dess negativa hälsomässiga och ekologiska effekter.

DDT är en lipofil molekyl och dels på grund av denna egenskap ansamlas DDT i miljön genom bioackumulation; processen där organismer absorberar ämnen i högre grad än de kan lämna organismen genom exkretion eller metaboliska processer. Fettrika vävnader och organ hos diverse organismer har därför egenskapen att ackumulera DDT och dess metaboliter i dessa vävnader. DDTs toxicitet och dess halveringstid, kan följaktligen orsaka grava problem för flertalet organismer i naturen. DDT har en halveringstid på 2-15 år (USEPA 1989) medan dess främsta metabolit, diklordifenyldikloretylen (DDE), har en betydligt längre halveringstid i miljön på grund av ökad lipofilitet (Jensen *et al.* 1969, Olsson & Reutergårdh 1986, Henny *et al.* 2003, Bettinetti *et al.* 2005). I större fåglar som havsörnen har DDE en halveringstid på 400 dagar (Clark *et al.* 1987, Henny *et al.* 2003). Dess toxiska och negativa ekologiska effekter har därmed allvarliga konsekvenser för många organismer i naturen.



Figur 1. Procentandel DDE av 1972 uppmätta koncentrationer. Visar utvecklingen av DDE i havsörn över tid. Omritad från Bignert & Helander (2015).

Tack vare de införda förbuden mot DDT- användning har havsörnen långsamt återhämtat sig från de låga populationssiffrorna i början av 70-talet. Den livskraftiga population av havsörn som finns idag har dock uppvisat ökade halter av DDE (figur 1) (Bignert & Helander 2015). Syftet med denna litteraturstudie har varit att undersöka vilka effekter DDE har på havsörnens reproduktion och hur det därmed kan påverka populationen. Samtidigt diskuteras huruvida havsörnen lämpar sig som indikatorart för miljöns tillstånd i Sverige.

Havsörnens ekologiska egenskaper som lämplig indikatorart

De ekologiska processerna i naturen kräver ett kretslopp av energi som överförs mellan olika trofiska nivåer. Primärproduktion av fotosyntetiserande organismer är oavsett vilken organism man studerar den första trofiska nivån. Därefter konsumeras de av predatorer vilka i sin tur konsumeras av sina egna predatorer. Havsörnen har en mycket varierad diet. Den främsta födan är fisk, där havsörnen uppvisade en typ II respons till tillgång av fisk (Nadjafzadeh *et al.* 2013). En typ II respons betyder att intaget av föda kommer minska med ökad bytestäthet på grund av en fast tid för hantering av bytet. Valet av föda kan därmed alterneras beroende på vad som är energieffektivast.

Havsörnen är en generalistpredator, som anpassar födovalet efter födotillgången. I en studie av Nadjafzadeh *et al* (2015) utgjorde den föredragna födan fisk 77,0 ± 16,0 % av dieten och resterande av sjöfåglar (21,1 % ± 4,5 %) samt däggdjur (1,9 ± 4,9 %). I en annan studie av Nadjafzadeh *et al* (2016) bestod 8-53 % av dieten under sommarhalvåret av gädda (*Esox lucius*) där havsörnen konsumerade en signifikant högre andel än vad som var förväntat för tillgången av gädda. Under vintermånaderna, när vattenytorna är täckta med is, är tillgången till fisk liten. Andelen fisk i dieten minskade signifikant under vinterhalvåret och födovalet övergick till sjöfåglar och däggdjur. När isen går upp och fisken blir tillgänglig igen är fisk återigen det föredragna födovalet. Detta betyder att havsörnen konsumerar andra piscivorer såsom storskarv (*Phalacrocorax carbo*), måsfåglar (Laridae), skrakar (*Mergus* spp.) men även säl i viss mån (Bignert & Helander 2015).

Vid födosök, använder sig havsörnen av ”sit-and-wait” vilket betyder att de jagar från viloplatser såsom träd, buskar eller kullar, snarare än att aktivt söka föda genom flykt över land- och vattenmassor. I en studie av Nadjafzadeh *et al* (2016) låg medeltalet av viloplatserna 15,6 ± 12,7 meter till strandzonen. Andelen försök utgjordes till störst del från träd (88,8 ±17,7 %) och andelen lyckade fångster var högst för fisk. Detta resulterade därmed i störst andel födosök i den littorala zonen. Mycket sällan togs byten som översteg 50 centimeter i längd. Studien visade att havsörnen föredrog byten i storleksordningen 30-50 cm vilket stärker de resultat att gädda är dess föredragna föda (Nadjafzadeh *et al.* 2015). Huruvida Nadjafzadeh *et al* (2015) resultat är tillämpbart i Östersjön är dock svårt att säga då studien utfördes i sötvattensjöar i norra Tyskland. Det är dock troligt att gäddan är en huvudsaklig föda för havsörnen även i Östersjön.

Gäddan är en effektiv predator och bioackumulation av miljögifter kan ses i gädda (Burreau *et al.* 2004). Vid studier av miljögiftshalter i fisk utnyttjas generellt inte gädda. Allt som oftast används sill (*Clupea* spp.) på grund av dess höga fettinnehåll i dess muskler (Olsson & Reutergårdh 1986, Nyberg *et al.* 2015). Likt havsörnen har sillen en god utbredning utmed den svenska kusten. Gäddan lever i jämförelse med sillen relativt stationärt och migrerar inga större distanser. Om sillen utgöra en del av gäddans föda bör höga halter av DDT ackumuleras och därmed indirekt också hos havsörnen. Utöver detta är havsörnen är en stannfågel som är trogen till sin boplats och utbredningsområdet i den norra hemisfären är stort; från västra Grönland till Beringshav i öster (Helander *et al.* 2008, Gejl 2012, Bignert & Helander 2015). Tillsammans med den höga överlevnaden för adulta individer och dess långa livscykel utgör havsörnen en lämplig art för övervakning av miljögifter i Östersjön.

Havsörnens egenskaper som generalistorganism placerar den därmed högst upp i dem trofiska nivåerna i Östersjön. Av detta skäl har havsörnen övervakats under längst tid på nationell nivå. Populationen började följas 1964 och det har sedan dess årligen insamlats data för att estimera miljögiftshalter i miljön samt i havsörnspopulationen (Helander *et al.* 2008, Gómez-

Ramírez *et al.* 2014). Ett långvarigt övervakningsprogram skapar därmed statistiskt trovärdiga resultat med hög signifikans.

DDE-inducerade effekter

Som det tidigare nämnts är DDE den främsta metaboliten av DDT. I ägg från sillgrisslor (*Uria aalge*) i Östersjön 1969 uppmättes det att DDE utgjorde 87 % av den sammanlagda summan av DDT, DDE samt DDD (sDDT) (Jensen *et al.* 1969). Under 1965-66 uppmättes halter av sDDT i fettvävnader hos havsörn i Stockholms skärgård som var betydligt högre jämfört med andra organismer (sill och sillgrissla). Fettrika vävnader är energirika samt goda transportörer av DDE mellan trofiska nivåer. Specifikt hos fåglar, och då havsörnen, dominerar DDE andelen av sDDT (Jensen *et al.* 1969). I flertalet studier som gjorts efter Jensen *et al* (1969) ses detta förhållande där DDE utgör den övervägande största beståndsdelen i sDDT (Helander *et al.* 1982, Helander *et al.* 2002, Helander *et al.* 2008). Olsson & Reutergårdh (1986) presenterade resultat att kvoten DDT/sDDT minskade över tid vilket därmed skulle indikerar en minskning av DDT i miljön. Däremot skulle halterna DDE öka som ett resultat av nedbrytningen av DDT.

1965 uppmättes halten av DDE till 865 $\mu g\ g^{-1}$ 1965 och 2010 till 65 $\mu g\ g^{-1}$ i havsörn, en minskning med cirka 99 % (Roos *et al.* 2012). Alla värden för koncentrationer DDE anges i lipidvikt, om inget annat anges. En liknande procentuell minskning av DDE (96-99 %) har uppmätts i sillgrisslor och sill (Nyberg *et al.* 2015). Den årliga minskningen av medelvärdet för sDDT var därmed 6,7 % för havsörnen (Roos *et al.* 2012). Helander *et al* (2002) rapporterade en årlig minskning av medelvärdet för koncentrationen DDE på 8,6 % mellan 1977-1997. Jensen *et al* (1969) studie indikerade att procentandelen DDE av sDDT ökar i och med högre trofisk nivå speciellt hos fåglar; en effekt av biomagnifikation. I denna studie ingick havsörn samt sillgrissla och där DDE var den uteslutande främsta metaboliten. Säl och sill, i jämförelse, uppvisade att DDE utgjorde 50 % av sDDT. Det är därför rimligt att dra antagandet att effekter av DDE bör ses tydligast hos havsörnen även om liknande procentuella minskningar har setts i sill och sillgrissla (Roos *et al.* 2012, Nyberg *et al.* 2015).

Uttorkning av ägginnehåll orsakas av DDE

Beroende på hur pass uttorkat ett ägg är, kan produktiviteten påverkas. Produktiviteten är antalet producerad avkomma dividerat med antalet häckningar per år, inklusive ej reproduktiva par (Helander *et al.* 2008). Vatteninnehållet i äggen estimeras med hjälp av ett uttorkningsindex (eng. desiccation index), D_i. D_i-värdet kan teoretiskt maximalt beräknas till ett, det vill säga att inget vatten avdunstar genom skalet. I ett sådant ägg skulle äggets fysikaliska egenskaper inte tillåta något gasutbyte med atmosfären. Detta skulle i sin tur, sannolikt, inte resultera i någon avkomma. Ett normalt D_i för havsörnens ägg bör ligga mellan 70-93 %, med andra ord ett D_i-värde mellan 0,70 - 0,93 (Helander *et al.* 2002). Då havsörnspopulationen var utrotningshotad i Sverige, uppmättes ett vatteninnehåll så lågt som 8 % (Jensen *et al.* 1969). Helander *et al* (2002) rapporterade att ägg innehållandes embryo i Östersjöregionen hade ett D_i-värde som i medeltal var 0,59. De nämner dock att ägg med embryon bör ha lägre D_i jämfört med outvecklade ägg och att detta är därför väntat. Att döma av detta säger författarna att ”uttorkning av äggen bidrog till misslyckade kläckningar” och även till produktiviteten. Vid tiden för kläckning bör därför äggen ha ett D_i runt 0,83 för havsörnen (Helander *et al.* 2002) men 0,70 är ett gränsvärde där det går att börja se negativa effekter, såsom försämrad produktivitet (Bignert & Helander 2015). Ett tröskelvärde på 170 $\mu g\ g^{-1}$ DDE verkar ha en tydlig effekt på D_i-värden där D_i drastiskt minskar till ett lägsta värde runt 0,20 (Helander *et al.* 2002). Samtidigt är det osannolikt att finna ägg med D_i-värden som överstiger 0,70 vid halter mellan

400-500 μg g^{-1} DDE. D_i-värden och DDE är signifikant negativt korrelerade (Helander *et al.* 2002, Bignert & Helander 2015).

DDE inducerar äggskalsförtunning

Bland de första observationerna av äggskalsförtunning rapporterades av Ratcliffe 1967. Mellan 1951-1976 då DDT användes i jordbruket och skogsbruket var havsörnens äggskal 17,5 % tunnare än innan användningen av DDT (1861-1920) (Odsjö & Sondell 2014). En förklaring till detta var att kalciummetabolismen hos fåglar påverkades genom att regleringen av östrogen och paratyroidhormoner, viktiga beståndsdelar i kalciummetabolismen, påverkades av DDT. Vid införandet av DDT (1945-56) i samhället observerades en signifikant förändring i äggskalens struktur hos bland annat pilgrimsfalken (*Falco peregrinus*) men även hos andra rovfåglar. DDE kan påverka produktionen av ägg hos diverse arter genom att negativt påverka äggskalens bildning. Detta kan ha negativa konsekvenser för den reproduktiva framgången för vissa fågelarter. Kalciumkarbonat ($CaCO_3$), vilket är den övervägande största beståndsdelen i äggskal, utgör i normala fall 90 % av ett äggskals vikt (Ratcliffe 1967, Lundholm & Bartonek 1992). I en studie av Lundholm & Bartonek (1992) användes två olika fågelarter som modellorganismer: domesticerade hönsfåglar och ankor. I studien användes enbart p-p'-DDE då resultat från tidigare undersökningar av Lundholm på trombocyt aggregering samt bildning av thromboxon B_2 visade att enbart p,p'-DDE hade en signifikant effekt av de strukturellt lika ämnena p,p'- DDT, o,p'-DDE och p,p'-DDE (Lundholm & Bartonek 1992). Resultaten som Lundholm & Bartonek (1992) presenterade visade på en 21 % äggskalsförtunning hos ankorna efter att de behandlats med p-p'-DDE under en 45 dagars period. I en senare studie av Lundholm (1993) reducerades 'shell index', S_I, för lagda ägg till 81±1,3 % av kontrollen (en minskning med knappt 20 %). S_I är ett mått på äggskalets tjocklek. För hönsen kunde ingen effekt ses på S_I för domesticerade höns. Ägg som fortfarande var i äggskalskörteln uppvisade också ett signifikant reducerat S_I efter behandling av p,p'-DDE, 64 ± 6 % av kontrollen (Lundholm 1993)

Utöver detta rapporterade Lundholm & Bartonek (1992) att prostaglandinsyntesen spelar en viktig roll i äggproduktionen. Prostaglandiner är en typ av lipidföreningar som bildas från omättade fettsyror genom enzymatiska processer. Syntetisering av prostaglandin är summan av bildat prostaglandin E_2 (PGE_2) och thromboxon B_2 från äggskalkörtelns slemhinna. Prostaglandinerna kontrollerar och reglerar till stor del initieringen och kontrollen av äggläggningen (Lundholm & Bartonek 1992). Utsöndringen av vätekarbonat (HCO_3^-) regleras av PGE_2 i andra vävnader även om det är osäkert huruvida detta gäller i äggskalkörtelns slemhinna. Kalciumtransporten från blodet över slemhinnan är beroende av koncentrationen HCO_3^- i äggskalkörteln lumen. Inhibition för syntesen av PGE_2 orsakas av p,p'-DDE. Då ankorna behandlades med p,p'-DDE kunde en signifikant reducering av prostaglandinsyntes observeras. En förklaring till detta var troligtvis att en inhibition av prostaglandinsyntesen medieras av en inhibition av PGH-synthetase (Lundholm & Bartonek 1992, Lundholm 1993).

Det visade sig att homogenater av äggskalkörtelns slemhinna tog upp 43 % mindre kalcium efter behandlingen. Efter p,p'-DDE-behandlingen ökade koncentrationen kalcium i äggskalkörtelns slemhinna från 636±25 μg Ca g^{-1} till 913±128 μg Ca g^{-1} torrvikt (Lundholm & Bartonek 1992). Indikationer för att p,p'-DDE inhiberar de fysiologiska processerna vid äggbildning är därmed tydliga. Den mest troliga förklaringen är att HCO_3^- -transporten stimuleras av PGE_2 och en inhibition av prostaglandiner orsakad av p,p'-DDE, inhiberar HCO_3^-. Kalciumtransporten från blodet över slemhinnan i äggskalkörteln är därmed indirekt inhiberad av en inhibition av prostaglandinsyntesen (Lundholm 1993). Hos däggdjur och amfibier stimulerar PGE_2 HCO_3^- -transporten i tarmarnas slemhinnor (Takeuchi *et al.* 2006, Tuo *et al.* 2006).

Äggskalsförtunningen hos fåglar orsakas av p,p'-DDE genom inhibering av transporten av HCO_3^- samt kalcium till äggskalskörtelns lumen och en minskning av $CaCO_3$-produktionen. $CaCO_3$ utgör, som det tidigare nämnts, 90 % av äggskalets vikt för ett normalt ägg.

Graden av äggskalsförtunning skiljer sig mellan arter

Graden av p,p'-DDE-inducerad äggskalsförtunning var signifikant skild för ankor respektive höns (Lundholm 1993). Hos ankor kunde en signifikant negativ effekt på äggskalens tjocklek ses vid behandling med p,p'-DDE. Däremot kunde inte denna effekt observeras hos höns vid samma behandling. Detta tyder på att olika arters fysiologiska förutsättningar, såsom skillnader i prostaglandinsyntesen, bör påverka huruvida deras äggproduktion och reproduktion påverkas eller ej. Arter med en högre prostaglandinsyntes, i detta fall ankan, påverkas i större grad av p,p'-DDE med avseende på äggskalsproduktionen än arter med en lägre prostaglandinsyntes, såsom hönan (Lundholm 1997). Även om liknande experiment är svåra att utföra på vilda havsörnspopulationer ger ändå Lundholm (1993) samt Lundholm & Bartoneks (1992) resultat en indikation över de negativa effekter som DDE har för äggproduktionen hos vissa fågelarter. Det är därför rimligt att anta att havsörnens prostaglandinsyntes inhiberas signifikant av p,p'-DDE och därmed bör liknande effekter på äggen kunna observeras hos havsörnen, vilket bland annat Helander *et al* (2002) har gjort. Hädanefter används DDE i hänsyftning till p,p'-DDE. Utöver detta är högre ställda fåglar i den trofiska nivån också mer utsatta för DDE-inducerade effekter än lägre ställda organismer i näringskedjan (Helander *et al.* 2008, Jaspers *et al.* 2013) i och med biomagnifikation av DDE i högre trofiska nivåer.

Helander *et al* (2002) kunde inte finna någon signifikant korrelation mellan D_i och äggskalstjocklek samt S_I för den svenska havsörnspopulationen mellan 1964-1999. Av detta kan inte slutsatsen dras att tunnare skal resulterar i en större andel uttorkade ägg. Däremot fann Helander *et al* (2002) att DDE var signifikant negativt korrelerat med äggskalstjocklek och S_I men även med D_i. DDE var dessutom signifikant korrelerat med D_i. Liknande resultat har presenterats för studier gjorda i USA för brun pelikan (*Pelicanus occidentalis*) samt sparvfalk (*Falco sparverius*). DDE påverkade enbart äggskalens tjocklek och inga andra aspekter såsom längd eller bredd varken för brun pelikan eller sparvfalk (Blus *et al.* 1997). Odsjö & Sondell (2014) utförde mellan 1971 och 2008 studier på fiskgjuse (*Osprey haliaetus*) och strax efter införandet av DDT-förbudet (1971-1973) uppmättes de lägsta värdena för äggskalens tjocklek.

Havsörnens produktivitet påverkas av DDE

Under normala förhållanden, kan ett havsörnspar producera maximalt tre ungar per kull och år. Mellan 1996 och 2006 uppmättes det att havsörnens kullstorlek i medeltal var 1,38 – 1,85 (tabell 1) (Helander *et al.* 2008). Detta är i jämförelse med perioden 1965 till början av 80-talet, någorlunda högt. Under cirka 15 år (1965-1980) var produktiviteten 0,30. Efter 1980 kunde en ökning av produktiviteten observeras hos havsörnen. Både Helander *et al* (2008) och Roos *et al* (2012) rapporterar att produktiviteten i dagsläget är cirka 1,0 för havsörnspopulationen. Helander *et al* (1982) visade på en signifikant skillnad mellan fertila och infertila gällande koncentrationerna DDE i de respektive grupperna. Det var även en signifikant skillnad mellan produktiva par och icke-produktiva par för samma parameter. En kritisk gräns för produktiviteten var 500 – 600 $\mu g\ g^{-1}$ DDE. Detta är relativt högre än de nivåer som Helander *et al* (2002) menar orsakar en lägsta observerad effekt (eng. lowest observable effect levels, LOEL) på produktiviteten. 100-120 $\mu g\ g^{-1}$ DDE orsakar en tydlig reducering av produktiviteten för havsörn. Den kritiska gräns av DDE som Helander *et al* (1982) tidigare rapporterade anser Helander *et al* (2002) tydde på en estimerad nivå där populationsminskning sker snarare

än en nivå för försämrad reproduktion, vilket 100-120 µg g^{-1} DDE indikerade. Då koncentrationen DDE uppnått 900 µg g^{-1} observerades noll produktivitet (Helander *et al.* 2002). Produktivitet och DDE är därmed signifikant negativt korrelerade men produktiviteten är också signifikant korrelerad med D_i (Helander *et al.* 2002, Roos *et al.* 2012).

Tabell 1. Kullstorlek i medeltal utmed Östersjökustens län över tid (1996-2006). Omritad från Helander *et al.* (2008).

Län	Kullstorlek
Gotland	1,78
Kalmar	1,85
Östergötland	1,67
Södermanland	1,69
Stockholm	1,64
Uppsala	1,57[a]
Gävleborg	1,38[a]
Västernorrland + Västerbotten	1,64

[a] under bakgrundsvärden för dokumenterade kullstorlekar före 1954.

Odjsö & Sundell (2014) menade att ägg med tunnare skal producerade färre unga per kull och att detta troligtvis beror på högre toxiskt innehåll i ägg med tunnare skal men även på grund av skadade ägg. Detta stämmer överens med Helander *et al* (2002) observationer att lipidkoncentrationen ökar när D_i minskar. 84 % av variationen av lipidkoncentrationen i äggen kunde förklaras av D_i-värdena i Helander *et al* (2002) studier. I jämförelse med en annan art, fiskgjuse, uppvisar havsörnen signifikant högre gränsvärden av DDE där effekter på produktiviteten kan observeras. Henny *et al* (2003) antydde att 4,2 - 8,7 µg g^{-1} DDE uppmätt i fiskgjuse var negativt för dess produktivitet. För fiskgjuse var produktiviteten 15 % lägre under perioden 1971-1973 jämfört med 1983-2008. Återhämtningen till bakgrundsvärdena tog 30 år (1973-2003) (Odsjö & Sondell 2014). Det ska dock nämnas att Henny *et al* (2003) dataset var relativt litet, enbart 10 insamlade ägg ingick i studien, och att resultaten därför interpreteras med viss försiktighet. Skulle man bortse från datasetens storlek hos Helander *et al* (2002), Henny *et al* (2003) och Roos *et al* (2012) kan det antas att fiskgjusen är känsligare än havsörnen mot DDE-inducerade effekter. Studier som gjorts i USA på en annan marin fågelart, brun pelikan, visade att DDE enbart påverkade äggskalets tjocklek och inga andra fysiska aspekter som äggets storlek eller bredd. Därför bör inte produktiviteten påverkas av äggens storlek utan enbart av äggskalets egenskaper såsom porositet och tjocklek (Blus *et al.* 1997).

Tecken på minskad produktivitet

Ur Helander *et al* (2008) resultat går det att notera en minskad produktivitet för havsörnen i vissa specifika områden i Sverige. Det skulle kunna förklaras av ökade halter av DDE i Östersjön under de senaste tio åren (Bignert & Helander 2015). En alternativ förklaring skulle kunna vara att populationens bärkraft överskridits; att populationen skjutit över och att populationen därmed oscillerar mot den stabila bärkraften. Bärkraften kan minska om födotillgången är otillräcklig. Det senaste årtiondet har populationen av gädda haft en nedåtgående trend (Lehtonen *et al.* 2009, Ljunggren *et al.* 2010, Larsson *et al.* 2015) och detta skulle kunna resultera i en minskad bärkraft hos havsörnspopulationen. En minskad bärkraft är dock svår att bevisa eftersom havsörnen är en generalistpredator. Ett tydligare samband mellan födotillgång på gädda och minskad bärkraft skulle kunna förklaras om havsörnen var en specialistpredator. I två län, Gävleborg och Uppsala, där Helander *et al* (2008) studerade havsörnens häckning, fann de att kullstorlekens medelvärde understeg de bakgrundsvärden som finns dokumenterade före 1954 samt innan den omfattande användningen av DDT påbörjades

(Helander 1994, Helander *et al.* 2008). En hypotes som de presenterade var att det möjligtvis berodde på födobrist. Denna hypotes kunde dock inte styrkas då inga tecken för minskad födotillgång kunde observeras. I dessa områden var andelen döda ägg knappt 16 %. Vid jämförelse med övriga län i Östersjöns kustband samt Bottenviken var andelen döda ägg signifikant lägre med 2,5 % respektive 3,8 %.

Den stora andelen döda ägg i Gävleborg och Uppsala län kan troligtvis förklaras av förhöjda halter av DDE i miljön även om det inte fanns någon signifikant skillnad i koncentrationer av DDE med övriga län (Helander *et al.* 2002). Det skulle även kunna tyda på effekter av ett annat miljögift med liknande effekter som DDE. Även om användningen av DDT är förbjuden i Sverige idag kan det fortfarande ske utsläpp retroaktivt. I Västernorrland har Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) identifierat att i anknytning till pappersmassefabriker utmed kusten finns höga halter miljögifter, bland annat DDT, lagrat i fiberhaltiga sediment (fiberbankar). Samtidigt visade rapporten att halterna av miljögifter var högre i ytsedimenten hos fiberbankarna; en indikation för fortsatta utsläpp av DDT till miljön (Apler *et al.* 2014).

Effekter på äldre individer

Ytterligare en förklaring skulle kunna vara att en större andel äldre individer utgör populationen i kusten utanför Gävleborg och Uppsala län där negativa effekter orsakade av DDE fortfarande kan observeras. Bioackumulation av miljögifter bör påverka reproduktionen till större grad hos äldre individer; individer som under en längre tid utsatts för höga halter DDE. Även fast halterna av DDE minskat över åren har det kunna observeras en kronisk effekt på äldre honor. Yngre honor verkar ha en större reproduktiv framgång jämfört med äldre även fast halterna DDE är likvärdiga. Detta tyder på långvariga effekter av DDE i äggproduktionen. De äldre honorna producerade ägg som inte resulterade i ”normala” äggskal (Roos *et al.* 2012). Helander *et al.* (2002) påpekade också att det fanns en signifikant negativ skillnad mellan äldre och yngre individer med samma halter DDE i äggen när det kom till produktiviteten. Vid koncentrationer 200-400 $\mu g\ g^{-1}$ DDE, där det går att observera en normal reproduktion och produktivitet, hade de äldre honorna betydligt sämre reproduktiv framgång än yngre honor. Många av de äldre honorna förblev sterila även efter en kraftig minskning av DDE i miljön och kunde därför inte producera någon avkomma (Helander *et al.* 2002). Detta betyder att DDE orsakar en långvarig negativ effekt på reproducerande individer.

Havsörn och andra arters lämplighet för miljöövervakning i Sverige

Gällande DDE har det visat sig att koncentrationer på 1 $\mu g\ g^{-1}$ har resulterat i förtunning av äggskalen hos pilgrimsfalken (*Falco peregrinus*) (Mora *et al.* 2011). En kraftig minskning av D_i för havsörnen, kan som det tidigare nämnts, observeras när halterna av DDE överstiger 170 $\mu g\ g^{-1}$ och detta är också över 100-120 $\mu g\ g^{-1}$ som Helander *et al* (2002) menar är de lägsta nivåerna där en effekt på produktiviteten kan ses. Huruvida detta är gällande för bland annat pilgrimsfalken är osäkert. Om äggskalsförtunning redan kan observeras vid 1 $\mu g\ g^{-1}$ DDE hos pilgrimsfalk skulle en argumentation för att pilgrimsfalken bör användas som en indikatorart för miljöskador orsakade av DDT istället för havsörnen kunna föras. Pilgrimsfalkens och havsörnens ekologi och utbredning avviker dock från varandra. Havsörnen är bunden till större vattenområden och medan pilgrimsfalken är vanligare i stadsnära naturområden. Samtidigt är det troligt att havsörnen är högre ställd i den trofiska nivån: Pilgrimsfalken skulle kunna utgöra byte för andra rovfåglar. Som det tidigare fastställts, sker bioackumulation och biomagnifikation i högre trofiska nivåer. Samtidigt är havsörnen en betydligt större fågel och bör kunna ackumulera miljögifter i högre grad innan effekter är observerbara. I och med att de

har skilda habitatval, olika födostrategier och olika trofigrad gör att de inte är likvärdiga för övervakning av DDT/DDE i miljön.

Utöver detta kunde Helander *et al* (2002) se en skillnad mellan Östersjöpopulationen och Lapplandspopulationen av havsörn. Halterna av DDE minskade kontinuerligt i Östersjöregionen och Lappland under perioden 1977-1997. I Östersjöregionen minskade koncentrationen DDE årligen med 8,6 % och i Lappland var motsvarande siffra 10 %, siffror som är relativt ekvivalenta. Siffror uppmätta 1982 visade på betydligt lägre koncentrationer av DDE i Lapplandspopulationen jämfört med Östersjöpopulationen, strax efter det att produktiviteten börjat öka igen. Ytterligare ska det tilläggas att inlandspopulationen ej är lämpliga för att estimera koncentrationer av DDE, då det ej gick att påvisa någon signifikans för minskningen över tid i äggen hos Lapplandspopulationen. Lapplandspopulationens produktivitet kunde inte enbart förklaras av koncentrationerna DDE. Produktivitet och överlevnad av unga var också beroende av biotiska faktorer såsom födotillgång och interspecifik konkurrens (Helander *et al.* 2002). I Östersjön är inte födotillgången en begränsande faktor för produktiviteten (Helander *et al.* 2008). I Sveriges kustområden är därmed havsörnen mer lämplig för övervakning av DDT/DDE i miljön. Jordbruksmarker agerar exempelvis som en retroaktiv källa av DDT till atmosfären (Kurt-Karakus *et al.* 2006) vilket betyder att långväga nedfall av DDT kan ske i Östersjön.

En annan toppredator, fiskgjuse, skulle alternativt också kunna användas för övervakning av DDT i miljön. Äggskalsförtunning med försämrad produktivitet har också observerat hos fiskgjuse (Henny *et al.* 2003, Odsjö & Sondell 2014). En essentiell skillnad är dock att fiskgjuse ej är förekommande året runt i Sverige (Gejl 2012). Fiskgjusen migrerar ner till Västafrika under vintermånaderna och kommer åter till Sverige i april-maj. Detta betyder att de riskerar att utsättas för DDT, vilket fortfarande används i stora delar av Afrika (UNEP 2009, Van Dyk *et al.* 2010, Yohannes *et al.* 2014). Tillsammans med den långa halveringstiden av DDT i större fågelarter (Clark *et al.* 1987, Henny *et al.* 2003) orsakar problematik huruvida koncentrationerna av DDT/DDE som uppmäts i fiskgjuse, verkligen härstammar från den svenska miljön eller en avlägsen föroreningskälla. Havsörnen utgör följaktligen en mer lämpad art för övervakning av miljögifter i den svenska miljön.

Årstidsberoende förekomster av miljögifter

Jensen *et al* (1969) påpekade att fettinnehållet i sill var årstidsberoende. Fettinnehållet var 1 % på våren medan ett maximum på 10 % kunde observeras på hösten, vilket även Olsson & Reutergårdh (1986) indikerade. Studier som nyligen presenterats visar att på två platser i Östersjön var medelkoncentrationen av DDE högre under våren än på hösten (Nyberg *et al.* 2015). Värdena uppmättes i sill och det ger en indikation på att halterna i vattnet ökar under våren. En ökning skulle dels kunna bero på vårcirkulation i Östersjön men även genom bioturbation; upprörning av sediment orsakat av bottenlevande organismer (Josefsson *et al.* 2010). Båda dessa processer skulle eventuellt kooperera och därmed föra upp DDE till ytvattnet och där det exponeras för en större biota. Den ökade exponeringen under våren skulle kunna påverka havsörnens reproduktion i och med att halterna DDE sannolikt ökar inför häckningssäsongen. Ett antagande kan dras att högre halter av DDE inhiberar äggskalproduktionen vilket kan resultera i tunnare äggskal och sämre produktivitet (Helander *et al.* 2002). Det har även konstaterats att fisk är havsörnens främsta föda under våren medan andra fåglar utgör den främsta födan under sommaren (Nadjafzadeh *et al.* 2013) vilket skulle kunna styrka denna hypotes. Utöver detta har det bevisats att den atmosfäriska tillförseln av DDT från jord-

bruksmarker är högre på våren (Kurt-Karakus *et al.* 2006) vilket betyder att DDT kan transporteras långa distanser. DDT halterna i miljön är därför inte enbart beroende av den historiska användningen av DDT i Sverige. Miljöföroreningar orsakade av DDT är därför riksöverskridande.

Diskussion

I denna litteraturstudie har de fysiologiska effekterna av DDE på havsörn diskuterats och hur det påverkar produktiviteten. Tack vare ett långvarigt nationellt program för uppföljning av havsörnspopulationens tillstånd i Sverige finns mycket data över havsörnspopulationens utveckling. Det går därför att urskilja en tydlig positiv trend för havsörnens utveckling sedan införandet av förbudet mot DDT i samhället i början av 70-talet. Att använda havsörnen för övervakning av miljön är därför ett effektivt och framgångsrikt koncept för att kunna förebygga ytterligare miljöskador. Havsörnen är enbart en av flertalet arter som ingår i övervakningsprogram av miljögifter i Europa (Gómez-Ramírez *et al.* 2014). Havsörnen, tillsammans med övriga rovfågelsarter i Europa, kan skapa en indikation över miljöns tillstånd. Genom att ha nationella och landsöverskridande program, kan man tidigt identifiera och implementera åtgärder för att undvika de populationsminskningar som observerades för bland annat havsörnspopulationen i Sverige och Europa. Även om det svenska nationella programmet har varit framgångsrikt finns alltid risken att nya kemikalier och produkter kommer ut i miljön innan alla dess effekter har utretts. Idag är det visserligen ett hårdare regelverk angående kemikaliska produkter då nya ämnen måste testas utförligt innan de kan marknadsföras. Detta beror främst på att samhället vill säkerställa vilka hälsoeffekterna ämnen har på människan men även vilka effekter som de kan orsaka miljön. All reglering säkerställs antingen internationellt, exempelvis inom EU eller konventioner såsom UNEP (2009), men även i nationell lagstiftning eller nationellt uppsatta mål, till exempel en *Giftfri miljö* (Riksdagens miljökvalitetsmål). Därav är det möjligt att uppnå ett välmående samhälle och en välmående miljö.

Långvariga organiska föroreningar, exempelvis DDT, finns kvar i miljön långt efter att användningsförbud har verkställts. Effekterna av POPs är ofta långvariga och i vissa fall även kroniska, vilket har observerats för havsörnen (Helander *et al.* 2002) där äldre individer förblev sterila även långt efter att koncentrationerna i miljön var så pass låga att yngre individer kunde reproducera framgångsrikt. Effekter på äldre individers prostaglandinsyntes kan troligtvis förklara detta. Prostaglandinsyntesen inhiberades av p-p'-DDE vilket medierades troligtvis av en inhibition av PGH-synthetase. Inhibition av prostaglandinsyntesen betydde även en reduktion av PGE_2 vilket inhiberar den HCO_3^- drivna kalciumtransporten från blodet till äggskalkörtelns lumen (Lundholm & Bartonek 1992, Lundholm 1993). Detta i resulterar i en mindre mängd $CaCO_3$ vilket är essentiellt för äggskalets bildning, där cirka 90 % $CaCO_3$ bör utgöra äggskalets vikt (Ratcliffe 1967).

Helander *et al* (2002) visade att DDE påverkade D_i-värden märkbart och detta kunde signifikant korreleras med havsörnens produktivitet. Vid D_i under 0,70 påverkades produktiviteten signifikant. En LOEL för havsörnens produktivitet kunde ses vid 100-120 $\mu g\ g^{-1}$ DDE och vid 500-600 $\mu g\ g^{-1}$ DDE riskerade en populationsminskning (Helander *et al.* 1982, Helander *et al.* 2002). Huruvida D_i och äggskalsförtunning är korrelerat framgår dock inte. D_i och DDE är dock signifikant negativt korrelerat. DDE och S_I är signifikant korrelerat medan D_i och S_I ej är det. D_i är därför inte påverkat av äggskalets tjocklek utan det tyder snarare på att DDE orsakar en förändring i äggskalets struktur, exempelvis genom ökad porositet. DDE orsakade nämligen ingen förändring av äggens form (Blus *et al.* 1997, Helander *et al.* 2002) vilket även kan ha påverkat produktiviteten. Det är därför rimligt att anta att DDE främst påverkar mängden

$CaCO_3$ som tillförs skalet och att detta påverkar den molekylära fördelningen av $CaCO_3$. Färre antal molekyler över samma yta bör resultera i större avstånd mellan varje $CaCO_3$. Därav ökad porositet, sänkt D_i och försämrad produktivitet. Minskande D_i-värden betyder att äggets vatteninnehåll minskar och att lipidkoncentrationen ökar (Helander *et al.* 2002). Eftersom DDE är en lipofil molekyl med toxiska egenskaper ökar risken för förgiftning av embryot i och med minskat vatteninnehåll och ökad lipikoncentration. Därför bör en större andel döda ägg observeras vid lägre D_i-värden

De siffror som Helander *et al* (2008) redovisar rörande reproduktionsframgången i södra Norrlands och norra Upplands kustland pekar mot ökade nivåer av DDE i miljön men det är svårt att säkerställa huruvida detta är orsaken till minskade kullar och minskad reproduktivframgång. Många andra orsaker kan resultera i liknande resultat men mycket pekar på en pågående förorening av DDE. SGU fastställde 2014 att utanför pappersmasseverk i Västernorrland finns det fiberhaltiga sediment som läcker miljögifter och tungmetaller till miljön (Apler *et al.* 2014). Det är därför inte helt orimligt att liknande utsläpp kan ske i Gävleborg och Uppsala län, där flertalet pappersmassefabriker är och har varit lokaliserade. Med det sagt betyder inte det att denna typ av verksamhet är enskilt ansvarig, enbart att verksamheterna historiskt kan ha haft en betydande inverkan för havsörnens tillstånd i dagsläget. Frigöring av lagrat DDE i sedimenten kan förklaras av bioturbation, det vill säga, sedimentomrörning orsakad av organismer (Josefsson *et al.* 2010). En alternativ förklaring till frigöring av miljögifter till den akvatiska miljön är de sedimentskred SGU identifierat i Västernorrland (Apler *et al.* 2014).

Vårcirkulation av vattenmassorna bör därmed frisätta och bära upp miljögifter till ytvattnet och en ökning av halterna i organismer bör följaktligen observeras under våren. Detta stämmer överens med Nyberg *et al* (2014) resultat att halterna av DDE är högst på våren. Detta skulle betyda att halterna är högst i fisk på våren när havsörnens häckningssäsong inleds. Därav bör havsörnen inneha de högsta koncentrationerna under samma period, vilket bör påverka reproduktionen negativt. Den långa halveringstiden för DDE på 400 dagar betyder att havsörnen inte hinner göra sig av med det de fått i sig från året innan vilket betyder att halterna successivt ackumuleras i dess vävnader och organ. Över tid får detta negativa konsekvenser även om halterna minskar i miljön. Helander *et al* (2002) visade, som det tidigare nämnts, att äldre individer som utsatts för höga halter DDE påverkades negativt i de reproduktiva stadierna. DDE har därför en långvarig effekt på havsörnen.

I de flesta studier ingår sillen som en organism som är lämplig för att följa miljögifter i miljön. Sillen är även viktig kommersiell vara och är en stor del i svensk matkultur. Även om inte lika höga halter av miljögifter kan ses i sillen som hos havsörnen, skapar havsörnen en referens om hur det kan se ut i beståndet av sill och därmed kan rekommendationer huruvida sillen är lämplig för konsumtion ges. Detta gäller dock inte bara sillen utan övrig fisk i Östersjöregionen.

Det är viktigt att fortsatt uppföljning av havsörnen sker, för att förhindra att den livskraftiga populationen minskar i antal framöver. Den senaste tidens minskade reproduktiva framgång i norra Uppland och södra Norrlands kustland kräver fortsatta studier gällande huruvida det beror på DDE eller om det är något annat kemiskt ämne med liknande effekter. Med tanke på att det finns ett väl fungerande program för studier av havsörnen bör detta inte vara speciellt svårt att utföra. De problem som kan uppstå är att identifiera vilket kemiskt ämne som har störst effekt och som samhället därmed måste rikta resurser mot. Det kan alternativt bero på en minskad gäddpopulation (Lehtonen *et al.* 2009, Ljunggren *et al.* 2010, Larsson *et al.* 2015)

men eftersom havsörnen inte är en specialistpredator bör inte något samband ses. Övervakningen gynnar därmed inte bara havsörnspopulationen utan även övriga organismer i Östersjöns ekosystem.

Tack

Stort tack till Moa Nordin, Marcus Österkrans, Alexander Valen Fransson och Lars Höök för värdefull återkoppling på mitt arbete samt till Monika Schmitz för handledning av denna litteraturstudie.

Referenser

Apler A, Nyberg J, Jönsson K, Hedlund I, Heinemo S-Å, Kjellin B. 2014. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. Sveriges Geologiska Undersökning, Uppsala.

Bettinetti R, Croce V, Galassi S, Volta P. 2005. pp´DDT and pp´DDE Accumulation in a Food Chain of Lake Maggiore (Northern Italy): Testing Steady-State Condition. Environmental Science and Pollution Research **13**: 59–66.

Bignert A, Helander BO. 2015. Monitoring of contaminants and their effects on the common Guillemot and the White-tailed sea eagle. Journal of Ornithology **156**: 173–185.

Blus LJ, Wiemeyer SN, Bunck CM. 1997. Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. Environmental Pollution **95**: 67–74.

Burreau S, Zebühr Y, Broman D, Ishaq R. 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. Chemosphere **55**: 1043–1052.

Clark TP, Norstrom RJ, Fox GA, Won HT. 1987. Dynamics of Organochlorine Compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): II, a Two-compartment Model and Data for Ten Compounds. Environmental Toxicology and Chemistry **6**: 547.

Gejl L. 2012. Norstedts fågelbok. Norstedts, Stockholm.

Gómez-Ramírez P, Shore RF, van den Brink NW, van Hattum B, Bustnes JO, Duke G, Fritsch C, García-Fernández AJ, Helander BO, Jaspers V, Krone O, Martínez-López E, Mateo R, Movalli P, Sonne C. 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. Environment International **67**: 12–21.

Helander B. 1994. Pre-1954 breeding success and productivity of white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. Raptor Conservation Today: 731–733.

Helander B, Bignert A, Asplund L. 2008. Using raptors as environmental sentinels: Monitoring the white-tailed sea eagle Haliaeetus albicilla in Sweden. Ambio **37**: 425–431.

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.

Helander B, Olsson M, Reutergårdh L. 1982. Residue Levels of Organochlorine and Mercury Compounds in Unhatched Eggs and the Relationships to Breeding Success in White-Tailed Sea Eagles Haliaeetus albicilla in Sweden. Holarctic Ecology **5**: 349–366.

Henny CJ, Kaiser JL, Grove RA, Bentley VR, Elliott JE. 2003. Biomagnification Factors (fish to Osprey eggs from Willamette River, Oregon, USA) for PCDDs, PCDFs, PCBs and OC pesticides. Environmental Monitoring and Assessment **84**: 275–315.

Jaspers VLB, Sonne C, Soler-Rodriguez F, Boertmann D, Dietz R, Eens M, Rasmussen LM, Covaci A. 2013. Persistent organic pollutants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in different tissues of white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) from West Greenland. Environmental Pollution **175**: 137–146.

Jensen S, Johnels AG, Olsson M, Otterlind G. 1969. DDT and PCB in Marine Animals from Swedish Waters. Nature **224**: 247–250.

Josefsson S, Leonardsson K, Gunnarsson JS, Wiberg K. 2010. Bioturbation-Driven Release of Buried PCBs and PBDEs from Different Depths in Contaminated Sediments. Environmental Science & Technology **44**: 7456–7464.

Kurt-Karakus PB, Bidleman TF, Staebler RM, Jones KC. 2006. Measurement of DDT Fluxes from a Historically Treated Agricultural Soil in Canada. Environmental Science & Technology **40**: 4578–4585.

Larsson P, Tibblin P, Koch-Schmidt P, Engstedt O, Nilsson J, Nordahl O, Forsman A. 2015. Ecology, evolution, and management strategies of northern pike populations in the Baltic Sea. Ambio **44**: 451–461.

Lehtonen H, Leskinen E, Selén R. 2009. Potential reasons for the changes in the abundance of pike, Esox lucius, in the western Gulf of Finland 1939-2007. Fisheries Management and Ecology **16**: 484-491

Ljunggren L, Sandstrom A, Bergstrom U, Mattila J, Lappalainen A, Johansson G, Sundblad G, Casini M, Kaljuste O, Eriksson BK. 2010. Recruitment failure of coastal predatory fish in the Baltic Sea coincident with an offshore ecosystem regime shift. ICES Journal of Marine Science **67**: 1587–1595.

Lundholm CE. 1993. Inhibition of prostaglandin synthesis in eggshell gland mucosa as a mechanism for P,P'-DDE-induced eggshell thinning in birds—a comparison of ducks and domestic fowls. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology **106**: 389–394.

Lundholm CE. 1997. DDE-induced eggshell thinning in birds: Effects of p,p′-DDE on the calcium and prostaglandin metabolism of the eggshell gland. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Pharmacology, Toxicology and Endocrinology **118**: 113–128.

Lundholm CE, Bartonek M. 1992. Effects of p,p′-DDE and some other chlorinated hydrocarbons on the formation of prostaglandins by the avian eggshell gland mucosa. Archives of Toxicology **66**: 387–391.

Mora MA, Baxter C, Sericano JL, Montoya AB, Gallardo JC, Rodriguez-Salazar JR. 2011. PBDEs, PCBs, and DDE in eggs and their impacts on aplomado falcons (*Falco femoralis*) from Chihuahua and Veracruz, Mexico. Environmental Pollution **159**: 3433–3438.

Nadjafzadeh M, Hofer H, Krone O. 2013. The Link Between Feeding Ecology and Lead Poisoning in White-Tailed Eagles. The Journal of Wildlife Management **77**: 48–57.

Nadjafzadeh M, Hofer H, Krone O. 2015. Sit-and-wait for large prey: foraging strategy and prey choice of White-tailed Eagles. Journal of Ornithology **157**: 165–178.

Nadjafzadeh M, Voigt CC, Krone O. 2016. Spatial, seasonal and individual variation in the diet of White-tailed Eagles Haliaeetus albicilla assessed using stable isotope ratios. Ibis **158**: 1-15

Nyberg E, Faxneld S, Danielsson S, Eriksson U, Miller A, Bignert A. 2015. Temporal and spatial trends of PCBs, DDTs, HCHs, and HCB in Swedish marine biota 1969-2012. Ambio **44**: S484–S497.

Odsjö T, Sondell J. 2014. Eggshell thinning of osprey (*Pandion haliaetus*) breeding in Sweden and its significance for egg breakage and breeding outcome. Science of The Total Environment **470–471**: 1023–1029.

Olsson M, Reutergårdh L. 1986. DDT and PCB Pollution Trends in the Swedish Aquatic Environment. Ambio **15**: 103–109.

Ratcliffe DA. 1967. Decrease in Eggshell Weight in Certain Birds of Prey. Nature **215**: 208–210.

Roos AM, Bäcklin B-MVM, Helander BO, Rigét FF, Eriksson UC. 2012. Improved reproductive success in otters (*Lutra lutra*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Sweden in relation to concentrations of organochlorine contaminants. Environmental Pollution **170**: 268–275.

Takeuchi K, Aihara E, Sasaki Y, Nomura Y, Ise F. 2006. Involvement of Cyclooxygenase-1, Prostaglandin E2 and EP1 Receptors in Acid-Induced HCO3- Secretion in Stomach. Journal of physiology and pharmacology **57**: 661–676.

Tuo B, Riederer B, Wang Z, Colledge WH, Soleimani M, Seidler U. 2006. Involvement of the Anion Exchanger SLC26A6 in Prostaglandin E2- but not Forskolin-Stimulated Duodenal HCO3− Secretion. Gastroenterology **130**: 349–358.

UNEP. 2009. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs).

Van Dyk JC, Bouwman H, Barnhoorn IEJ, Bornman MS. 2010. DDT contamination from indoor residual spraying for malaria control. Science of The Total Environment **408**: 2745–2752.

Yohannes YB, Ikenaka Y, Nakayama SMM, Ishizuka M. 2014. Organochlorine pesticides in bird species and their prey (fish) from the Ethiopian Rift Valley region, Ethiopia. Environmental Pollution **192**: 121–128.

DDEs inverkan på havsörnen (*Haliaeetus albicilla*) - en indikator för miljöns tillstånd i Sverige: etisk bilaga

Gustav Wikström
Självständigt arbete i biologi 2016

Den främsta etiska aspekten i denna litteraturstudie över havsörnen är troligtvis huruvida metoderna för insamling av data för att kunna utföra studierna har utförts av forskarna. När det gäller havsörnen behöver man tillgång till äggen för att kunna veta hur de ser ut. Detta betyder att det finns en risk att man stör havsörnen i dess häckning. Konsekvenserna av detta kan därmed leda till avbrutna häckningar hos havsörnen och generellt försämrad produktivitet för havsörnen. Detta har dock tagits hänsyn till vid insamling då detta ofta skett ett antal veckor efter ungarna bör ha varit utflugna ur boet. För att kunna studera äggens struktur måste man utföra undersökningarna på detta sätt.

Att studera havsörnen handlar mycket om att samhället har ett ansvar för en hållbar utveckling, där kommande generationer har tillgång till samma förutsättningar eller i alla fall liknande förutsättningar som idag. Den kunskap som man får ut genom studier av havsörnen kan skapa förutsättningar för att sätta in åtgärder i tid, dels för att skydda ekosystemen men även för att skydda samhället och dess utveckling. Vi har därför ett ansvar att skydda naturen och motverka pågående och framtida antropogen påverkan, vilket miljögifterna orsakar.

Forskningsetik

I min litteraturstudie har jag i valet av källor försökt använda källor som varit väl citerade och som till största del varit primärpublikationer. Problemet med citering kommer om man väljer väldigt nya källor; där antalet citering kanske inte rättvist representerar det vetenskapliga innehållet. I skrivprocessen upplevs det som att det inom ämnet till stor del pekar mot samma resultat vilket skapar en svårighet att skapa en argumenterande monolog. Därför blir det lätt att man enbart åter presenterar fakta men förhoppningsvis har jag kunnat skapa en någorlunda monolog. När man läser studier och sedan ska skriva det med egna ord tror jag att det är lätt hänt att man omedvetet presenterar andras åsikter. Därför är det viktigt att man är säker på sina källor och dess innehåll och att man alltid refererar källan efter ett stycke.

Det faktum att den största delen av forskningen gjordes mellan 60-och 90-talet innebär vissa svårigheter med att välja nyare och möjligtvis mer relevanta källor sett till hur det ser ut idag för havsörnen. Mycket av den forskning som gjorts specifikt på havsörnen i Sverige har dessutom utförts av ett fåtal personer, varför det kanske blir lite svårare att kritiskt välja källor. Det ska dock sägas att dessa författares arbeten generellt har citerats väl i andra arbeten vilket skapar en trygghet i materialets trovärdighet. Utöver detta har referenser angivits konsekvent genom hela arbetet vid påståenden eller antaganden som ej har varit mina egna. Därmed har jag förtydligat vad som är mina egna slutsatser och vad som inte är det, baserat på textens innehåll. Det finns alltid en problematik i vad som är ens egna slutsatser och hur det ska refereras, speciellt i en litteraturstudie där ingen ny forskning gjorts.