

Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender

Torgeir Nygård
Anuschka Polder



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

**Miljøgifter i rovfuglegg i Norge.
Tilstand og tidstrender**

Torgeir Nygård
Anuschka Polder

Nygård, T., & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834. 51 s.

Trondheim, mars 2012

ISBN: 978-82-426-2429-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

John Atle Kålås

ANSVARLIG SIGNATUR

Ass. forskningssjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Reidar Hindrum

FORSIDEBILDE

Voksen kongeørn (Foto: Torgeir Nygård)

NØKKEWORD

Persistente organiske forbindelser, rovfugl, TOV, egg, overvåking, DDT, PCB, bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, kvikksølv, eggskallfortynning, Norge

KEY WORDS

Persistent organic pollutants, birds of prey, eggs, monitoring, DDT, PCB, brominated flame retardants, perfluorinated organic substances, mercury, eggshell thinning, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø
Polarmiljøsentret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkeldgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

Sammendrag

Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834. 51 s.

I 1992 ble overvåking av miljøgifter i egg av rovfugl tatt inn i Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Ved å i tillegg benytte publiserte og upubliserte data helt tilbake til 1966, har en nå utviklingstrender for miljøgifter i egg i løpet av de siste fire-fem tiår for enkelte arter. Denne data-serien er dermed en av de aller lengste i sitt slag i Norge. Resultatene viser i hovedtrekk at nivåene av de klassiske miljøgiftene fortsatt er på vei nedover i norske rovfugler, og de fleste analysene viser nivåer under antatte faregrenser. Det er noe usikkerhet når det gjelder bromerte flammehemmere og perfluorerte alkylstoffer (PFAS), da materialet ennå er lite og tidsserien kort. Vi vet enda lite om mulige biologiske effekter av disse stoffene, som brukes til overflatebehandling av tekstiler mv, samt til brannhemmende formål.

De høyeste belastningsnivåene av organiske miljøgifter i egg finnes fortsatt i dvergfalk, vandre-falk og havørn. DDE og PCB er fortsatt de dominerende stoffene. DDE, som har sterk eggskallfortynnende effekt, er høyest i dvergfalk, mens PCB og bromerte flammehemmere er høyest i havørn og hubro. De fleste organiske miljøgiftene er positivt korrelert med hverandre, og derfor kan det være vanskelig å påvise stoff-spesifikke effekter. Kvikksølvnivåene ser ut til ha stabilisert seg på et nivå som sannsynligvis er godt over de før-industrielle bakgrunnsnivåene, og havørna, vandrefalken og dvergfalken har de høyeste nivåene.

For de fleste artene er eggskallene i ferd med å bli tykkere, men de har for de fleste artene enda ikke nådd opp til normale verdier fra tiden før DDT kom i alminnelig bruk (før 1947). Bestandene av de fleste artene av rovfugl i Norge ser ut til å være stabile eller økende, og dette skyldes utvilsomt delvis redusert miljøgiftbelastning. For noen arter, slik som vandrefalken, har restriksjoner og forbud mot bruken av noen giftige kjemikalier vært av avgjørende betydning for at arten har tatt seg opp igjen. Bruk av rovfuglegg som miljøgiftindikator er vurdert som en ikke-destruktiv og effektiv måte for å overvåke miljøgiftsituasjonen på bred basis.

Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim
E-post torgeir.nygard@nina.no, tlf 73801462
Anuschka Polder, Norges Veterinærhøgskole, Postboks 8146 Dep, 0033 Oslo
E-post: anuschka.polder@nvh.no

Abstract

Nygård, T. & Polder, A. 2012. Environmental pollutants in eggs of birds of prey in Norway. Current situation and time-trends. NINA Rapport 834. 51 pp.

In 1992, monitoring of environmental pollutants in birds of prey was included in Programme for terrestrial monitoring in Norway (TOV). Using earlier published and unpublished data, we are now able to produce time-trends for pollutants over four to five decades. This data series is thus one of the longest of its kind in Norway. The results show mainly that the levels of the legacy pollutants still are on their way down in Norwegian birds of prey, and most eggs show levels below suspected critical levels. However, for some species the levels of PCBs seem to have stabilised. There is some uncertainty with regard to brominated flame retardants and perfluorinated alkyl compounds (PFAS), because the material is still small and the time-series short. In addition we still know little about the possible biological effects of these chemicals, used for fire retardant and surface treatment of textiles, etc.

The highest levels of organic pollutants in eggs are found in merlin, peregrine falcon and white-tailed eagle. DDTs and PCBs are still the dominant pollutants. The p,p'-DDE, which has strong eggshell thinning effect, is highest in the merlin, while PCBs and brominated flame retardants are highest in white-tailed eagle and eagle owls. Most organic contaminants are positively correlated with each other, and therefore it can be difficult to detect chemical-specific effects. Mercury appears to have stabilized at a level that is probably well above the pre-industrial background levels, and the white-tailed eagle, peregrine falcon and merlin have the highest levels.

For most species the eggshells are becoming thicker, but they have for most species not yet reached the normal values from the time before DDT came into general use (1947). The populations of most species of birds of prey in Norway seem to be stable or increasing, and this is beyond doubt partly due to reduced pollutant loads. For species such as the peregrine falcon, restrictions and bans against the use of some toxic chemicals were of crucial importance for the rebound of the species. Use of bird of prey eggs as a pollutant indicator is considered a non-destructive and effective way to monitor the natural environments for pollution status on a broad scale.

Torgeir Nygård, Norwegian Institute for Nature Research, NO-7485 Trondheim

E-mail torgeir.nygard@nina.no, tel +47 73801462

Anuschka Polder, Norwegian School of Veterinary Science, P.O. Box 8146 Dep, NO-0033 Oslo

E-mail: anuschka.polder@nvh.no

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Metoder	7
2.1 Kjemiske analyser.....	7
2.2 Korreksjonsfaktorer	9
3 Materiale	9
4 Resultater og diskusjon.....	12
4.1 Miljøgiftene	12
4.1.1 DDT	16
4.1.2 PCB.....	18
4.1.3 HCB.....	22
4.1.4 HCH	24
4.1.5 Klordaner	25
4.1.6 Mirex	26
4.1.7 Toksafener	28
4.1.8 Bromerte flammehemmere	30
4.1.9 Perfluorerte alkylstoffer.....	33
4.1.10 Kvikksølv	38
4.2 Korrelasjoner	40
4.3 Eggskallfortynning	40
5 Konklusjon	44
6 Artsliste/List of species names	45
7 Referanser.....	46

Forord

Direktoratet for naturforvaltning har gitt NINA i oppdrag å overvåke miljøgiftinnholdet i rovfuglegg innenfor Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Disse analysene danner et grunnlag for langsiktig overvåking av miljøgifter i norsk fauna. Rovfuglene befinner seg på toppen av næringskjedene, og akkumulerer giftstoffer fra mange byttedyrarter over større områder. De kan derfor være gode indikatorarter på den generelle miljøgiftbelastningen i et område. Over tid vil de også gi tidstrender som kan si oss noe om hvor lenge miljøgiftene holder seg i miljøene, og om forekomsten av nye miljøgifter. I perioden 2009-11 ble det gitt midler til nye analyser av egg for å belyse utviklingen av miljøgiftinnholdet siden de første analyserundene startet på begynnelsen av 1990-tallet.

I denne rapporten er det samlet inn egg fra mange arter gjennom et stort nett av lokale kontaktpersoner som alle har et nært forhold til rovfugler. Uten hjelp fra disse personene hadde det ikke vært mulig å gjennomføre dette prosjektet. En stor takk til alle som har bidratt. De kjemiske analysene av klororganiske stoffer er utført ved Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges veterinærhøgskole i Oslo. Kvikksølvanalysene er utført ved Veterinærinstituttet i Oslo.

De naturhistoriske museene i Norge har tidligere stilt til rådighet referansemateriale av eldre egg i sine samlinger. Vi vil denne gangen spesielt takke Agder naturmuseum ved konservator Roar Solheim for hjelp og assistanse med å måle skalltykkelse og skallindeks der, og med å skaffe eggmateriale til kjemiske analyser.

Dette prosjektet er i hovedsak finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, under TOV-kontrakter nr. 09040010, 10040011 og 11040010, "Organiske miljøgifter i rovfugl". Tidligere analyser av "nye" miljøgifter er finansiert over NFR-prosjekter (PROFO). Eldre analyseresultater er hentet fra eksisterende litteratur og rapporter, samt fra egen forskning på rovfugl og miljøgifter gjennom en årrekke.

Følgende personer har bidratt med materiale, og takkes herved på det mest hjertelige. Uten deres entusiastiske hjelp hadde denne undersøkelsen ikke vært mulig: Kim Aksnes, Geir Lasse Aune, Georg Bangjord, Rune Bergstrøm, Bertil Nyheim, D.I. Blestad, O.P. Blestad, H. Bolstad, R. Bringedal, Per Bårdshaug, Espen L. Dahl, Johan Dalsegg, O. Einbu, H. Kr. Eriksen, Hanne Etnestad, Dag Fjellstad, Alv Ottar Folkestad, Bjørn E. Foyn, Odd Reidar Fremming, Otto Frengen, Odd Frydenlund-Steen, Johan Chr. Frøstrup, Steinar Garstad, R. Geving, Ø. Gjeldnes, Jan Ove Gjershaug, Stig Gjølga, Jørgen Grefstad, Helge Grønlien, Steinar Grønnesby, Åsmund Gylset, Karl Emil Hagelund, Sigmund Haldås, Duncan Halley, Sigurd Halvorsen, Alf Hansen, Malfred Hansen, Kjell Ove Hauge, Finn Heggset, Normann Heitkøtter, Reidar Hindrum, Olav Hogstad, Burny Iversen, Karl-Otto Jacobsen, Gunnar Jacobsen, Karl-Inge Jensen, Trond Vidar Johnsen, Svein Karlsen, Walter Kilvik, Ingebrigt Kirkvold, Ivar Kjelsaas, Karl Knoff, Steinar Koht, Chr. W.R. Koren, Jim Kristensen, Rolf Terje Kroglund, Torgeir Krokan, Frantz Kutschera, Per Lorentsen, Svein-Håkon Lorentzen, Lars Olav Lund, Øivind Lunde, Kjell A. Meyer, Tore Chr. Michalsen, Harald Misund, Pål Mølsvik, Bjørn Nordaune, Signe Nybø, Torgeir Nygård, Bjarne Oddane, Sverre Ofstad, Jon Opheim, Martin Pearson, P.A. Pettersen, Roar Pettersen, Jan Rabben, Morten Ree, Gunnar Rofstad, Toralf Rud, Svein I. Rødland, Nils Røv, Jostein Sandvik, Jon Kr. Schei, Peter Johan Schei, Gustav Schwer, G. Skjærpe, Tore Slagsvold, Magne Sleire, Roar Solheim, Geir Sonerud, Øyvind Spjøtvold, Tore Kristian Storvoll, Karl-Birger Strann, Eiliv Størdal, Johnny Svejksky, Ole Jakob Sørensen, Per Gustav Thingstad, Toralf Tysse, Per J. Tømmeraas, Karl Inge Uppstrøm, Bård Valberg, Ketil Valde, Trond Valstad, Geir Vie, Ola Vie, Roger Vingan, Per Inge Værnesbranden, Steinar Wikan, Johan Fr. Willgohs, Bjørnar Wiseth, B. Ødegård, Ingar Jostein Øien, Arve Østlyngen, Asgeir Østvik, Hilde Stol Øyan, Frode Ålbu, Rune Aae, Thomas Aarvak

Torgeir Nygård
Trondheim, mars 2012

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990 "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV) med hensikt å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger på ulike naturtyper og organismer (Direktoratet for naturforvaltning 1997, Løbersli 1989). Programmet ble lagt opp med integrerte studier av nedbør, jord, vegetasjon (plantesamfunn), bestandsstudier av fugler og dyr, og kjemiske analyser av planter og dyr. Overvåkingen foregår i hovedsak refereanseområdene Børgefjell i Nord-Trøndelag, Solhomfjell i Aust-Agder/Telemark, Lund i Rogaland, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Dividalen i Troms, Møsvatn/Austfjell i Telemark og i Gutulia i Hedmark. Programmet er nå inne i en fase hvor overvåking av biodiversitet og effekter av klimaeendringer er satt i fokus. I og med at rovfugler sjelden har høy hekketetthet, har det vært nødvendig å betrakte hele landet som overvåkingsområde. De forskjellige artene, som har ulik næringsøkologi og habitatpreferanse, vil derfor hver for seg representere de økosystemene de i hovedsak benytter.

Rovfugl befinner seg på toppen av næringskjedene, de integrerer miljøgifter fra et omfattende geografisk område, og er en følsom dyregruppe (Newton 1979, Newton 1988). De er derfor svært godt egnet til å studere akkumulering og effekter av forurensning av naturmiljøene (Fox et al. 1991). Fugleegg er et biologisk materiale som har vist seg i stand til å avdekke geografiske forskjeller og tidstrender i miljøgiftbelastning, og er blitt framholdt som kanskje det beste materiale for overvåking av bioakkumulerende giftige organiske stoffer i miljøene (Gilbertson et al. 1987). I mange land inngår egg som ledd i integrerte miljøgiftovervåkingsprogrammer (AMAP 1997, Bernes et al. 1986, Walker et al. 2008). Ved å trekke inn økologiske parametere som næringspreferanse, trofisk nivå, habitatkrav og trekkvaner, kan en øke forståelsen om belastningskilder, bioakkumulering og problemområder (se f. eks Nygård (1999a)). De foreliggende analysene på rovfuglegg utgjør sammen med tidligere analyser en av de lengste tidsserier av miljøgifter i Norge (1966-2010). Forrige oppsummering ble gjort i 2006 (Nygård et al. 2006), og er senere også presentert i en vitenskapelig artikkel senere (Gjershaug et al. 2008).

Den foreliggende rapporten summerer opp utviklingen med vekt på de siste fem årene, men trekker også opp utviklingslinjene så langt bakover i tid som vi har materiale til.

2 Metoder

Ved ankomst fra felt til laben blir eggene veid og målt (lengde og bredde), og oppbevares på kjøll (ca. +4 °C) til de blir tømt. Det bores et hull med 4-10 mm diameter ved eggets ekvator, hvor innholdet blåses ut ved å injisere luft med en kanyle. Egginnholdet klassifiseres etter fosterutvikling og tilstand. Innholdet oppbevares på rene glass til analyse. Eggskallindeks (Ratcliffe 1967) bestemmes etter at eggene har tørket ved romtemperatur noen uker og oppnådd en stabil vekt. Denne finnes ved å bruke en bestemt formel som inkluderer lengde, bredde og skallvekt, korrigert for eksentrisitet og hullstørrelse (Nygård 1999d) og er et mål på skallets kvalitet (tetthet og bruddstyrke). Skalltykkelsen måles med et spesialtilpasset mikrometer gjennom utblåsingshullet. I fall bare fragmenter er tilgjengelig, måles opptil ti stykker, og gjennomsnittet brukes som en middelverdi for kullet (Nygård & Skaare 1998).

2.1 Kjemiske analyser

De kjemiske analysene av klorterte (OC), bromerte (BFR) og perfluorerte forbindelser (PFAS) ble utført på Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges Veterinærhøgskole, Oslo. Laboratoriet har i flere ti-år deltatt i undersøkelser av flere av de nevnte miljøgiftene i de omtalte rovfugleggene. Dette har betydning for å kunne sammenligne resultater som er produsert over en lang tidsperiode. Laboratoriet har vært akkreditert siden midt på 1990 tallet i henhold til NS-EN ISO/IEC 17025 (TEST 137). Kvalitetssikringsprosedyrer blir gjennomført i henhold til denne akkrediteringen og innebærer blant annet deltagelse i flere internasjonale kalibreringstester per år. Resultater av disse testene har vært tilfredsstillende.

Ekstraksjon for OC og BFR :

Det ble veid inn 2-3 g egg homogenat i sentrifugeglass og tilsatt interne standarder PCB-29, -112 og -207 (Ultra Scientific, RI, USA), BDE-77, -119 og 13C-209 (Cambridge Isotope Laboratories, Inc., 184 Andover, MA, USA) sykloheksan:acetone (3:2) (Rathburn Chemicals Ltd, Walkersburn, UK) og NaCl (6%; Merck KGaA, Darmstadt, DE). Fettet ble ekstrahert to ganger og supernatanten ble dampet inn og volumjustert til 5 ml. Fettprosenten ble bestemt gravimetrisk i 1 ml av dette ekstraktet. Resten av ekstraktet ble behandlet med konsentrert svovelsyre for nedbryting av fett. Fra det rensede ekstraktet ble det tatt ut ca. 150 µL til analyse av OC-komponenter, mens resten ble dampet inn til 0,4 ml og overført til brune GC-glass for analyse av BFR-komponenter.

Følgende OC-komponenter ble analysert på en GC-ECD (Agilent 6890 Series, Agilent Technologies, Palo Alto, CA, USA): Polyklorerte bifenyler: PCB-28, -52, -66, -74, -99, -101, -105, -118, -128, -138, -153, -156, -157, -170, -180, -183, -187, -194 og -206, (Summen av disse 19 PCBene blir omtalt som PCB i rapporten), heksaklorbenzen (HCB), DDT-gruppen (o,p'- og p,p'-DDT, p,p'-DDE og p,p'-DDD), HCH-gruppen (α-, β- og γ-HCH), klordan-gruppen (oksyklordan, cis-klordan, trans-klordan, trans-nonaklor, cis-nonaklor) og mirex. Detaljer om analysen finnes i Murvoll et al., 2006. Toksafener (CHB-26, -40, -41, -44, -50 og -62) ble analysert med samme instrument som BFR-komponentene (for detaljer, se Polder et al., 2008a).

Følgende BFR-komponenter ble analysert på en GC-MS (Agilent 6890 Series/5873 Network) i SIM modus med NCI (negativ kjemisk ionisasjon): polybromerte difenyletere: BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183, -206, -207, -208 og -209, DPTE (1,3,5-tribrom-2-(2,3-dibrompropoxy)benzen), BTBPE (1,2-bis(2,4,6-tribromfenoxy)etan), HBB (heksabrombenzen), HBCD (heksabromsyklododekan); PBEB (pentabrometylbenzen) og PBT (pentabromtoluen). Detaljer om analysen finnes i Polder et al., 2008b.

Ekstraksjon for Perfluorerte alkylstoffer (PFAS):

Følgende PFAS-komponenter ble analysert for: perfluor-1-heksansulfonat (PFHxS), perfluor-1-oktansulfonat (PFOS), perfluor-n-oktansyre (PFOA), perfluor-n-nonansyre (PFNA) og perfluor-n-dodekansyre (PFDoA). Metoden er en noe modifisert versjon av metoden beskrevet i Berger & Haukås, 2005. Ca. 1 g egg homogenat ble veid inn i 15 mL sentrifugerør (PP) og tilsatt interne standarder (natrium perfluor-1-heksan[18O₂]sulfonat, natrium perfluor-1-[1,2,3,4-13C₄]oktansulfonat, perfluor-n-[1,2,3,4-13C₄]oktansyre, perfluor-n-[1,2,3,4,5-13C₅]nonansyre og perfluor-n-[1,2-13C₂]dodekansyre og 3 mL metanol:vann (1:1) (metanol for HPLC fra Lab-Scan, Dublin, Irland) med 2 mM ammonium acetat (NH₄OAc, VWR International, Leuven, Belgia). Dette ble så ristet godt og plassert i ultralydbad i 30 min ved romtemp., før sentrifugering i 10 min ved 2095 g. Supernatanten ble så overført til Microcon YM-3 sentrifugefilter (Millipore, Cork, Irland) og sentrifugert ved 14 000 g i 20 min. Supernatanten ble overført til autoinjektor-glass og analysert på en LC-MS/MS (PE SCIEX API 3000, SpectraLab Scientific Inc. Ontario, Canada)

Deteksjonsgrensene, definert som 3 x støy, var fra 0,09-0,56 ng/g våtvekt for PCB og OCs, 0,02-0,5 ng/g våtvekt for BFRs og 0,3-0,9 ng/g våtvekt for PFAS.

Referanser for metodebeskrivelser: (Berger & Haukås 2005, Murvoll et al. 2006, Polder et al. 2008b, Polder et al. 2008a).

Kvikksølvanalysene ble utført av Veterinærinstituttet, Oslo ved Thor Waaler. Laboratoriet er akkreditert i henhold til NS-EN ISO/IEC 17025. Prøvene ble analysert med DMA-80 (Direct Mercury Analyzer, Milestone) basert på termisk dekomponering og amalgamering atomspektroskopi (TDA-AAS). 50-100 mg egg homogenat ble veid inn i nikkel skåler og ført inn i instrumentet. Prøvene ble automatisk analysert og resultatet kalkulert mot en syntetisk kalibreringskurve av fortynt kvikksølv i 2% HNO₃. Laboratoriet brukte referansemateriale TORT-2 og interkalibreringstest FAPAS T07115 i sin kvalitetsbedømmelse og testene ble godkjent. Deteksjonsgrensen som var definert som 3 x standardavvik av blank verdiene var 0,002 mg/kg, og kvantifiseringsgrensen var 0,005 mg/kg. Kvaliteten er ellers blitt bekreftet i flere internasjonale ringtester ((JRC-IRMM,

Quasimeme and National Food Administration, Sweden). Referanser: (EPA 1998, Maggi et al. 2009).

2.2 Korreksjonsfaktorer

Når en sammenligner verdier av persistente klororganiske stoffer i organprøver med ulikt lipidinnhold, blir det ofte korrigert for lipidkonsentrasjonen i prøven. Klororganiske stoffer er sterkt fettløselige, og finnes derfor løst i fettholdige fraksjoner av prøven, som det er mest av i plommen. Det totale fettinnholdet i vil bli lavere etter som fett metaboliseres og forbrukes av det voksende fosteret, og miljøgiftnivåene uttrykt på fettvektsbasis blir høyere. Dette vil føre til misvisende høye konsentrasjoner i egg der det er utviklede embryoer. Væsketapet under ruging har også innflytelse på de målte verdiene i egg, og målinger utført på våtvektsbasis vil også bli noe høyere i rugete egg sammenlignet med nylagte (Peakall & Gilman 1979). For å gjøre eggene sammenlignbare, er det derfor foretatt en tilbakeregning til ferskvektsverdier. Dette er gjort på følgende måte: Eggets volum er beregnet ved en tilnærmet formel for volumet av en prolatiske sferoide,

$$V = 0,51 \pi LB,$$

(Hoyt 1979) hvor L er eggets lengde, B er bredde.

For å beregne graden av uttørring (vekttap under og etter ruging), ble følgende indeks brukt:

$$D = (W-S)(V \cdot 1,043)^{-1}$$

hvor D er uttøringsindeks, W er vekten av egget ved innsamling, S er vekten av det tørre skallet, og V er innvendig volum av skallet (Helander et al. 2002). Egginnholdets tetthet er satt til 1,043 (Romanoff & Romanoff 1949).

Estimert ferskvekt blir da

$$W_f = W/D,$$

og de enkelte måleverdiene for giftinnhold uttrykt på ferskvektsbasis korrigeres på samme måte;

$$C_f = C_m \cdot D,$$

hvor C_m er de originale måleverdiene fra laboratoriet.

Lignende korreksjonsfaktorer er benyttet av Stickel et al. (1973) og Helander et al., (1982).

Skalltykkelsen er målt uten egghinne som standard. Gjennomsnittlig hinnetykkelse er beregnet for hver art ut fra egg der tykkelse både med og uten hinne har vært mulig å måle. Denne er fratrukket i de tilfelle hvor bare mål med hinne har vært tilgjengelig. Se Nygård (1999d) for utfyllende detaljer om metode for beregning av eggskallindeks.

3 Materiale

Analyser av miljøgifter i rovfuglegg er utført i Norge siden 1966. De eldste analysene er publisert av andre (Frøslie et al. 1986, Holt et al. 1979), mens nyere data er å finne i Nygård (1981, 1983a, 1995, 1997c), Nygård et al., (1994), Nygård et al. (2006), Nygård and Skaare (1998), Nygård et al. (2001). I **Tabell 1** er satt opp en oversikt over de eggene vi har hatt opplysninger om miljøgiftinnhold. Siden 1966 er det analysert i alt 544 egg av de utvalgte artene. For noen arter er materialet såpass lite at statistiske vurderinger er utelatt.

Tabell 1. Rovfuglegg analysert for miljøgifter i Norge 1966-2010. - Bird of prey eggs analysed for environmental pollutants in Norway 1966-2010.

	1965- 69	1970 -74	1975- 79	1980- 84	1985- 89	1990- 94	1995- 99	2000- 04	2005- 10	Totalt
Havørn	0	1	5	21	19	27	16	11	17	117
Kongeørn	9	5	7	3	10	27	18	12	14	105
Hønsenhauk	3	0	5	8	3	2	10	6	1	38
Fiskeørn	0	1	6	5	1	12	4	2	9	40
Vandrefalk	0	0	3	5	7	22	7	2	7	53
Fjellvåk	0	0	2	5	3	1	0	1	0	12
Spurvehauk	0	0	6	2	2	4	2	0	1	17
Jordugle	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Hubro	0	0	1	4	3	2	2	0	4	16
Dvergfalk	0	0	1	2	10	28	16	9	15	81
Perleugle	0	0	1	0	0	10	0	0	0	11
Tårnfalk	0	0	0	0	0	3	0	5	11	19
Jaktfalk	0	0	0	2	0	8	1	3	4	18
Kattugle	0	0	0	0	0	5	0	0	1	6
Hornugle	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Myrhauk	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Vepsevåk	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Musvåk	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Snøugle	0	0	0	0	0	3	0	0	2	5
	12	7	38	58	59	156	76	51	87	544

En del av det nyere eggmaterialet, spesielt når det gjelder kongeørn og jaktfalk, er innsamla i forbindelse med bestandsovervåking i TOV-områdene (**Figur 1**). Ellers kommer materialet inn gjennom lokale entusiaster og ulike mer eller mindre private og ideelle rovfuglprosjekter fra hele landet. NINA bidrar også gjennom Smøla-prosjektet (havørn), kongeørnovervåking i Finnmark og hubroprosjektet på Sleneset i Lurøy.



Figur 1. Eksisterende overvåkingsområder for kongeørn (og jaktfalk) i TOV vist som røde symboler, og en radius på 50 km. - Present monitoring areas for golden eagle (and gyrfalcon) within TOV shown as red symbols, with a radius of 50 km.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Miljøgiftene

Gjennomsnittsnivåene av miljøgifter fordelt på femårsperioder for de forskjellige artene er vist i **Tabell 2**. En finner fortsatt relativt høye verdier av de "klassiske" stoffene som DDT, PCB, HCB, HCH, klordaner og kvikksølv. I tillegg har vi i de senere åra målt bromerte flammehemmere, BFR (PBDE, HBCD og PBB,). I det aller siste har vi også analysert egg for innholdet av perfluorerte alkylstoffer (PFAS), og vi har også målt innholdet av disse stoffene i noen eldre egg. Vi har testet om det er statistisk holdbare utviklingstrender over tid, og i **Tabell 3** er det satt opp en oversikt over sannsynlighetsnivået for de observerte trendene. En forutsetning for testen, som ikke alltid trenger å være oppfylt, er at eggene er trukket tilfeldig fra en og samme populasjon, hvor verdiene er normalfordelt. For å oppnå normalfordeling har vi log-transformert verdiene.

Tabell 2. Miljøgifter i norske rovfuglegg 1966-2010, (ferskvekt, ng/g), basert på gjennomsnittet i hvert enkelt kull (N = antall kull). – Environmental pollutants in bird of prey eggs from Norway 1966-2010, by (fresh weight, ng/g), based on clutch averages (N = no. of clutches).

		1965-69	1970-74	1975-79	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99	2000-04	2005-10
		N=0	N=1	N=5	N=16	N=18	N=25	N=14	N=11	N=17
Havørn		Mean	Mean	Mean	Mean	Mean	Mean	Mean	Mean	Mean
	DDE	,	2844,0	5672,2	4908,4	3893,8	2511,5	856,5	1405,0	950,6
	PCB	,	5688,0	10323,7	15979,4	13913,0	6419,3	4054,3	4426,4	2839,9
	Klordaner	,	,	,	46,1	865,4	754,5	234,9	264,2	160,6
	Toksafener	,	,	,	,	,	122,4	137,5	136,0	125,6
	PFAS	,	,	,	,	,	143,4	143,4	171,4	55,3
	BFR	,	,	,	,	,	239,7	169,0	169,0	96,8
	HCB	,	,	69,1	94,8	86,3	53,8	16,2	24,5	15,5
	Dieldrin	,	,	223,2	249,5	,	94,4	86,3	,	,
	HCH	,	7,9	7,9	16,1	41,9	38,7	7,5	8,6	7,2
	Mirex	,	,	,	,	13,4	59,4	33,6	41,5	33,8
	Hg	,	442,4	192,8	216,3	145,0	189,0	231,8	187,7	230,0
Kongeørn		N=7	N=4	N=7	N=3	N=7	N=18	N=15	N=12	N=14
	DDE	351,4	328,2	499,3	130,8	349,6	313,8	168,8	143,0	55,3
	PCB	497,7	612,0	1757,4	475,3	1073,3	744,8	902,4	464,8	216,5
	Klordaner	,	,	,	,	99,6	77,3	189,2	90,3	6,3
	Toksafener	,	,	,	,	,	44,0	75,4	3,0	0,9
	PFAS	,	,	,	,	,	,	,	,	7,9
	BFR	,	,	,	,	,	40,1	11,7	12,8	6,0
	HCB	,	,	21,1	23,5	21,2	14,4	8,3	4,9	4,8
	Dieldrin	,	,	34,6	7,1	,	7,4	60,6	,	,
	HCH	,	,	20,5	9,4	40,7	9,0	5,2	4,2	2,1
	Mirex	,	,	,	,	,	17,4	3,3	9,1	1,7
	Hg	64,2	41,4	77,8	36,9	50,9	74,6	91,6	38,6	39,5
Hønehaug		N=3	N=0	N=5	N=7	N=1	N=2	N=8	N=4	N=0
	DDE	10164,7	,	5475,1	3472,1	756,7	519,5	932,5	93,2	,
	PCB	,	,	15468,5	13171,8	1530,3	4256,6	3115,1	314,7	,
	Klordaner	,	,	,	,	25,1	296,1	143,4	46,2	,
	Toksafener	,	,	,	,	,	234,9	53,4	25,6	,
	PFAS	,	,	,	,	,	,	302,1	,	,
	BFR	,	,	,	,	,	334,9	185,0	30,2	,
	HCB	,	,	133,9	78,1	11,9	20,1	34,7	6,7	,
	Dieldrin	,	,	545,2	198,9	,	76,6	80,8	,	,

		1965-69	1970-74	1975-79	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99	2000-04	2005-10
	HCH	,	,	55,3	6,6	,	4,8	9,4	1,6	,
	Mirex	,	,	,	,	,	9,6	25,7	4,0	,
	Hg	750,5	,	330,4	308,5	9,5	142,3	203,2	,	,
Fiskeørn		N=0	N=1	N=5	N=4	N=1	N=11	N=3	N=2	N=9
	DDE	,	68730,0	2931,4	533,6	1919,7	738,0	866,8	319,4	150,1
	PCB	,	7821,0	3289,1	1182,7	476,4	1662,2	4832,5	727,4	678,6
	Klordaner	,	,	,	,	,	86,7	86,7	5,2	2,2
	Toksafener	,	,	,	,	,	177,5	27,0	6,2	0,7
	PFAS	,	,	,	,	,				46,1
	BFR	,	,	,	,	,	100,7	62,2	50,3	32,6
	HCb	,	,	24,5	16,8	,	13,5	17,9	2,3	1,7
	Dieldrin	,	,	,	28,0	,	81,6	6,8	,	,
	HCH	,	,	28,7	7,9	,	19,9	5,4	0,7	2,4
	Mirex	,	,	,	,	,	2,3	5,9	2,8	1,0
	Hg	,	,	135,7	97,8	553,0	115,7	79,0	,	115,6
Vandrefalk		N=0	N=0	N=2	N=3	N=6	N=20	N=7	N=2	N=7
	DDE	,	,	18850,3	5694,4	3130,3	2858,6	5218,5	1657,4	1187,1
	PCB	,	,	26342,3	20335,7	8223,2	6823,1	5114,2	2310,6	2500,3
	Klordaner	,	,	,	,	57,2	330,4	81,7	84,1	27,2
	Toksafener	,	,	,	,	,	23,5	21,8	9,5	4,8
	PFAS	,	,	,	,	,	151,7	,	19,4	63,8
	BFR	,	,	,	,	,	173,9	91,8	61,7	59,0
	HCb	,	,	171,2	751,7	92,9	101,5	64,0	19,6	27,9
	Dieldrin	,	,	2372,0	333,4	51,3	345,8	4,0	,	,
	HCH	,	,	,	,	78,0	262,2	50,4	18,7	8,6
	Mirex	,	,	,	,	,	88,8	22,2	32,5	8,4
	Hg	,	,	445,4	457,2	335,4	224,4	348,1	233,4	416,7
Spurvehauk		N=0	N=0	N=3	N=2	N=2	N=4	N=2	N=0	N=1
	DDE	,	,	38425,4	8034,6	4322,2	2559,6	2417,7	,	508,8
	PCB	,	,	23365,2	3639,0	1539,9	1462,1	2645,7	,	229,1
	Klordaner	,	,	,	,	234,3	198,5	306,8	,	8,7
	Toksafener	,	,	,	,	,	,	62,7	,	,
	PFAS	,	,	,	,	,				
	BFR	,	,	,	,	,		418,7	,	7,5
	HCb	,	,	1080,5	81,9	68,5	48,9	26,5	,	5,8
	Dieldrin	,	,	297,3	682,3	,	423,4	44,0	,	,
	HCH	,	,	54,0	,	20,6	68,5	3,7	,	1,5
	Mirex	,	,	,	,	,	,	9,8	,	3,7
	Hg	,	,	187,2	448,9	123,9	189,6	347,0	,	174,6
Hubro		N=0	N=0	N=1	N=2	N=1	N=2	N=2	N=0	N=3
	DDE	,	,	3871,0	3214,0	242,7	415,1	762,8	,	993,4
	PCB	,	,	17775,0	6503,1	349,9	1003,1	2864,9	,	4524,7
	Klordaner	,	,	,	,	5,0	9,4	25,9	,	63,4
	Toksafener	,	,	,	,	,	,	,	,	9,7
	PFAS	,	,	,	,	,	,	,	,	208,2
	BFR	,	,	,	,	,	14,6	1082,6	,	133,6
	HCb	,	,	132,7	59,3	,	13,5	10,6	,	50,1
	Dieldrin	,	,	,	7,8	,	,	,	,	,
	HCH	,	,	23,7	,	,	5,4	3,7	,	7,9
	Mirex	,	,	,	,	,	3,4	22,6	,	33,4

	Hg	1965-69	1970-74	1975-79	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99	2000-04	2005-10
		,	,	158,0	28,6	12,0	169,9	127,7	,	206,3
Dvergfalk		N=0	N=0	N=1	N=2	N=10	N=26	N=14	N=9	N=15
	DDE	,	,	16243,2	15821,7	16922,5	7106,1	3936,1	2135,8	3932,3
	PCB	,	,	5933,5	5991,9	1345,7	1058,8	1697,4	1033,4	1053,7
	Klordaner	,	,	,	,	69,1	117,3	76,2	50,4	27,2
	Toksafener		,	,	,	,	,	2,2	2,4	,
	PFAS							175,8	77,3	66,9
	BFR	,	,	,	,	,	19,9	34,1	19,1	10,7
	HCB	,	,	1297,5	797,1	95,3	39,1	42,1	19,0	26,7
	Dieldrin	,	,	47,8	244,4	,	103,3	56,5	,	,
	HCH	,	,	38,2	15,8	419,7	117,1	22,4	26,5	16,6
	Mirex	,	,	,	,	7,5	0,9	15,2	5,4	11,5
	Hg	,	,	668,8	282,8	405,9	173,2	393,0	500,3	277,6
Tårnfalk		N=0	N=0	N=0	N=0	N=0	N=3	N=0	N=5	N=11
	DDE	,	,	,	,	,	.200,4	,	19,2	29,4
	PCB	,	,	,	,	,	.81,3	,	59,0	65,4
	Klordaner	,	,	,	,	,	.5,5	,	1,7	2,8
	Toksafener									
	PFAS	,	,	,	,	,	,	,	19,7	4,5
	BFR	,	,	,	,	,	,	,	0,7	2,0
	HCB	,	,	,	,	,	.7,7	,	3,4	4,1
	Dieldrin									
	HCH	,	,	,	,	,	.6,3	,	1,1	1,1
	Mirex	,	,	,	,	,	,	,	1,0	0,8
	Hg	,	,	,	,	,	73,7	,	274,9	169,9
Jaktfalk		N=0	N=0	N=0	N=2	N=0	N=4	N=1	N=2	N=2
	DDE	,	,	,	1501,0	,	1204,6		156,4	54,9
	PCB	,	,		4550,4	,	2682,2	4019,6	565,1	274,4
	Klordaner	,	,	,	,	,	263,0	,	9,8	1,7
	Toksafener		,	,	,	,	,	,	,	0,1
	PFAS	,	,	,	,	,	,	,	3,7	1,3
	BFR	,	,	,	,	,	15,1	12,3	5,7	1,2
	HCB	,	,	,	55,3	,	181,8	,	8,9	2,9
	Dieldrin	,	,	,	7,9	,	11,7	61,5	,	,
	HCH	,	,	,	,	,	89,7	,	2,6	0,6
	Mirex	,	,	,	,	,	140,1	,	2,9	1,9
	Hg	,	,	,	158,0	,	204,2	,	21,5	15,1

Tabell 3. Korrelasjonen (Spearman) mellom de ulike miljøgiftene (log-transformerte) og år. Signifikansnivået er indikert ved *: $P < 0,05$, og **: $P < 0,01$ (tohalet test). Fortegnet angir synkende (-) eller økende (+) tendens. Merk at antall år kan være forskjellig for de ulike artene (se Tabell 2), N = antall egg. – The Spearman correlation coefficient between the different pollutants (log-transformed) and year. The significance levels (two-tailed) are expressed by *: $P < 0,05$, and **: $P < 0,01$. The prefix denotes decreasing (-) or increasing (+) tendency. Note that the number of years may be different for each species (see Table 2). N = number of eggs.

	DDE	PCB	Klor- daner	PBDE	BFR	Toksa- fener	PFAS	HCB	HCH	Dield- rin	Mirex	Hg
Havørn <i>Haliaeetus albicilla</i>	-0,50**	-0,46**	-0,33**	-0,24	-0,11	+0,06	-0,48*	-0,48**	-0,35**	-0,31	-0,23	+0,15
N	116	116	90	38	39	31	22	103	84	31	55	102
Kongeørn <i>Aquila chrysaetos</i>	-0,42**	-0,33**	-0,40**	-0,12	-0,17	-0,81**	-0,29	-0,63**	-0,71**	+0,15	-0,30	-0,26*
N	105	99	76	34	37	23	13	79	67	16	42	87
Hønsehauk <i>Accipiter gentilis</i>	-0,82**	-0,70*	-0,15	-0,49	-0,50	-0,51		-0,61**	-0,56**	-0,57*	-0,26	-0,41*
N	38	35	22	15	15	12		28	21	17	13	27
Fiskeørn <i>Pandion haliaetus</i>	-0,72**	-0,47**	-0,67**	-0,53*	-0,29	-0,89**	0,51	-0,77**	-0,66**	+0,01	-0,67**	+0,15
N	40	40	27	14	16	16	8	35	29	9	15	30
Vandrefalk <i>Falco peregrinus</i>	-0,64**	-0,60**	-0,50**	-0,64**	-0,50*	-0,60*	-0,41	-0,54**	-0,67**	-0,54*	-0,50*	-0,78
N	53	53	40	17	19	15	9	46	37	18	20	45
Spurvehauk <i>Accipiter gentilis</i>	-0,87**	-0,74**	-0,63				.a	-0,70**	-0,62	-0,55		+0,42
N	17	17	9				0	16	10	8		13
Hubro <i>Bubo bubo</i>	-0,20	0,02	+0,35	-0,34	-0,36		-0,98*	-0,30	-0,32	.a	+0,07	+0,37
N	16	16	9	6	6		4	12	9	1	7	16
Dvergalk <i>Falco columbarius</i>	-0,56**	-0,32**	-0,40**	-0,52**	-0,48**	-0,08	-0,41	-0,52**	-0,65**	-0,25	+0,17	+0,07
N	81	81	78	27	29	9	8	80	78	6	49	71
Tårnfalk <i>Falco tinnunculus</i>	-0,59**	-0,40	-0,56*	-0,57*	-0,47		-0,73*	-0,51*	-0,66**		-0,32	+0,14
N	19	19	18	15	15		10	19	18		15	19
Jaktfalk <i>Falco rusticolus</i>	-0,79**	-0,57*	-0,75**	-0,76*	-0,76*			-0,65*	-0,82**		-0,95**	-0,57*
N	15	18	15	9	9			14	12		9	14

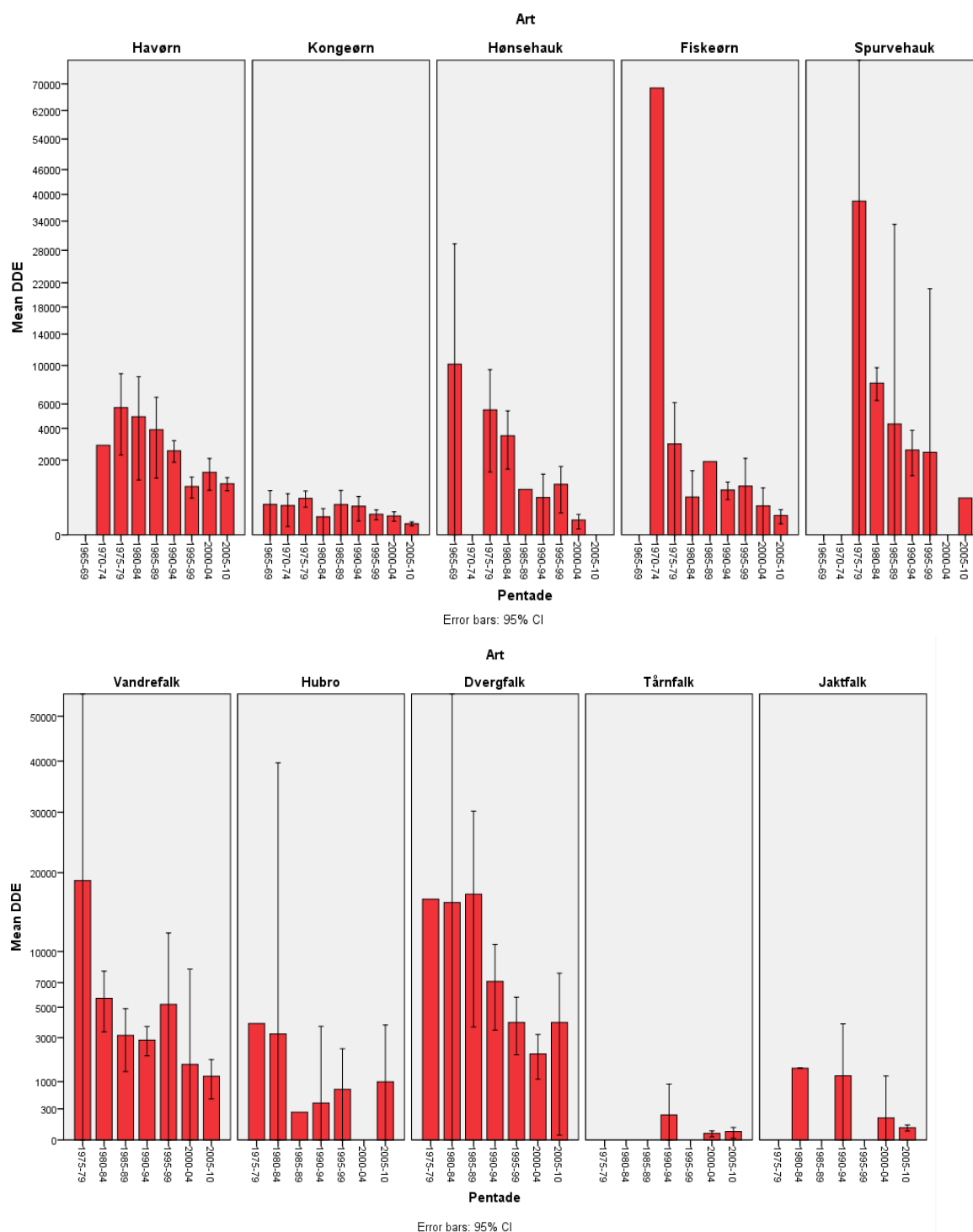
4.1.1 DDT

DDT er det mest kjente av alle pesticider. Det ble fremstilt første gang i 1874, og ble brukt massivt under den andre verdenskrig mot tyfus og malaria. Etter krigen ble det brukt i stor skala som insecticid. Halveringstiden i mennesker er beregnet til mer enn 5 år. Den biologisk mest betydningsfulle effekten av DDE, som er et stabilt nedbrytningsprodukt av DDT, er at reproduksjonsraten går ned på grunn av eggskallfortynning og istykkerruging av egg. Bruk av DDT ble begrenset og forbudt på 70 tallet. I land hvor malaria forekommer epidemisk, kom forbudet først rundt 2000 og alternative bekjempelser ble prøvd ut. På grunn av sterk økning av barnedødelighet ble DDT igjen tillatt brukt i disse land (India, Afrika, Asia) men da begrenset mest til innendørs sprøyting under retningslinjer gitt av WHO.

Analyser av en stor mengde datasett har vist at når skallfortynningen hos en rovfuglbestand overskrider ca. 16 % i en årrekke, vil bestanden gå ned (Newton 1979). Den molekylære mekanismen bak effekten av DDE er at det hemmer den enzymatiske mobiliseringen og transporten av kalsium fra egglederen over til egget (Lundholm 1987). I tillegg kommer nedsatt klekkbarhet og økende frekvens av uklekte egg med økende DDE-nivåer (Newton & Bogan 1978). Også andre egenskaper hos morfuglen spiller inn, så som alder, kondisjon og muligens også andre miljøgifter (Lincer 1994). Kjønnshormoner og leverenzymmer påvirkes også. Bruken av DDT i Norge ble forbudt i 1970. Skogplanteskolene i Norge fikk imidlertid dispensasjon fra dette forbudet og brukte DDT i sin planteproduksjon helt frem til 1989 (<http://www.miljostatus.no>).

Dvergfalken, som har høyest DDT verdier, er sannsynligvis den arten som har vært hardest belastet over tid. Et dvergfalkegg fra Finnmark fra 2005 inneholdt 32 ppm DDE, noe som er klart over den antatte faregrensa. Nivåene på DDT gikk ned fram til 2004 men viser en liten oppgang igjen de siste fem årene (Nygård et al. 2006, Nygård et al. 2001), (**Figur 2**). Den generelle tendensen er som forventet, da den globale bruken har gått drastisk ned. Verdiene for hubro har tilsynelatende gått oppover, men her er materialet alt for lite til å trekke noen konklusjon (**Tabell 3**). Vandrefalken har fortsatt enkelte egg med høye nivåer; et egg fra Risør fra 2007 hadde 2,4 ppm på våtvektsbasis. For havørna ser nivåene ut til å ha stabilisert seg. En signifikant negativ trend over tid er vist for de fleste artene (**Tabell 3**).

Analyser av store datasett har vist at et kritisk nivå for effekter av DDE er ca. 5 ppm (våttvekt) i egg for dvergfalk og 10 ppm for vandrefalk (Fyfe et al. 1994). For havørn er det antydnet en tilsvarende grense på ca. 6 ppm (Helander et al. 2002), og for fiskeørn ca. 4 ppm (Wiemeyer et al. 1988). Kongeørna ser ut til å være enda mer følsom (Nygård & Gjershaug 2001), men hos denne arten er verdiene svært lave. Mens de fleste eggene fra perioden 1970-79 hadde verdier over faregrensen, har denne andelen gått gradvis ned til nesten ingen etter 2000. Det er verdt å merke seg at Helander et al. (2002) påviste en langtidsvirkning av DDE på uttøringsgraden av havørnegg; individer som var utsatt for høye nivåer for mange år siden greide aldri å produsere "normale" egg igjen, og hadde lav produktivitet.



Figur 2. DDE (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1965-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - DDE (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1965-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

4.1.2 PCB

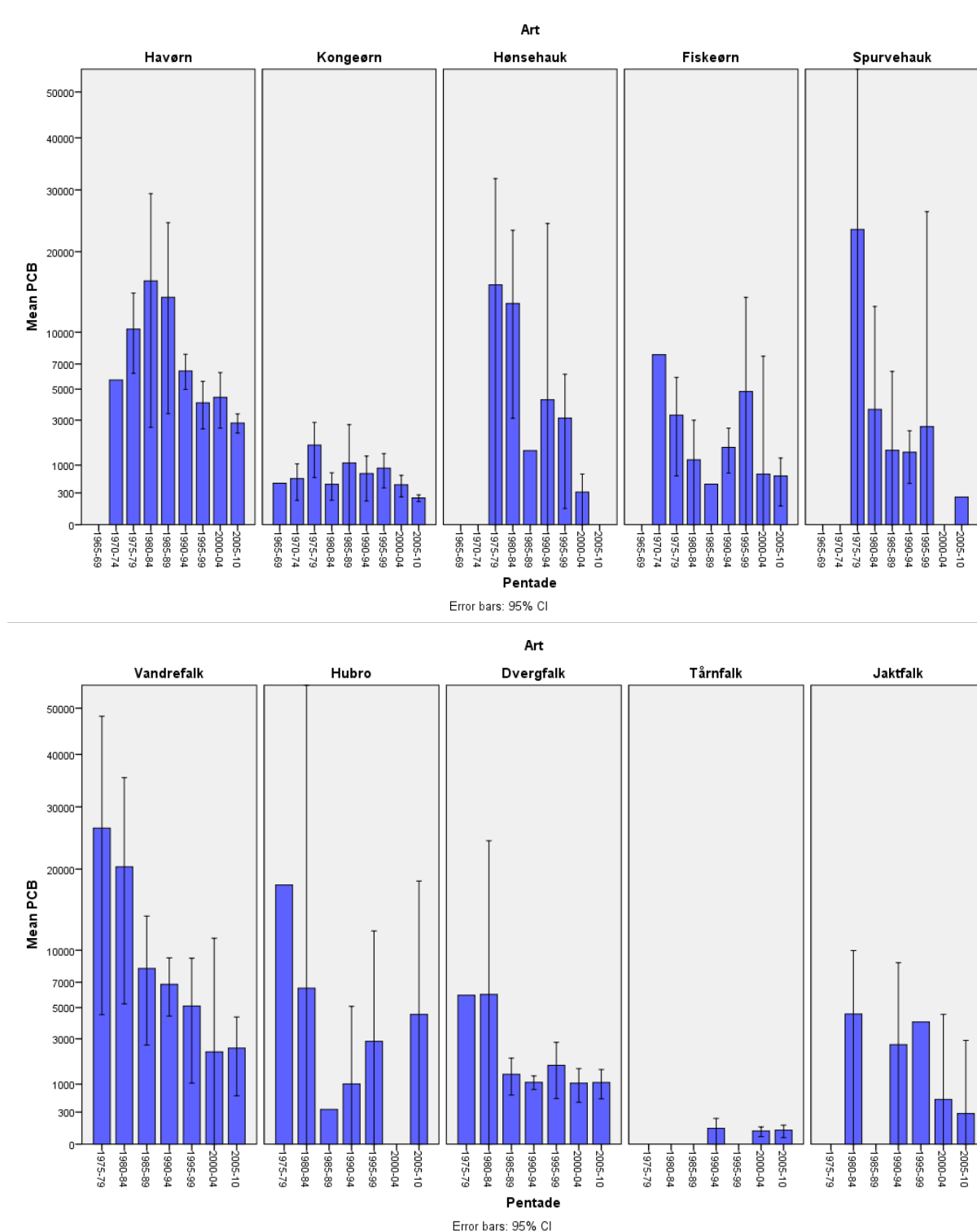
Polyklorerte bifenyler (PCB) ble kommersielt produsert fra 1929 og blant annet brukt i transformatorer, hydrauliske oljer, i bygningsmaterialer og maling. Noen av PCB kongenerne er svært stabile, og halveringstiden for disse er fra 8-10 år i biota. På grunn av sin persistens ble de forbudt i 80-årene, men er fremdeles til stede i store mengder i sedimenter, jord, is, i vindusisolasjon, bygningsmasser osv. PCB er inkludert i Stockholmkonvensjonen (<http://chm.pops.int>) og Norge har en nasjonal elimineringsplan (utfasing). PCBer kan gi mange alvorlige effekter for helse og miljø. Enkelte PCBer kan virke inn på nervesystemet, immunsystemet, enzymesystemer og stoffskifte- og kjønns hormoner, og kan også gi fostermisdannelser effekter på reproduksjonsevnen hos pattedyr. (Lyche et al. 2004, Parkinson & Safe 1987, Skåre et al. 1994).

For PCB er det gjennomgående samme tendens som for DDT (**Figur 3**). Havørn, vandrefalk og dvergfalk er mest belastet. Det er interessant å se at dvergfalken har mer DDT enn PCB (omvendt av de fleste andre arter), noe som kan skyldes at DDT er mer knyttet til det terrestriske miljøet. Dvergfalken er stort sett en terrestrisk art som lever av små terrestriske spurvefugler, hvorav de aller fleste er trekkfugler (Nygård 1999c). Vinteroppholdsstedet til byttedyrene har derfor betydning for rovfuglenes nivå av POPs. PCB nivåene hos havørn ser ut til å ha stabilisert seg. Det er høye nivåer hos hubro, men dette kan skyldes ett enkelt egg med meget høye verdier, de det er bare fire egg totalt fra de siste fem årene. Både PCB og HCB har avtatt signifikant med årene for de fleste arter (**Tabell 3**), men nivåene synes å ha flatet ut. I denne sammenhengen er det interessant at det PCB av i luft over Svalbard ikke har avtatt det siste tiåret (Aas et al. 2011). Også ukontrollert økt forbrenning av PCB kontaminert avfall i utviklingsland kan bidra med redistribusjon og global økning av PCB i atmosfæren.

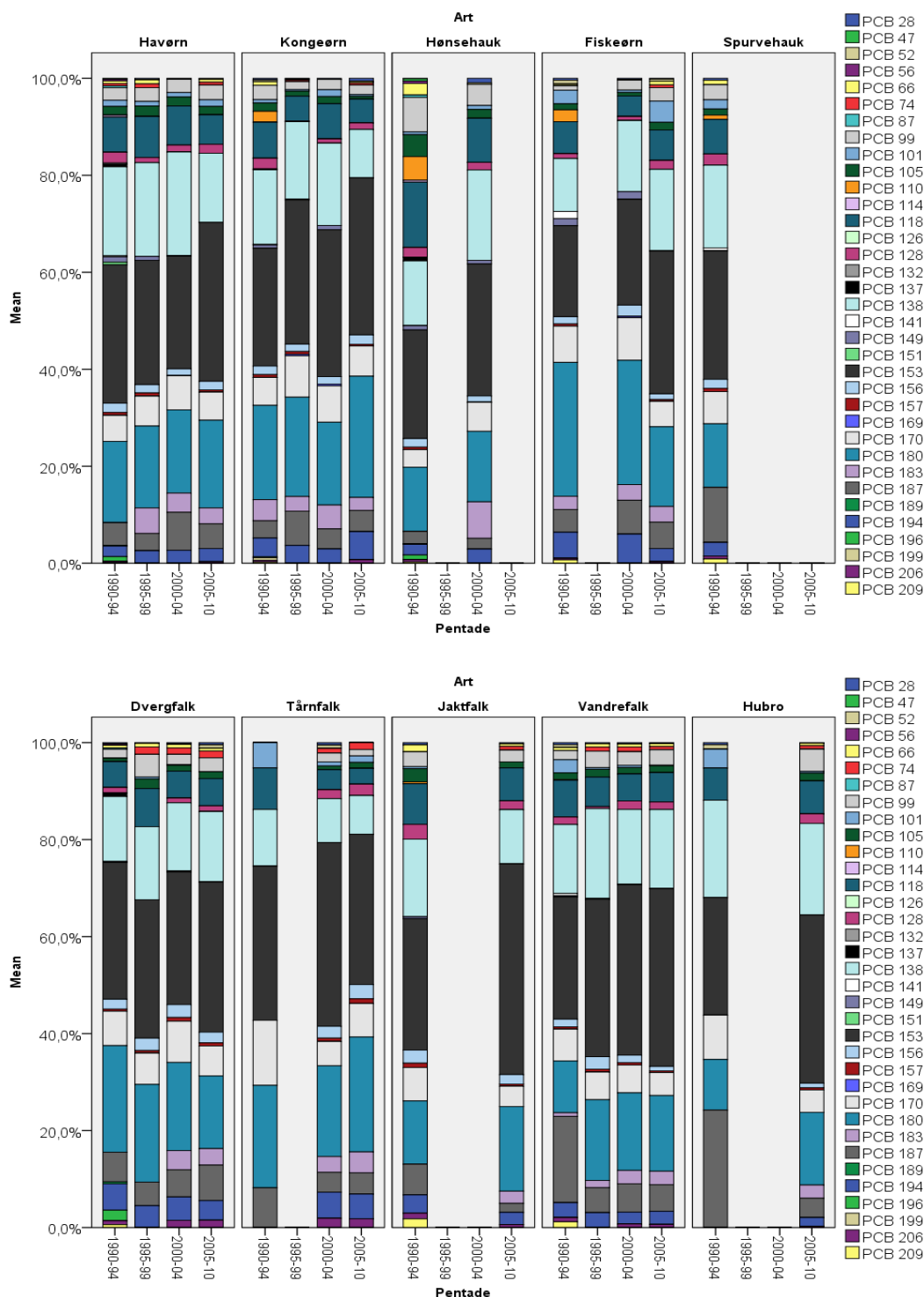
I Sverige er det påvist at det fortsatt er en signifikant negativ sammenheng mellom kullstørrelse og nivåene av PCB hos havørn, noe som tyder på at PCB virker på reproduksjonsraten (Olsson et al. 2000). Tårnfalken er den arten av samtlige som har lavest verdier. Dette kan forklares med at den befinner seg lavt i næringskjedene; den lever nesten bare av smågnagere, og det blir derfor bare to ledd i dens næringskjede.

Fordelingen mellom de enkelte kongenere og homologer av PCB er vist i **Figur 4** og **Figur 5**. I alle de undersøkte artene er det nå PCB 153, 138 og 180 de som har de høyest konsentrasjonene. Den deka-klorerte kongeneren PCB 209 er påvist i alle artene unntatt i fjellvåk og hubro. Heksa- og hepta-homologene (de med seks og sju kloratomer) dominerer stort. Det harmonerer godt med at det er disse som vanligvis har høyest bioakkumuleringssevne (har log K_{ow} på ca. 7) (Fisk et al. 1998). Den prosentvise andelen av kongenere som er dioksin-lignende mono-ortho PCBer er vist i **Figur 6**. I denne studien er det summen av PCB-kongenere no. 105, 118, 156 og 157. For de fleste artene ligger denne summen i størrelsesorden 10 % av total-PCB. En usikkerhet i forhold til tolkningene er at analysene er foretatt ved ulike tidspunkter ved ulike laboratorier, slik at de trenger ikke nødvendigvis å være helt sammenlignbare.

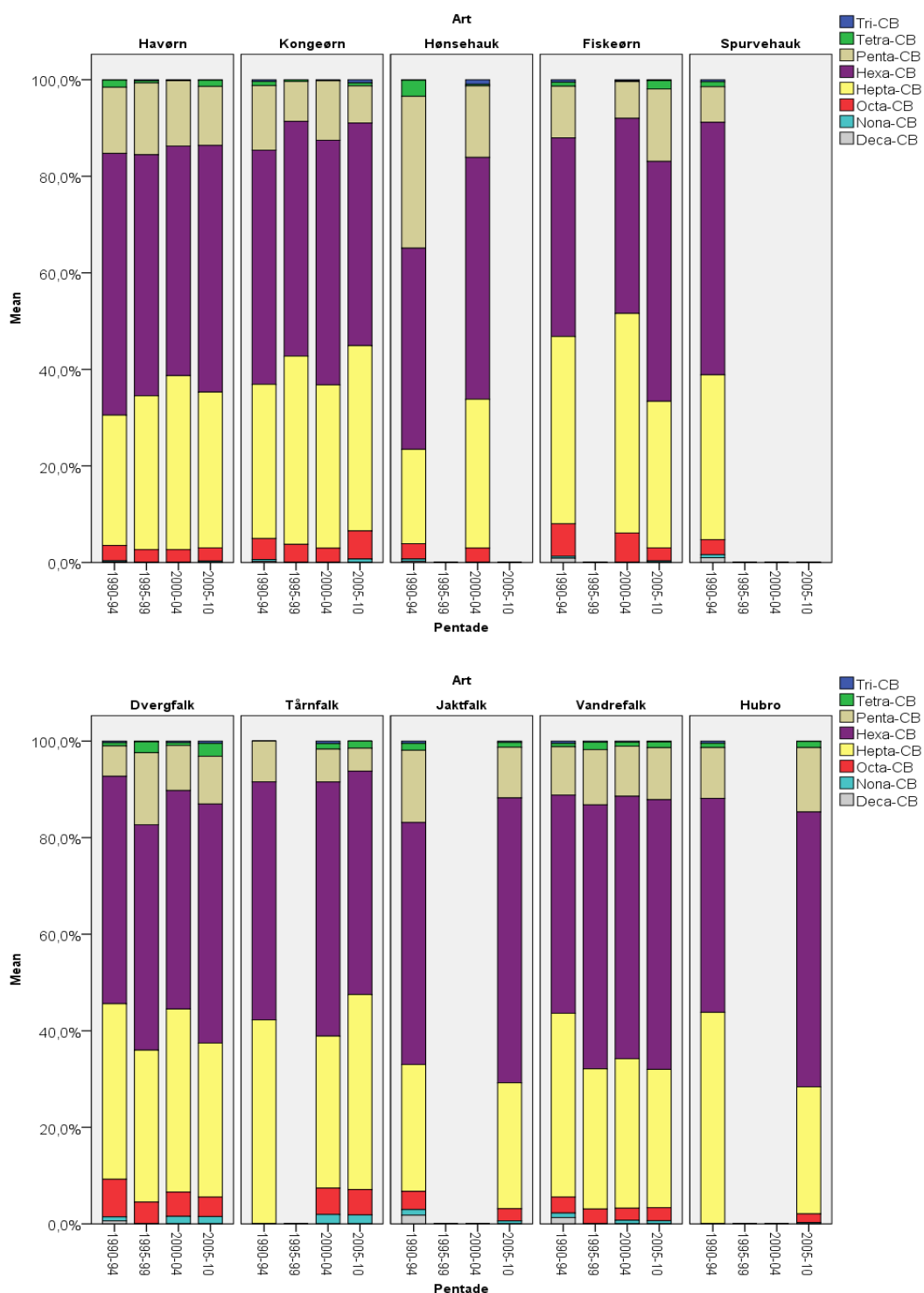
Det er mindre kjent hva som er skadelige nivåer av PCB enn for DDT. Årsaken er at DDT ser ut til å være mer giftig for fugl enn PCB, slik at eventuelle virkninger av PCB blir kamuflert av DDT. Det er antydnet en nedre grense for effekter på reproduksjon på 25 ppm PCB våtvekt hos havørn (Helander et al. 2002), men en slik grense er ikke utarbeidet for andre arter. I perioden 1980-89 hadde 20 % av havørneggene verdier over denne grensa, i 1990-99 7,3 %, og etter 2000 0 %. Tidligere var slike verdier ikke uvanlige, men etter år 2000 har vi ikke hatt så høye nivåer av noen art. Det høyeste nivået i et havørnegg i løpet av siste femårsperiode var 6,5 ppm våtvekt i et egg fra Froan i Sør-Trøndelag.



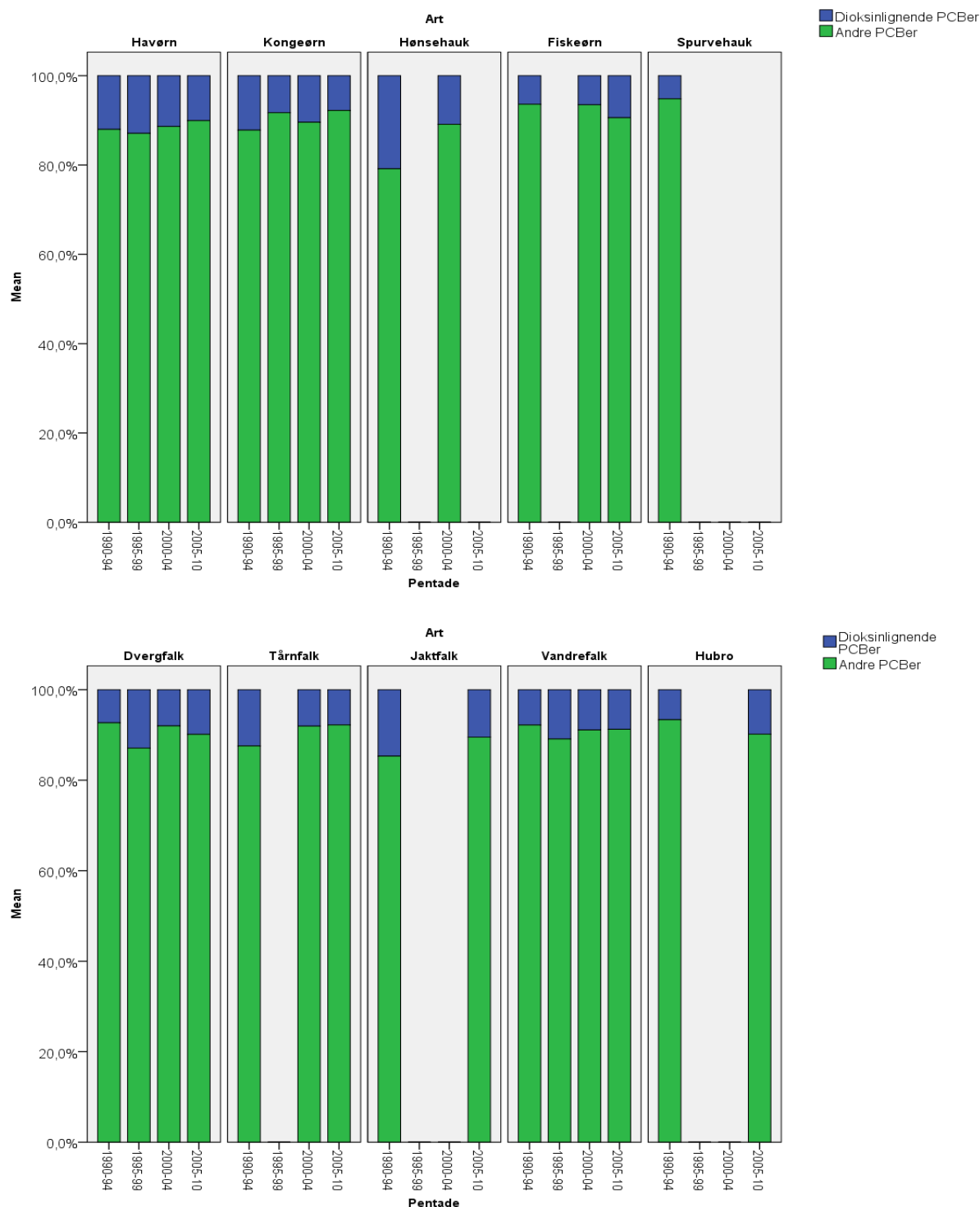
Figur 3. PCB (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1965-2010. 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull). - PCB (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1965-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.



Figur 4. Gjennomsnittlig prosentvis fordeling av PCB kongener i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. – Average percental distribution of PCB congeners in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.



Figur 5. Gjennomsnittlig prosentvis fordeling av PCB homologer i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. – Average percental distribution of PCB homologues in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.

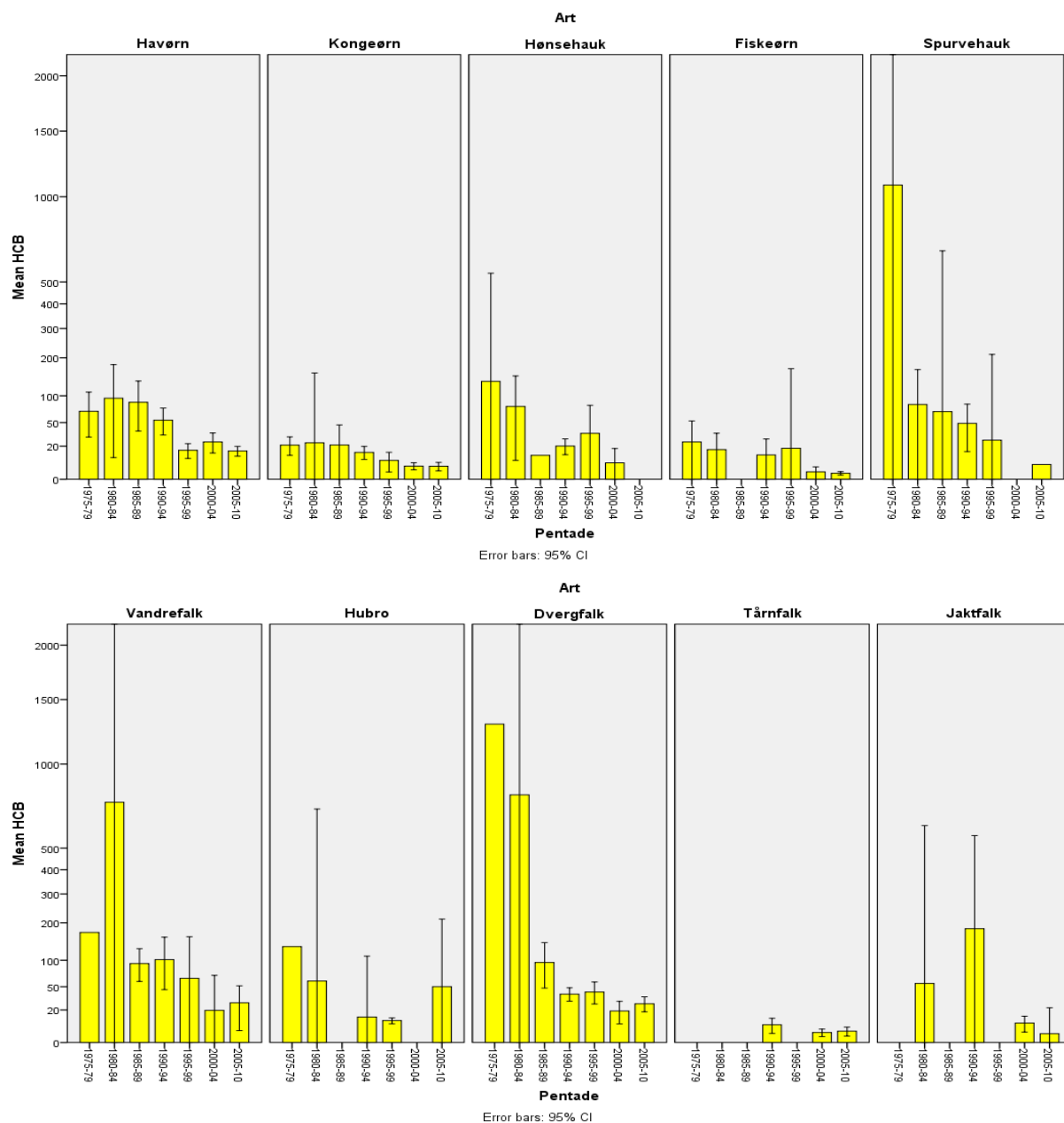


Figur 6. Prosentfordelingen av Dioksinlignende og andre PCBer i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. - The percentage distribution of dioxin-like and other PCBs in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.

4.1.3 HCB

Heksaklorbenzen er et pesticid som er produsert siden 1945 og brukt som fungicid på korn. Det er også et biprodukt som dannes ved produksjon av andre organiske forbindelser, eksempelvis

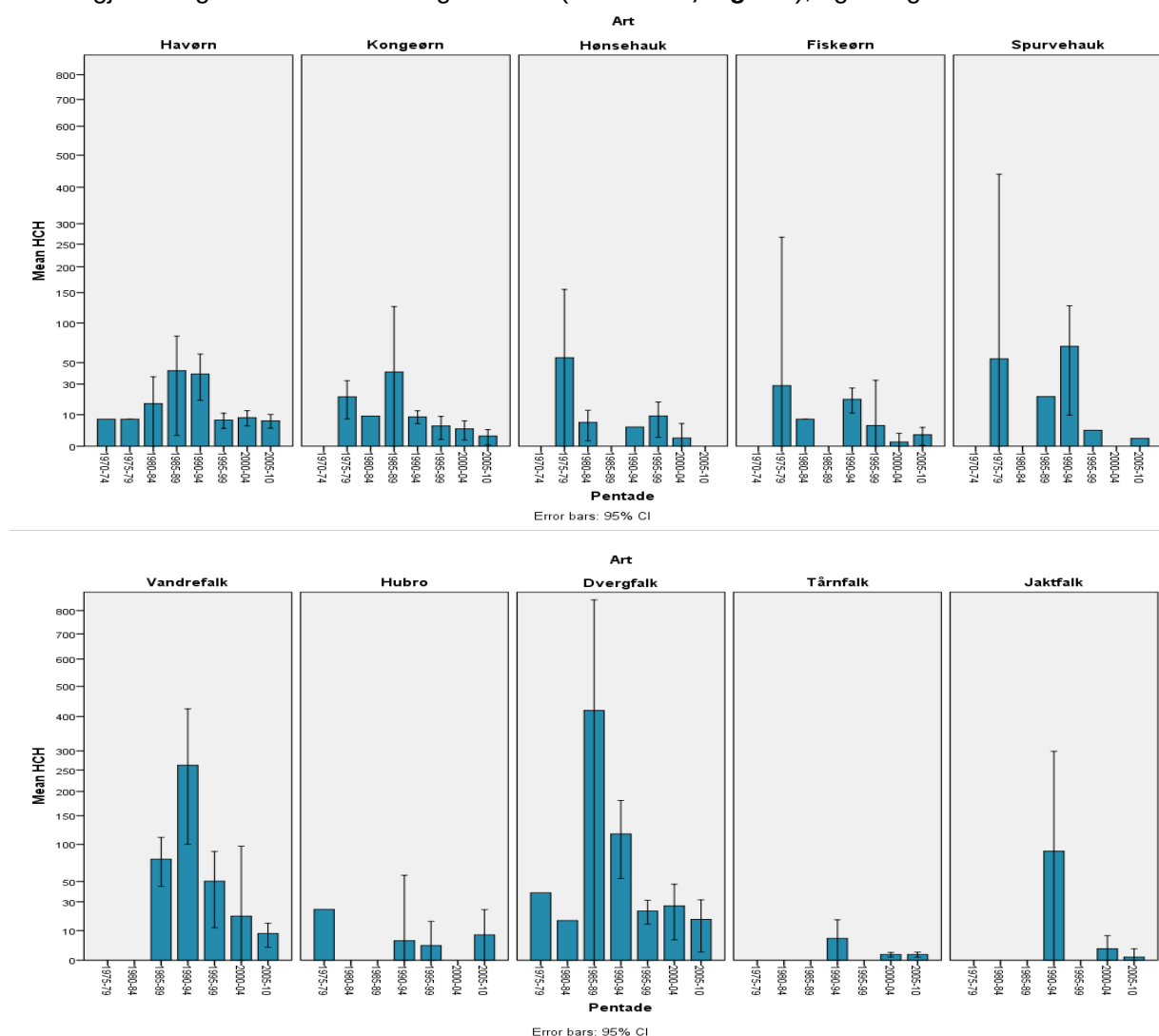
ved elektrolytisk framstilling av magnesium og klor. I større doser kan det forårsake leverskader, virke inn på nervesystemet og immunsystemet og utvikle porfyri, men har lav giftighet sammenlignet med andre klororganiske stoffer (Vos et al. 1972). I Tyrkia døde omkring 1960 ca. 2000 barn etter å ha spist brød bakt på HCB-beiset korn (Wachtmeister & Sundström 1986). I Norge ble bruk av HCB begrenset regulert på 1970 tallet, senere fulgt opp med forbud. Fra 1995 til 2003 ble de norske utslippene redusert med ca. 99 prosent. Utslippene i 2003 ble anslått til i størrelsesorden 1 kg (<http://www.miljostatus.no>). HCB er inkludert i Stockholm konvensjonen. HCB-verdiene i rovfuglene i 2005-2010 ligger jevnt på et svært lavt nivå for alle arter (**Tabell 2, Figur 7**).



Figur 7 a-b. Sum HCB (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1975-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - HCB (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1975-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels..

4.1.4 HCH

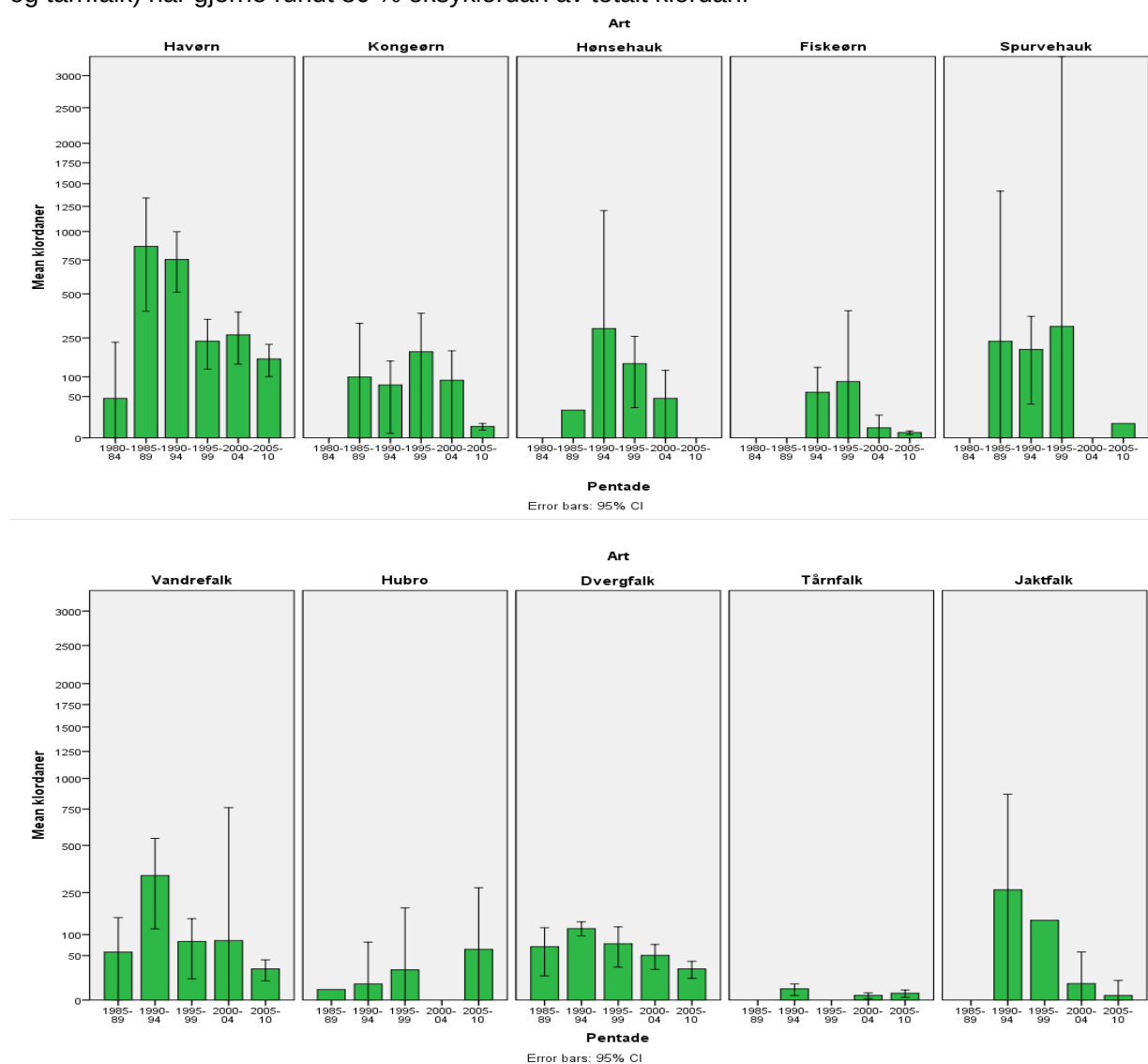
HCH (heksaklorsykkloheksan), produsert fra 1940 tallet, ble hovedsakelig brukt som plantevern-middel men også som tre-konserveringsmiddel og i human og veterinærmedisin som middel mot lus og andre parasitter. HCH forekommer enten som mikstur som består av flere ulike isomerer; 55-80 % α -HCH, 5-14 % β -HCH, 8-15 % γ -HCH, 2-16 % δ -HCH, and 1-5 % ϵ -HCH (Breivik et al. 1999). Gamma-isomerer går under handelsnavnet *lindan*. β -isomerer, som det fins litt av i tek-nisk HCH, er den mest stabile isomerer og har halveringstid på ca. 7 år.. Det skjer en isomerise-ring av γ -HCH til β -HCH i marine miljø (Moisey et al. 2001). Lindan har i Norge vært brukt som erstatning for DDT, fordi det brytes raskere ned. Den fremste virkningen av HCH er på nervesys-temet, men det kan også virke på leverfunksjoner, forplantning og immunsystemet. Lindan har vært forbudt siden 1992 i Norge og er siden 2009 blitt inkludert i Stockholm konvensjonen. Pro-duksjonen har stort sett stoppet på verdensbasis, men det finnes fremdeles tonnevis av HCH på lagerplasser (noen utendørs), spesielt i utviklingsland. Konsentrasjonene av HCH er for de fleste artene gjennomgående svært lave og fallende (Tabell 2-3, Figur 8), og er signifikant over tid.



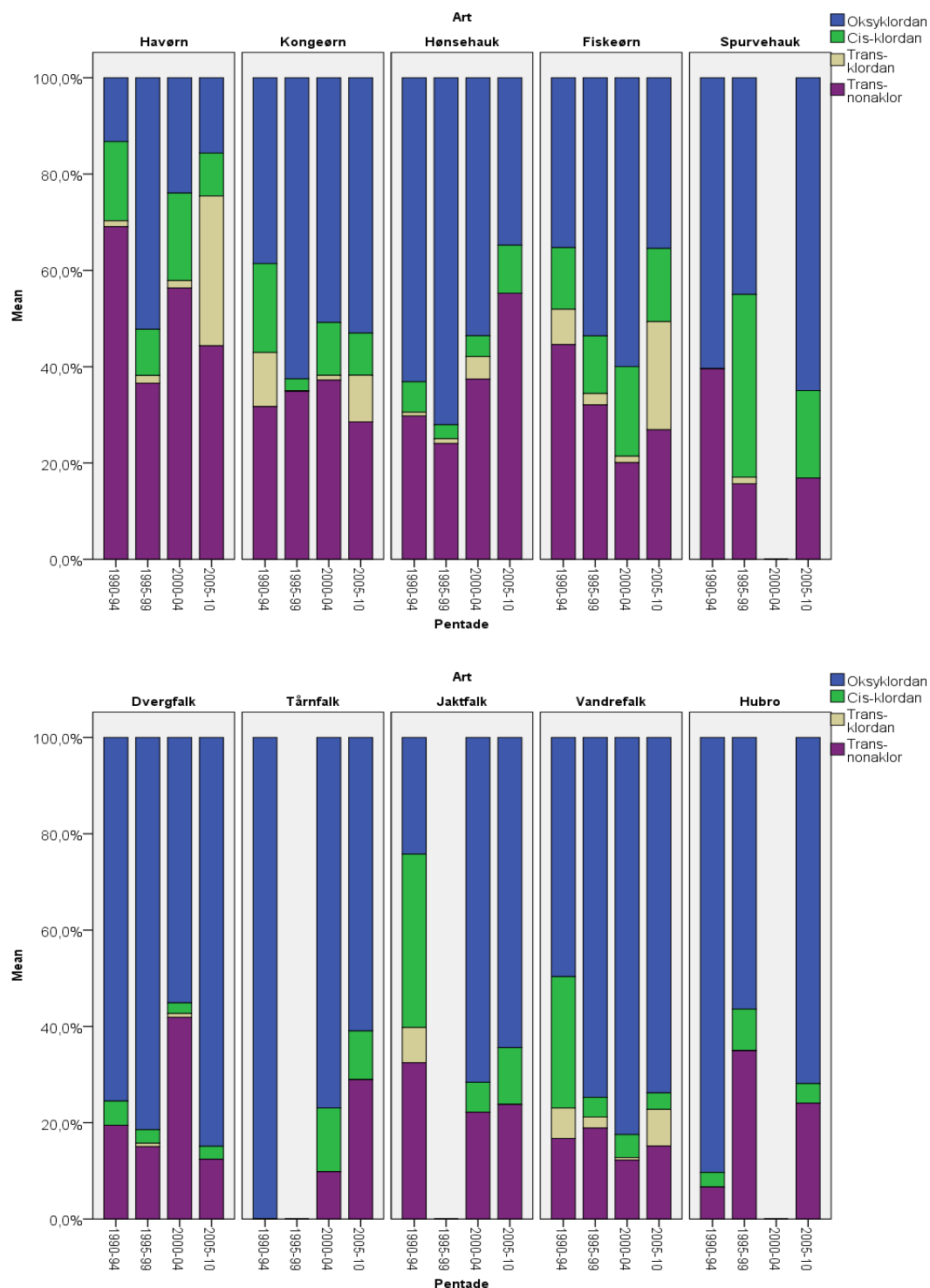
Figur 8. Sum HCH (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1975-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull.
- HCH (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1975-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

4.1.5 Klordaner

Klordanene er en gruppe insektmidler som er produsert etter 1945, og er mest brukt mot kakerlakker, maur og termitter. Klordaner består av mange forskjellige beslektede stoffer og isomerer. Klordan tilhører sykodiengruppen, og har i likhet med dieldrin høy akutt giftighet. Oksyklordan og heptaklor epoksid er metabolitter av pesticidene klordan og heptaklor. Det har vært forbud mot bruk av klordan i Norge siden 1967. Det produseres fremdeles for eksport i USA. Det er derfor mest sannsynlig at forekomsten av dette stoffet i norsk fauna stammer fra inntak av forurenset føde fra steder utenfor Norge, enten ved inntak på overvintringslokaliteter eller gjennom inntak av trekkfugler som har overvintret i forurensete områder. Nivåene er stabilt lave, og de fleste artene viser synkende konsentrasjoner over tid (**Tabell 3**). Klordanene viser ikke samme markerte fallende tendens som mange av de andre stoffene (**Figur 9**). Hos havørn, som har de høyeste konsentrasjonene, ser nivåene ut til å ha stabilisert seg rundt 200 ppb. Blant klordanene er det oksyklordan og trans-nonaklor som dominerer (**Figur 10**), og trekkende falker (vandrefalk, dvergfalk og tårnfalk) har gjerne rundt 80 % oksyklordan av totalt klordan.



Figur 9. Sum klordaner (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1980-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. – Sum chlordanes (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1980-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

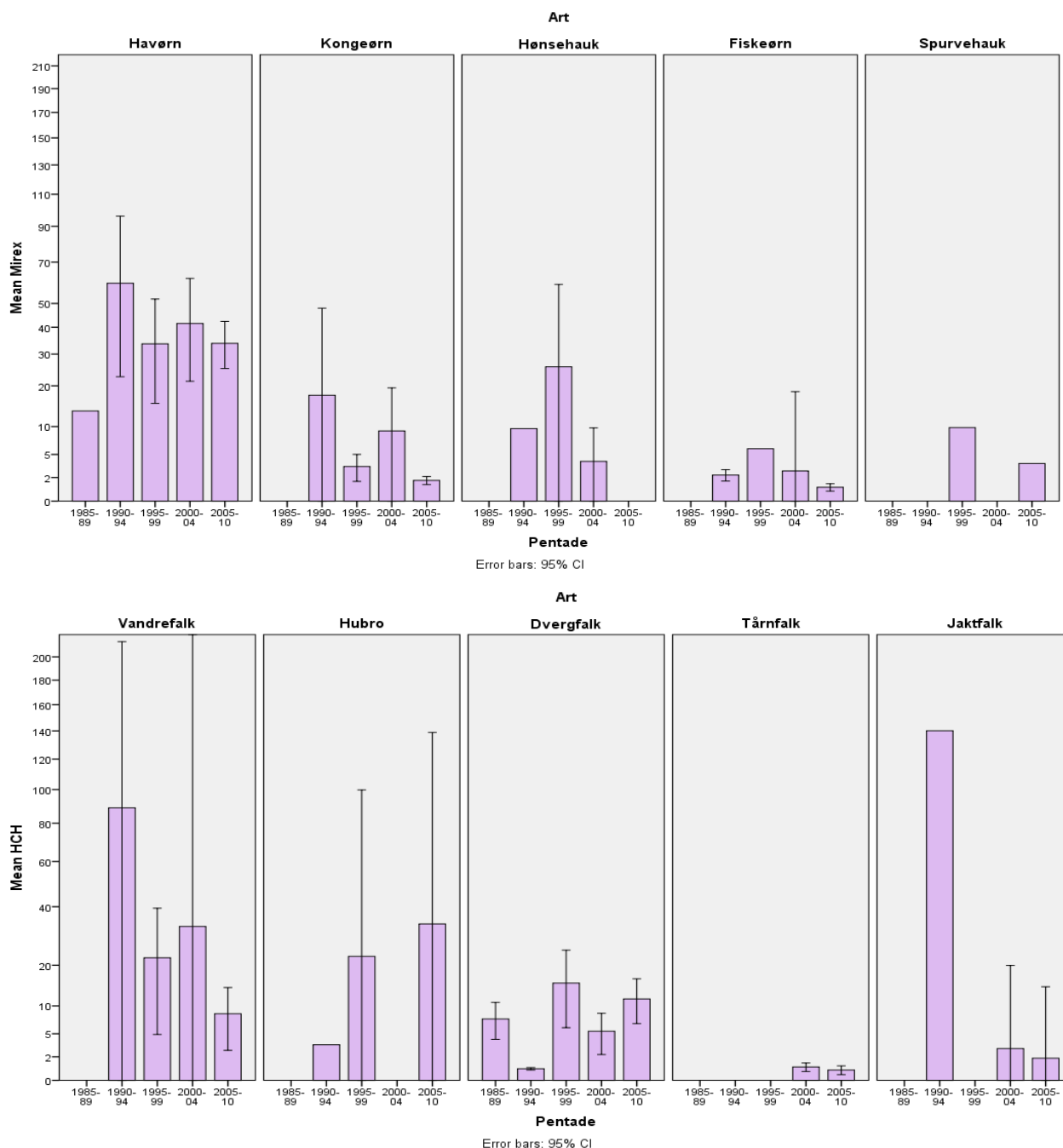


Figur 10. Gjennomsnittlig fordeling av klordaner i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010 – Average distribution of chlordanes in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.

4.1.6 Mirex

Mirex er et klororganisk insektmiddel som siden midt på 50 tallet i stor utstrekning er blitt brukt i Amerika som maurbekjempningsmiddel og mot termitter i Australia. Det er også brukt på samme måte som PCB til isolatorvæske i elektriske komponenter og som flammehemmer. Det har høy

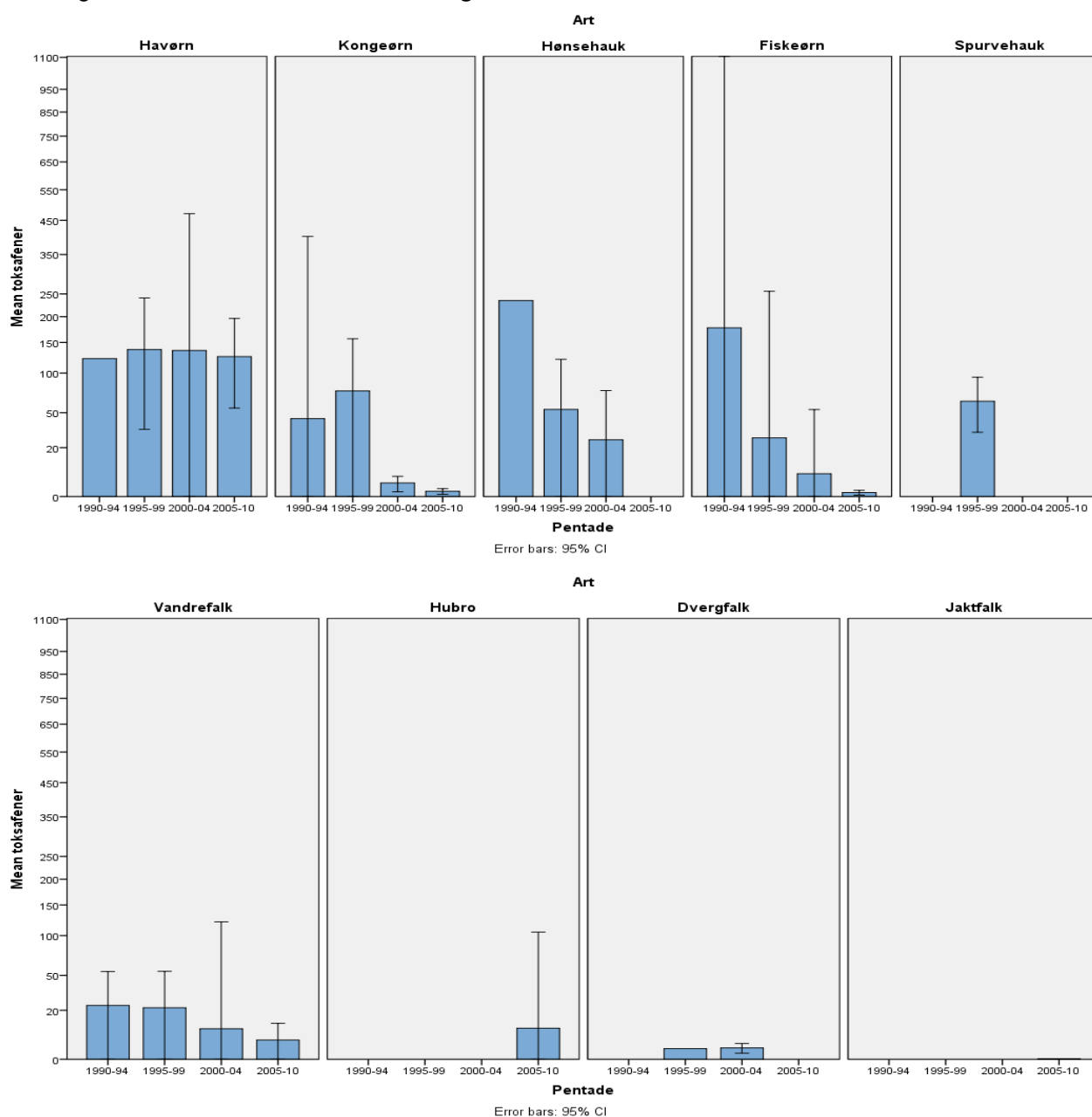
persistens (halveringstid er 10 år i jord) og giftighet, og bruken ble begrenset i USA allerede i 1978. Siden 2005 ble det total forbudt og er del av Stockholm Konvensjonen. Det er vist at Mirex kan være skadelig i naturen i konsentrasjoner helt ned i 2-3 ppb i vann og 0,1 ppm i føde. Patterdyr ser ut til å være mer følsomme enn fugl (Eisler 1985). Mirex er tungt nedbrytbart, og deltar i det store globale kretsløpet av langtransporterte persistente miljøgifter. Mirex-nivåene er nå svært lave (**Figur 11**) slik at det nå er tatt ut av analyseprogrammet i denne studien. Verdiene i de siste søylene viser derfor data bare fra 2005.



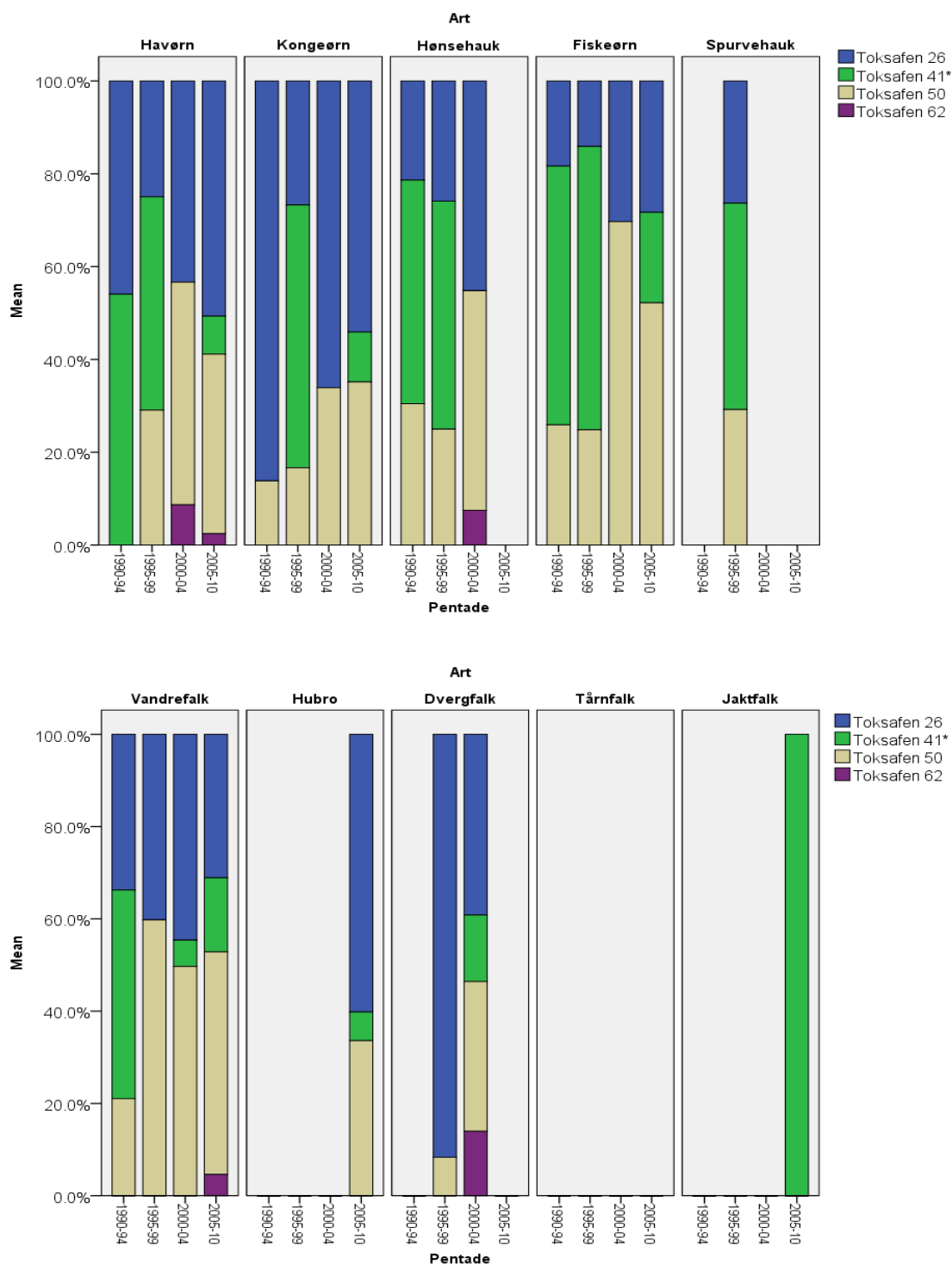
Figur 11. Mirex (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1985-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - Mirex (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1985-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

4.1.7 Toksafener

Toksafener er en gruppe av stoffer som i stor utstrekning er blitt brukt i USA for å bekjempe insekter i bomullsproduksjonen siden 1949. Toksafen består av en kompleks mikstur av 300 mulige blandinger av polyklorete bornaner og kamfener. Halveringstiden varierer mellom 100 dager til 12 år. Stoffet virker inn på nervesystemet, og fisk er en spesielt følsom gruppe. Toksafen har vist seg å være et av de mest utbredte organiske miljøgiftene blant de som påvises i arktisk fauna. Toksafen har ikke vært tillatt brukt i Norge (<http://www.sft.no>). Toksafenene er langtransporterte og som stort sett finnes bare i lave konsentrasjoner i Norge. Materialet er ikke stort nok til å si om det har vært en nedgang i nivåene (**Tabell 2**), men den sammenfallende tendensen hos alle arter tyder på det. Verdiene i havørnegg ligger konstant høyt i forhold til de andre artene (**Figur 12**). Fordelingen av de ulike bornaner er vist i **Figur 13**.



Figur 12. Sum toksafener (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - DDE (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

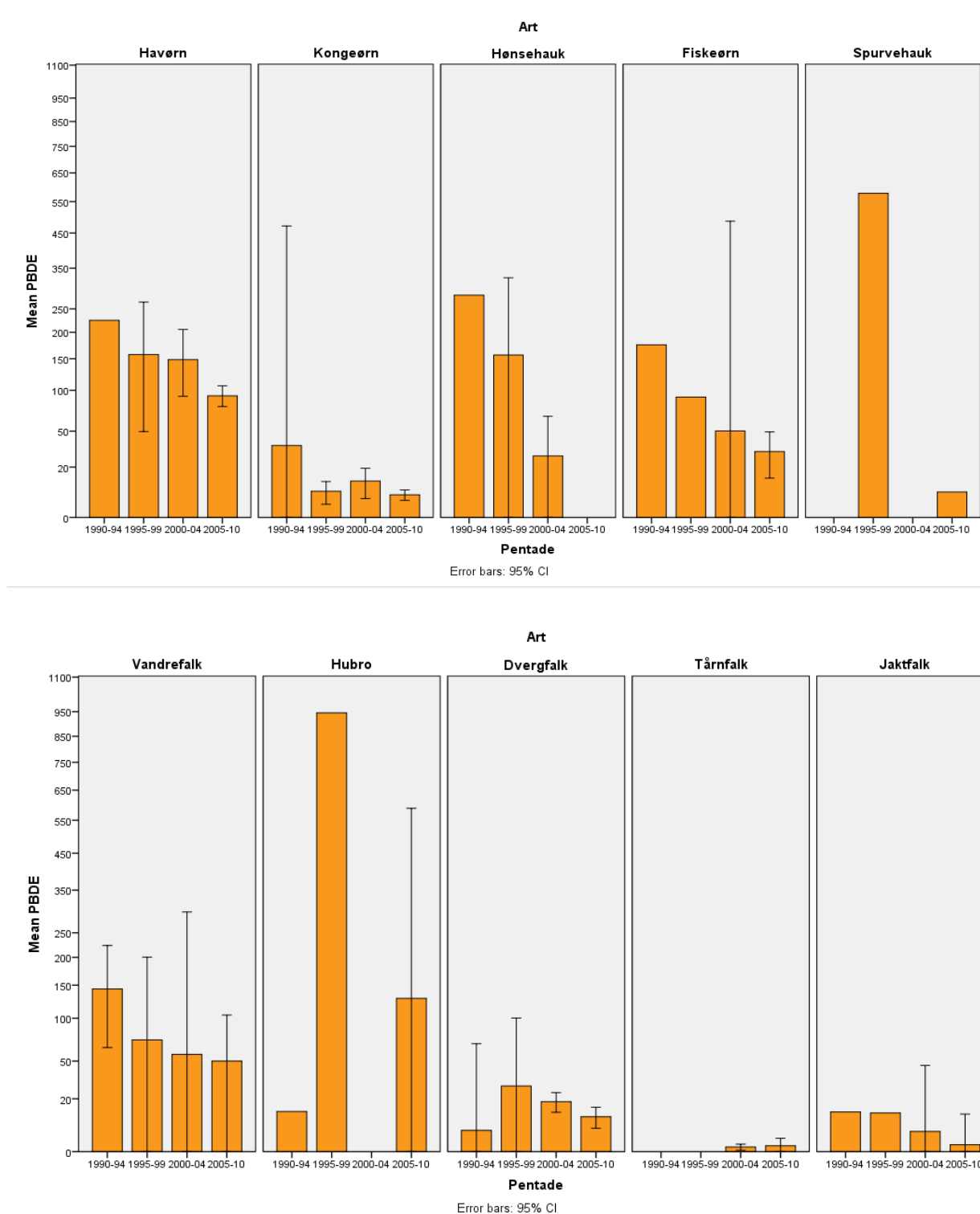


Figur 13. Gjennomsnittlig fordeling av toksafener i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2010 (ppb, ferskvekt). *Toksafen 40 og 41 er slått sammen til Toxafene 41. – Average distribution of toxaphenes in eggs of some Norwegian birds of prey 1991-2010 (ppb, fresh weight) * Toxaphene 40 and 41 are grouped into Toxaphene 41.

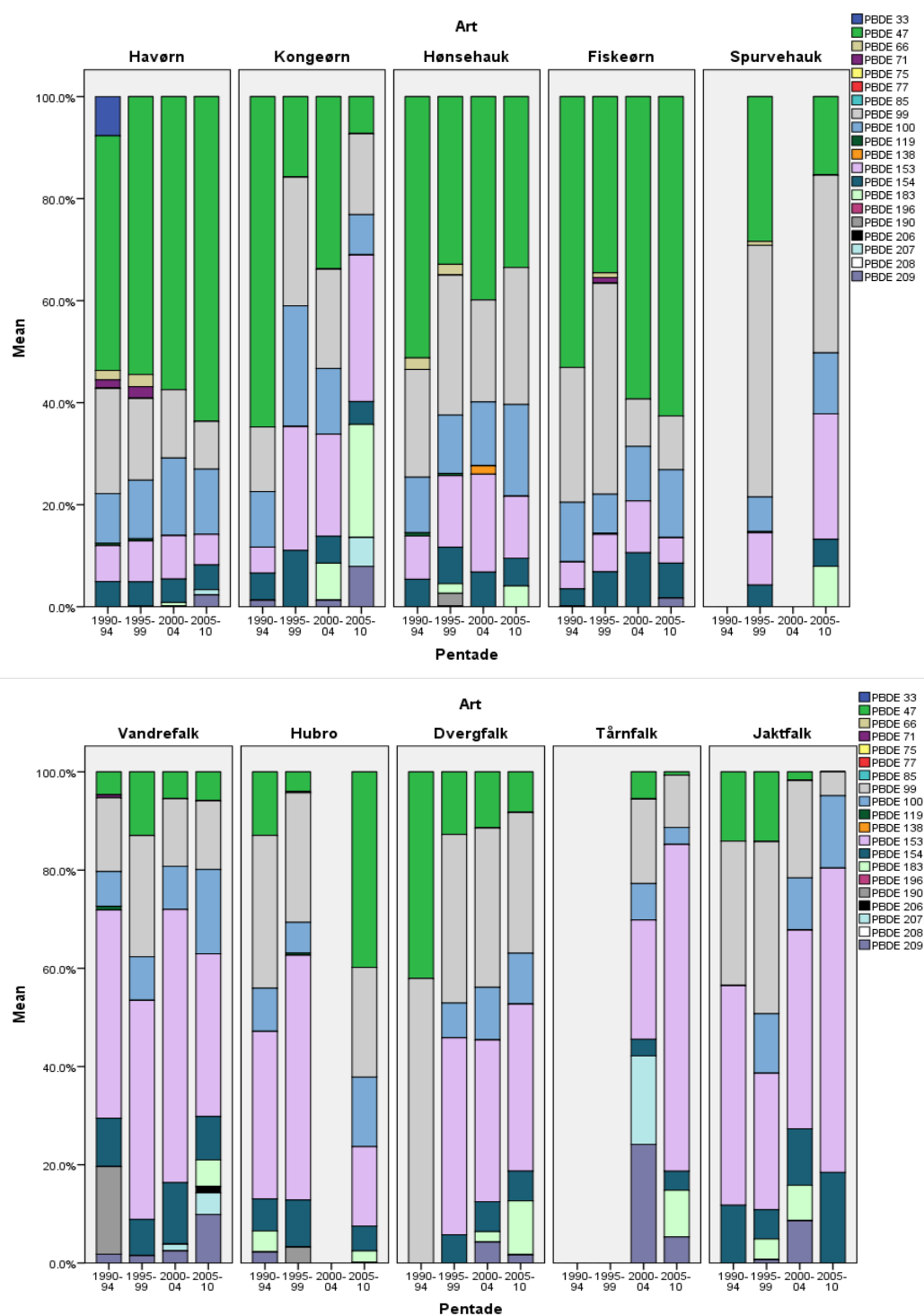
4.1.8 Bromerte flammehemmere

Bromerte flammehemmere har vært produsert i mange tiår. I denne gruppen finner vi polybromerte difenyletere (PBDE) som består bl.a. av penta-, okta- og dekabromdifenyletere, polybromerte bifenyler (PBB), tetrabrombisfenol A (TBBPA), og heksabromsyklododekan (HBCDD). Mange av disse stoffene har kjemiske egenskaper som minner om PCB. Kilder er lekkasjer fra elektrisk utstyr, datautstyr, bygningsmaterialer (isolasjonsmaterialer), bilinventar og tekstiler som er behandlet med flammehemmere. Giftigheten til disse stoffene er fremdeles mangelfullt dokumentert. Forekomst i organismer langt fra mulige kilder tyder på at det deltar i det globale kretsløpet (De Wit 2002, de Boer et al. 1998, Law et al. 2003, Letcher & Behnisch 2003), og noen kongenere er identifisert som hormonhemmere (Mercado-Feliciano & Bigsby 2008). HBCDD har vist seg å påvirke læring hos mus (Eriksson et al. 2006) og skade enzymesystemer og DNA hos ørekyte (Zhang et al. 2008). Penta- og okta-bromerte difenyler er inkludert i Stockholm Konvensjonen og det arbeides med å få inkludert HBCDD.

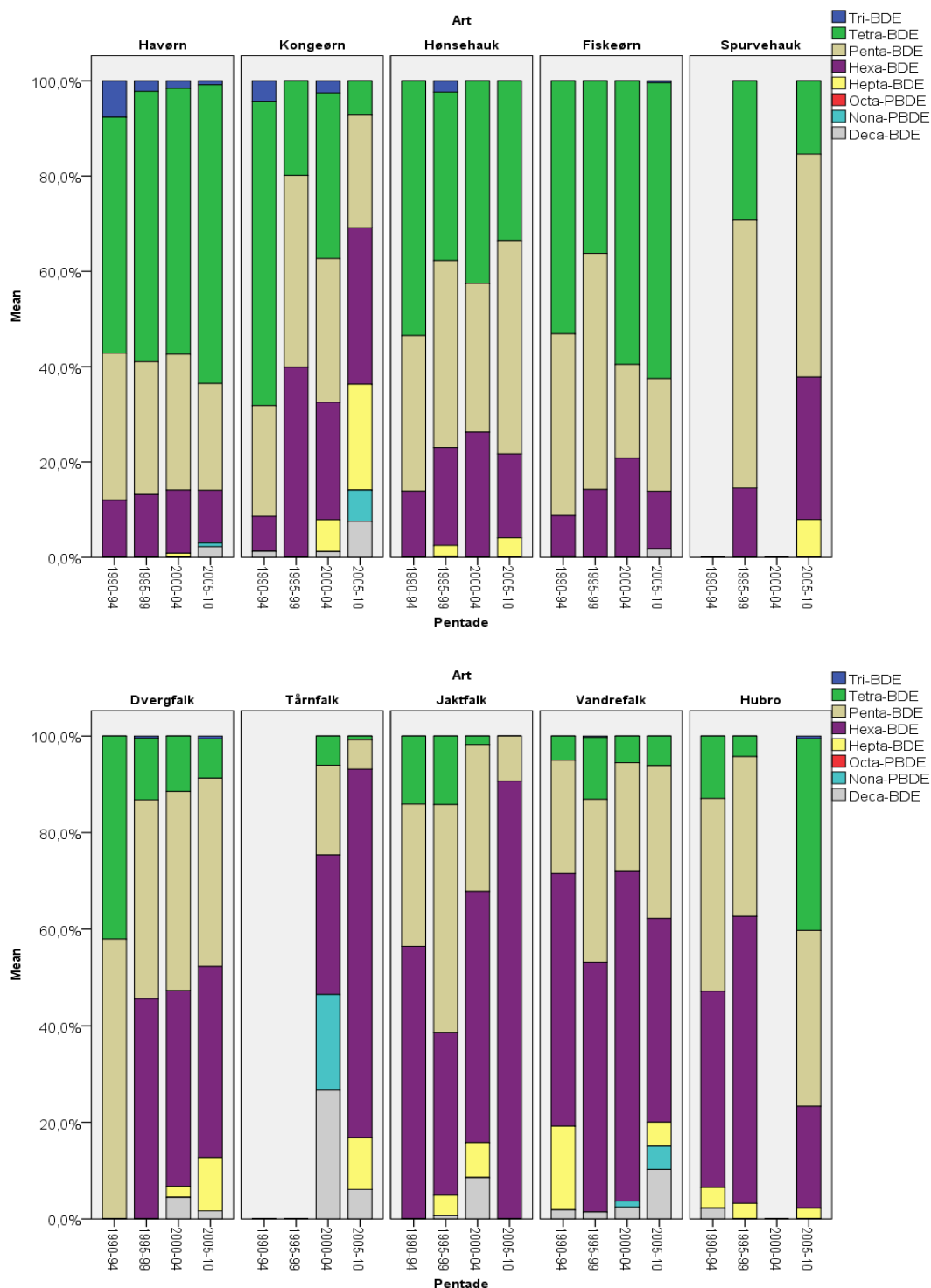
Det er forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke stoff og stoffblandinger som inneholder 0,1 vektprosent eller mer av penta- og okta-BDE i Norge. Forbudet gjelder også produkter eller flammehemmende deler av produkter. Forbudet er i tråd med EUs regler. Avfall som inneholder penta-BDE, okta-BDE, deka-BDE, HBCD eller TBBPA er definert som farlig avfall. Fra 1. juli 2006 er det forbudt å bruke de bromerte flammehemmerne PBB og PBDE i de fleste EE-produkter. Forbudet gjelder import, produksjon, eksport og omsetning (<http://www.miljostatus.no>). Data fra ulike biota i tempererte og arktiske strøk har vist stigende nivåer, særlig i Arktis, men det er forventet en nedgang ut i fra restriksjoner og forbud i bruken (Law et al. 2003). Våre data fra rovfugl tyder på at tendensen allerede er stabilisert eller fallende i fastlands-Norge (**Tabell 2, Figur 14**), men materialet er for lite og inhomogent til å trekke klare konklusjoner. Det er en avtagende tendens hos alle arter, men bare hos vandrefalk og dvergfalk er tendensen signifikant (**Tabell 3**). Ser en på de ulike kongenerne av PBDE, er det PBDE 47, 99, 100 og 153 som er de som har de høyeste nivåene (**Figur 15**). Dette er i tråd med hva som er funnet andre steder (Herzke et al. 2003). PBDE 209 er også påvist hos de fleste artene. Når det gjelder homologer, så er tetra-, penta- og hekso PBDE vanligst forekommende (**Figur 16**). PBB- og HBCD-nivåene er mye lavere enn PBDE-nivåene og ligger som oftest under 1 ppb for alle arter. De høyeste nivåene av PBDE finner vi nå i havørn, vandrefalk og hubro. Arter som tilhører rent terrestriske næringskjeder, som kongeørn, dvergfalk, tårnfalk og jaktfalk, har svært lave verdier. Verdiene i norske vandrefalk ligger omtrent på samme nivå eller noe under det som er funnet i vandrefalk i Sverige (Johansson et al. 2009), men det svenske materialet er i snitt noe eldre enn det norske (fra perioden 1987-99), og det kan være nok til å forklare forskjellen. Såpass lite er kjent om eventuelle negative virkninger av bromerte flammehemmere på fugl at det er vanskelig å si noe om de funne nivåene har negative effekter.



Figur 14. Sum PBDE (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - PBDE (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.



Figur 15 a-b. Gjennomsnittlig fordeling av PBDE kongenere i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. – Average distribution of PBDE congeners in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.



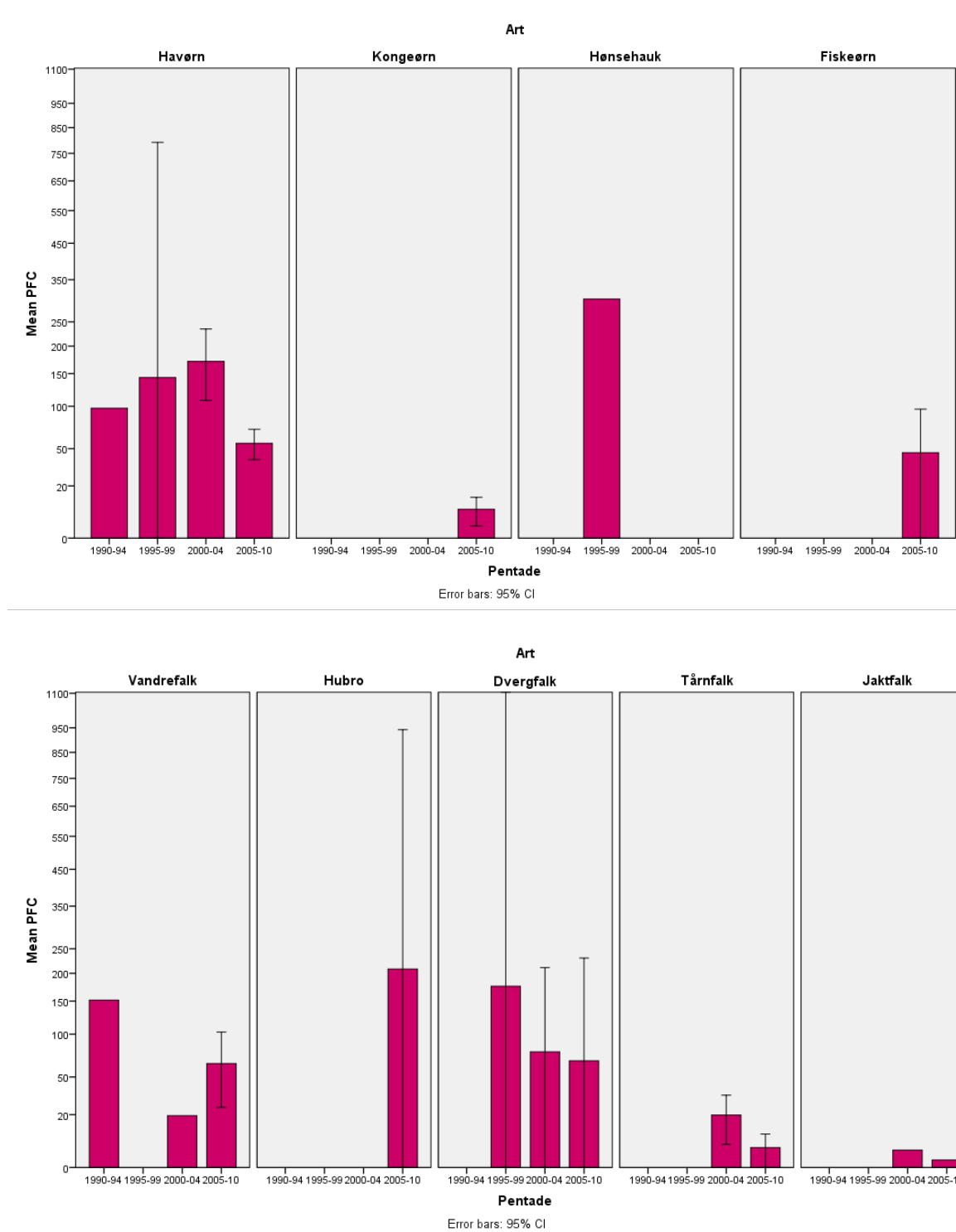
Figur 16. Gjennomsnittlig fordeling av PBDE-homologer i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. – Average distribution of PBDE homologues in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2010.

4.1.9 Perfluorerte alkylstoffer

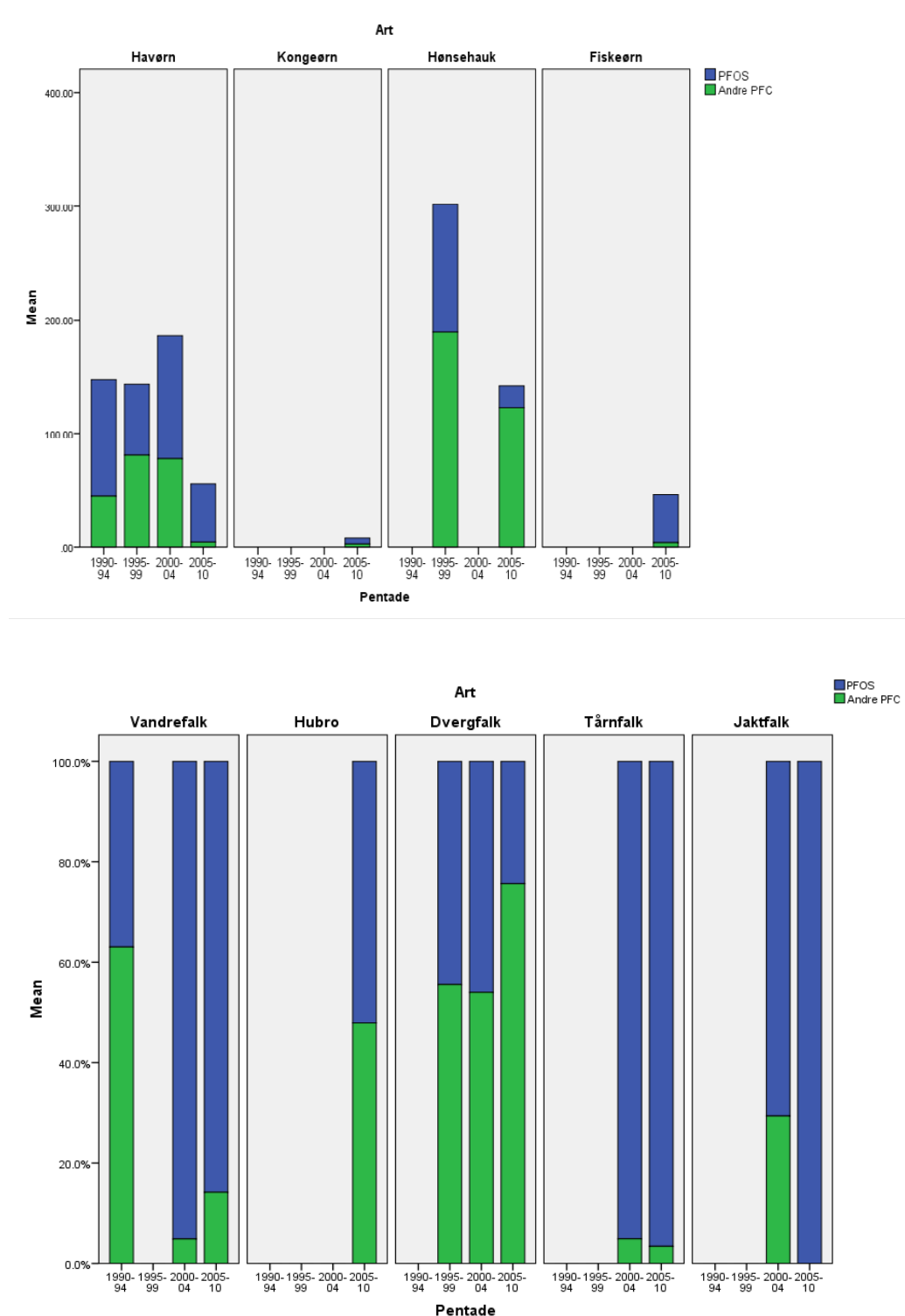
PFCs (polyfluorerte organiske forbindelser), også heretter kalt perfluorerte alkylstoffer (PFAS) tilhører en stor gruppe kjemiske stoffer som inkluderer for eksempel PFOS (perfluoroktanylsul-

fonat), PFOA (perfluorert oktansyre) og fluortelomeralkoholer. Den kjemiske strukturen av PFAS er ulik de andre miljøgiftene som er beskrevet i denne rapporten ved at de består av karbonkjeder av diverse lengder (fra C₄-C₁₈) som helt eller delvis er bundet til fluoratomer. Forbindelsene er svært stabile. PFAS inkludert PFOS-relaterte forbindelser har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet. PFOS er kjent fra 3Ms «Scotchgard», mens PFOA er en av bestanddelene i «Teflon». PFAS blir ikke produsert i Norge, men forbruket i Norge i 2003 ble anslått til mellom 270 og 300 tonn. Stoffene brukes hovedsakelig på grunn av sine gode overflateegenskaper, mens noen av PFAS er brukt brandslukningsmidler (<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/PFOS-PFOA-og-andre-PFCs/>). På grunn av sine kjemisk/fysiske egenskaper er PFAS løselige i vann og spres via havstrømmer og gjennom luft til avsidesliggende områder slik som Arktis. PFAS blir bioakkumulert og biomagnifisert i levende organismer og er funnet i dyr og mennesker over store deler av verden. (Lau et al. 2007). Blant annet er stoffene funnet i isbjørn (Kannan et al. 2005). Undersøkelser har vist høyest konsentrasjoner i fiskespisende fugl på toppen av næringskjeden (Kannan et al. 2001). En nordisk undersøkelse i 2003 påviste PFAS-stoffer i alle de nordiske landene (Kallenborn et al. 2004). Dyreforsøk har vist toksiske effekter i lever, immun- og utviklingssystem og vist hormonelle effekter (Lau et al. 2007). I biota er det spesielt PFOS og PFCA som dominerer. Det er påvist sammenhenger mellom konsentrasjonene av PFOS og nivåene av ulike enzymer i lever hos frittlevende blåmeis og kjøttmeis i Nederland (Hoff et al. 2005). PFOS ble inkludert i Stockholm Konvensjonen og ble forbudt i 2007. Etter dette har produksjonen av PFOS gått ned mens produksjonen av PFOSA har steget tilsvarende. PFAS blir overført fra mor til barn via morsmelk (Kärman et al. 2007, Lau et al. 2007) og overføres fra morfugl til egget (Kannan et al. 2001). Kommunale avløp og fyllinger ble identifisert som viktige kilder til utslipp. Utløp fra deponier og renseanlegg inneholdt noe PFOS-relaterte forbindelser, men også andre PFAS-stoffer, spesielt PFOA.

For første gang er vi i stand til å presentere nivåer og trender av perfluorerte alkylstoffer i norske rovfugler som strekker seg over mange år. Det er påvist PFAS både i isbjørn, polarmåke og i sjøpattedyr i norske arktiske farvann (Rotander et al. 2012, Smithwick et al. 2005, Verreault et al. 2005). En finner de høyeste nivåene vanligvis i plasma, dernest lever og egg. Overraskende høye verdier ble funnet i et hubroeegg fra Hitra i 2005, med over 1000 ppb på ferskvektsbasis av sum PFAS (**Figur 17**). Dette er høyere enn de høyeste verdiene som ble funnet hos polarmåke og teist på Svalbard (Haukås 2005, Verreault et al. 2005), og høyere enn i egg av toppskarv og ærfugl på Sklinna (Herzke et al. 2006). Hubroeegget hadde sannsynligvis de høyeste konsentrasjonene av PFAS som er kjent i Norge til nå. Effektforsøk på vaktel og stokkand indikerer en nedre grense for biologiske effekter på 350 ppb PFOS på våtvektsbasis (Newsted et al. 2005). PFOS var det stoffet som hadde de høyeste konsentrasjonen i alle artene. Havørn, vandrefalk, dvergfalk og hønsehauk hadde også høye verdier; alle disse hadde verdier høyere enn det som er funnet hos polarmåke på Svalbard (Verreault et al. 2005). I denne studien ble det funnet langkjedete perfluorerte karbonsyrer- både med ni, ti, elleve, tolv, tretten og fjorten karbonatomer i kjeden. PFAS-nivåene er på høyde med nivåene av bromerte flammehemmere. Det er en nedadgående tendens i nivåer hos de fleste arter, men bare for havørn er tendensen signifikant (**Tabell 3**). PFOS er den dominerende PFAS hos de fleste arter og utgjør ofte ca. 50 % eller mer, men hos vandrefalk, tårnfalk og jaktfalk utgjør PFOS nesten all PFAS (**Figur 18**). Det er vanskelig å finne noen forklaring på disse artsforskjellene, men det kan være knyttet til næringsvalg.



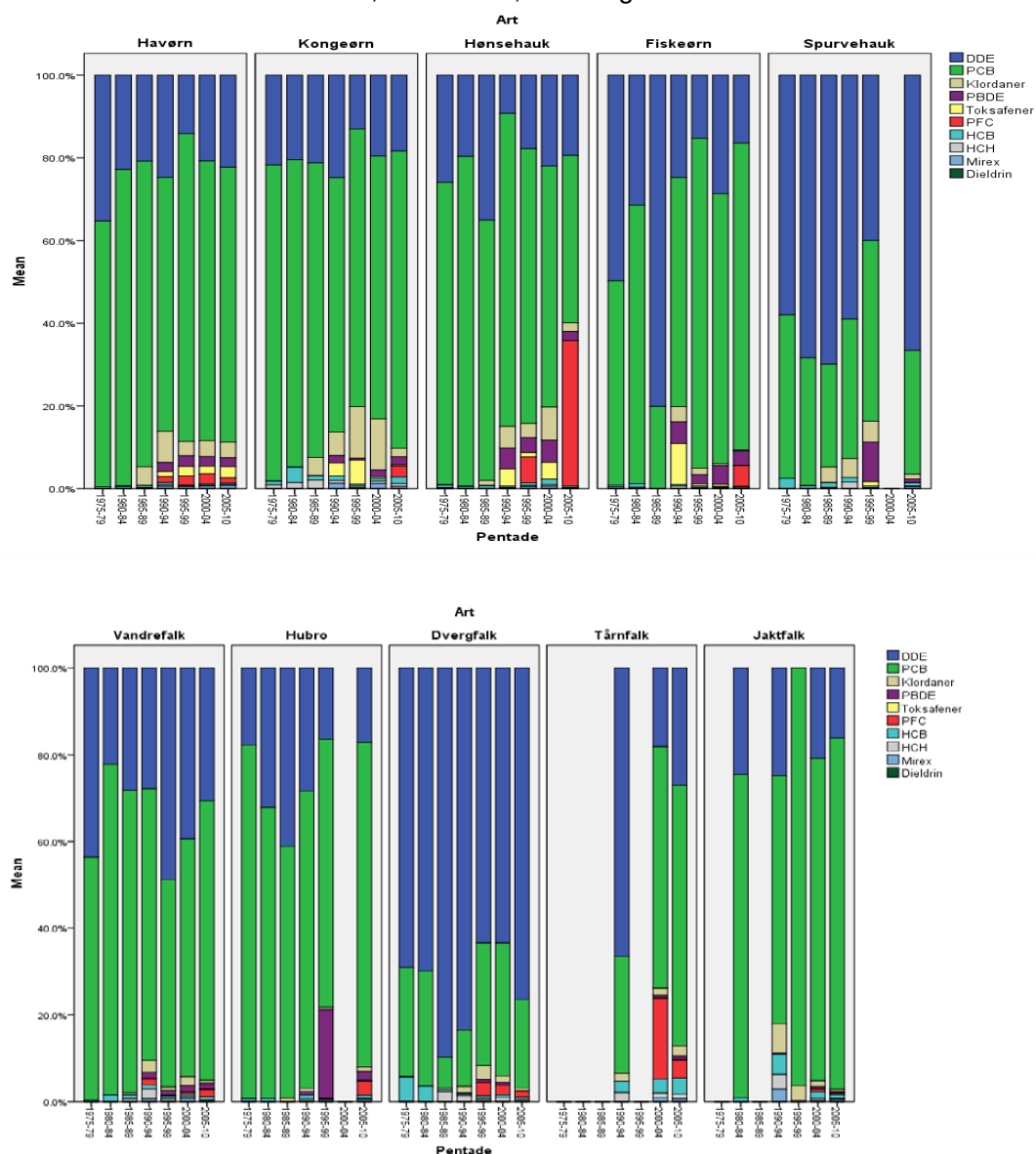
Figur 17. Sum polyfluoreerte alkylstoffer (PFAS) (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull. - PFAS (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.



Figur 18. Fordelingen av PFOS i forhold til summen av andre PFAS-er i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010. – The relation between PFOS and sum of other PFAS in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2010.

Ser en på mengdeforholdet mellom de forskjellige organiske miljøgiftene, er det klare forskjeller mellom artene. PCB dominerer hos de fleste arter, og utgjør som oftest 60-80 % av det totale innholdet, og det har holdt seg slik over flere tiår (**Figur 19**). Unntakene er spurvehauk og dvergørn, hvor PCB-innholdet utgjør bare 30-40 %. Hos disse to artene er det DDE som

dominerer, med ca 60-70 %. Hva dette skyldes er ikke klart, med det er nærliggende å tro at dette har sammenheng med næringsvalg. Disse to artene lever i hovedsak av små terrestriske fugler av spurvestørrelse, og mange av disse er trekkfugler. Begge artene er også trekkfugler, som overvintrer i hovedsak i Sørvest-Europa. Vandrefalken, derimot, som også er en fuglespiser, har vanligvis større innslag av marine fugler i sin diett, og dette kan være årsaken til forskjellen. Det er imidlertid overraskende at jaktfalken har såpass stor andel av PCB i eggene, da den er spesialist på ryper, som er helt terrestriske. Imidlertid er rypene standfugler, som i motsetning til trekkende spurvefugler aldri drar ut av landet. Andelen som utgjøres av andre miljøgiftgrupper er i størrelsesorden 5-20 % til sammen. Det svært begrensede antallet egg i noen art/tidsgrupper gjør det vanskelig å spekulere i enkelttilfeller av høye verdier av enkelte stoffer. Allikevel skal en merke seg enkelte høye verdier av PFAS de senere årene. Det må også tilføyes at det er bare fra materiale analysert fra 1990-tallet og utover at det er analysert for de «nye» miljøgiftgruppene som bromerte flammehemmere, toksafener, Mirex og PFAS.

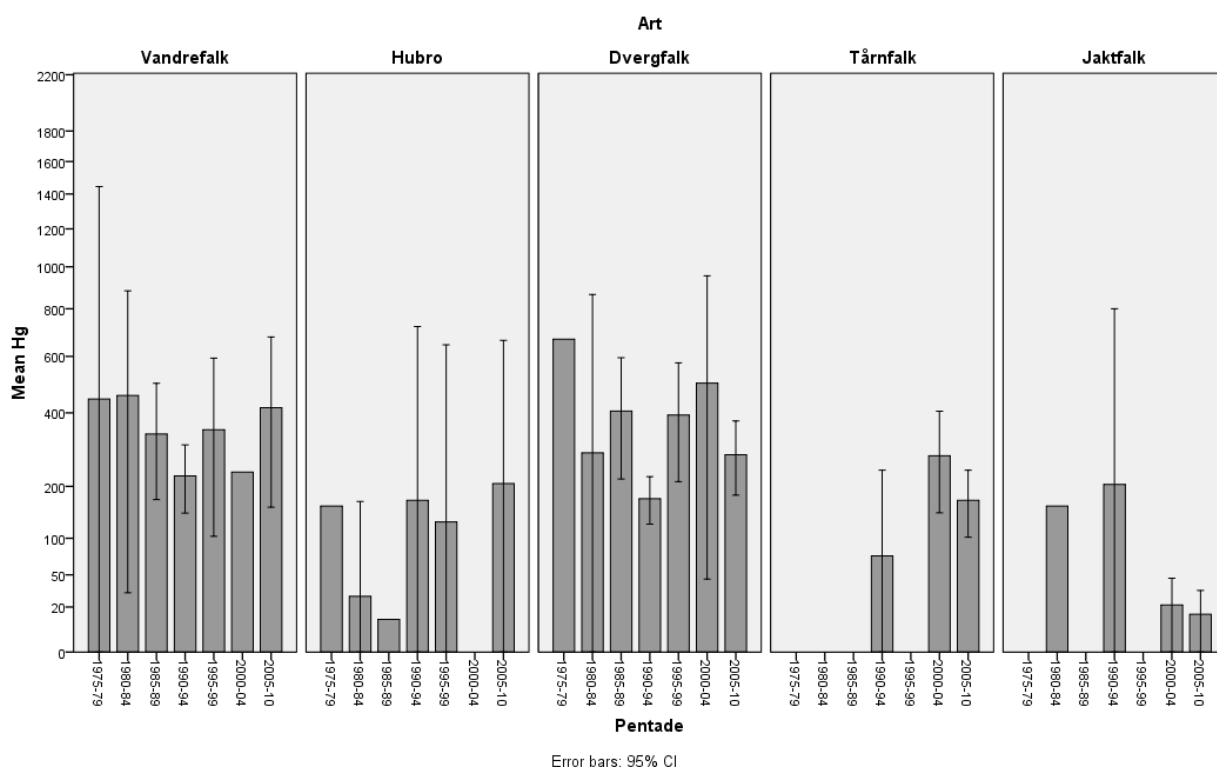
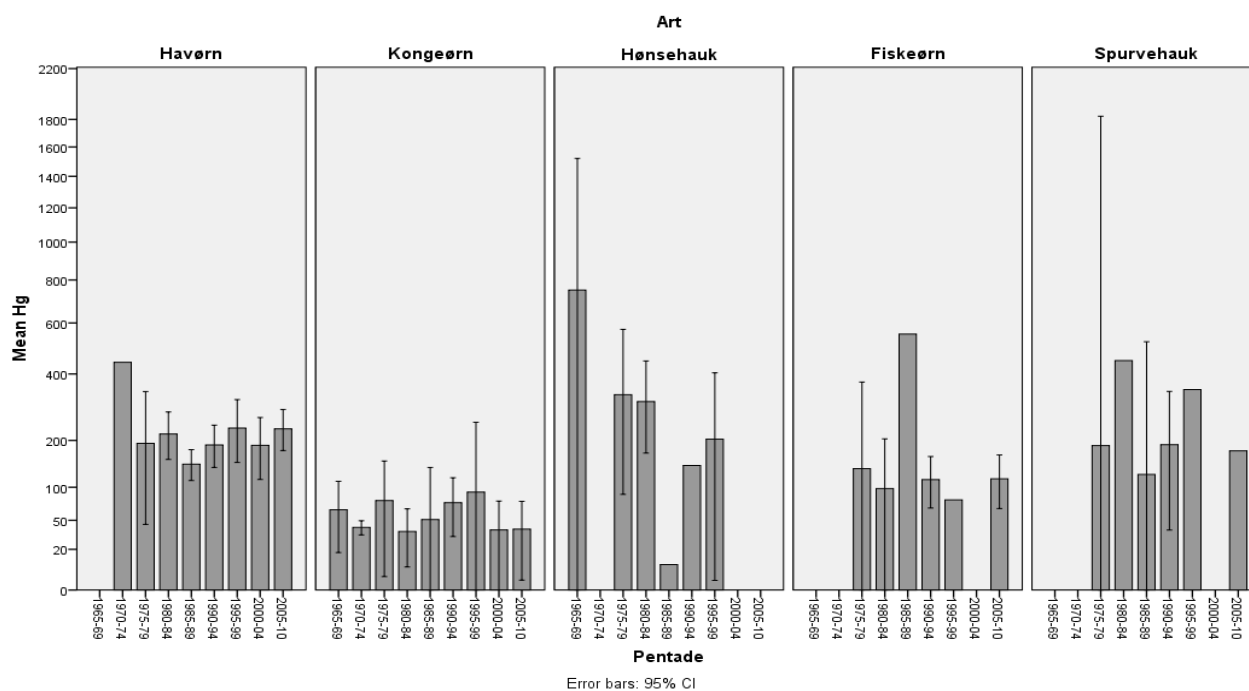


Figur 19. Den relative mengdefordelingen av de viktigste gruppene av organiske miljøgifter i egg av noen norske rovfuglarter 1975-2010. Bromerte og fluorerte stoffer kom ikke inn i analyseprogrammet før på 1990-tallet. – The relative distribution of amounts of the main organochlorine pollutants in some Norwegian bird of prey eggs 1975-2010. Brominated and fluorinated compounds did not enter the analytical program before the 1990s.

4.1.10 Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er svært toksisk, både som Hg^{2+} og bundet til metyl-grupper, som $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ eller CH_3Hg^+ . Kvikksølv bindes til sulfhydrylgrupper (SH-) på katalytiske seter i enzymer, som kan føre til inhibering eller aktivering. Metyl-kvikksølv er i stand til å passere hjernemembranen som et uladet kompleks eller som lavmolekylære tiolforbindelser. Kvikksølv kan gjøre irreversibel skade på sentralnervesystemet, og hvor det kan forstyrre overføringen av nerveimpulser mellom celler, hemme proteinsyntesen og polymeriseringen av tubulin til mikrotubuli, og ved reduksjon av cholinesteraseaktiviteten. Det er også vist at kvikksølv kan påvirke eggskalldannelsen, men gjennom andre mekanismer enn DDE (Lundholm 1987). Ved dannelsen av fjær kan kvikksølv binde seg til sulfhydryl-grupper i proteinet keratin, som er hovedbygggesteinen i fjær. Tejning (1967) viste at fjærdannelsen og fjærskiftet er den prosessen som er hovedekskresjonsveien for kvikksølv hos fugl. Også andre tungmetaller kan påvises i fjær. Dette har ført til at fjær er blitt brukt til overvåking av forurensing hos en rekke fuglearter mange steder i verden (Berg et al. 1966, Spronk & Hartog 1970). Forsøk med eksponering av fjær overfor UV-lys, oppvarming, frysing og i utevær har vist at kvikksølv inngår i en meget stabil forbindelse med keratinet (Appelquist et al. 1985). Dette betyr at eldre fjær i museumssamlinger kan brukes som referansemateriale (Hogstad et al. 2003). I Sverige gjorde kvikksølv stor skade på fuglefaunaen på 1950- og 60-tallet, spesielt gjennom opptaksveien kvikksølvbeiset såkorn - frøspisende fugl – rovfugl (Borg 1960, Borg et al. 1969).

Det er ingen klar tendens til endringer i kvikksølvnivåene i eggene, med unntak for hønsehauk, hvor nivåene var svært høye i den perioden hvor det enda var tillatt å beise såkorn med metyl-kvikksølv (Frøslie et al. 1986, Nygård 1997a) (**Figur 20, Tabell 3**). Verdiene i kongeørn har også avtatt noe, selv om det ikke ser slik ut av figuren. Årsaken er at høye enkeltverdier har en tendens til å trekke gjennomsnitte uforholdsmessig opp, men bruker en log-transformerte verdier, får ikke slike tall like stor innvirkning (**Tabell 3**). For havørn har verdiene vært stabile siden midt på 1970-tallet. Vandrefalken og dvergfalken har også stabilt høye kvikksølvnivåer, og disse har i gjennomsnitt har de høyeste nivåene. (**Figur 20**). Det er grunn til å tro at mesteparten av kvikksølvet stammer fra globale bakgrunnsverdier, som blir oppkonsentrert i næringskjeden i forhold til deres lengde. Bakgrunnsnivåene er i dag kraftig forhøyede i forhold til før-industriell tid (Nygård 1997b), i hovedsak forårsaket av forbrenning av fossilt brennstoff og drivstoff (Slemr et al. 2003, Slemr & Langer 1992). Dvergfalken har spesielt høye nivåer, og hos denne arten ligger nivåene hos 10 % av parene over den antatt kritiske grensa for vellykket reproduksjon på 0,6 ppm (våtvekt) (Newton & Haas 1988). Dette gjelder for kullgjennomsnitt over alle år. For perioden 2005-10 var 6 % over denne grensa.



Figur 20. Kvikksølv (ppb ferskvekt) i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2010, med 95 % konfidensintervall indikert. Verdiene er regnet ut på basis av gjennomsnittsverdiene i de enkelte kull.
 - Mercury (ppb fresh weight) in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2010. 95 % confidence intervals are indicated. Values are based on average clutch levels.

4.2 Korrelasjoner

DDE, PCB, HCB, HCH, og klordaner korrelerer signifikant positivt med alle analyserte stoffer. Dieldrin korrelerer signifikant med klordaner og kvikksølv. HCH korrelerer med alle unntatt dieldrin, Mirex og toksafener. PBDE og PFAS korrelerer med alle unntatt dieldrin. Relativ skallfortynning korrelerer signifikant negativt med DDE, PCB, HCB, dieldrin, HCH, klordaner og kvikksølv, mens relativ skallindeksfortynning korrelerer signifikant negativt med DDE, PCB, HCB, dieldrin og HCH. Relativ skalltykkelse og skallindeks er sterkt positivt korrelert med hverandre. Den miljøgiften som har gjennomgående de høyeste korrelasjonsverdiene (negativ) med parametere for skalltykkelse er DDE. Det er altså stor grad av korrelasjon mellom de fleste miljøgiftene. En må imidlertid ta i betraktning at materialet ikke er homogent, dvs. at i de første årene var ikke analyseprogrammet komplett.

Tabell 4. Pearson-korrelasjonsmatrise mellom de ulike miljøgiftene innbyrdes og med mål for skalltykkelse. Det er brukt log-transformerte verdier for konsentrasjoner på ferskvektsbasis, og relativ skallfortynning i forhold til før DDT-normalen (<1947). To-halet signifikanstest. ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$ (to-halet) – Pearson correlation matrix between the different pollutants and between different eggshell parameters. Log-transformed values are used and relative shell thinning in relation to pre-DDT normal. ** $P < 0,01$, * $P < 0,05$ (two-tailed).

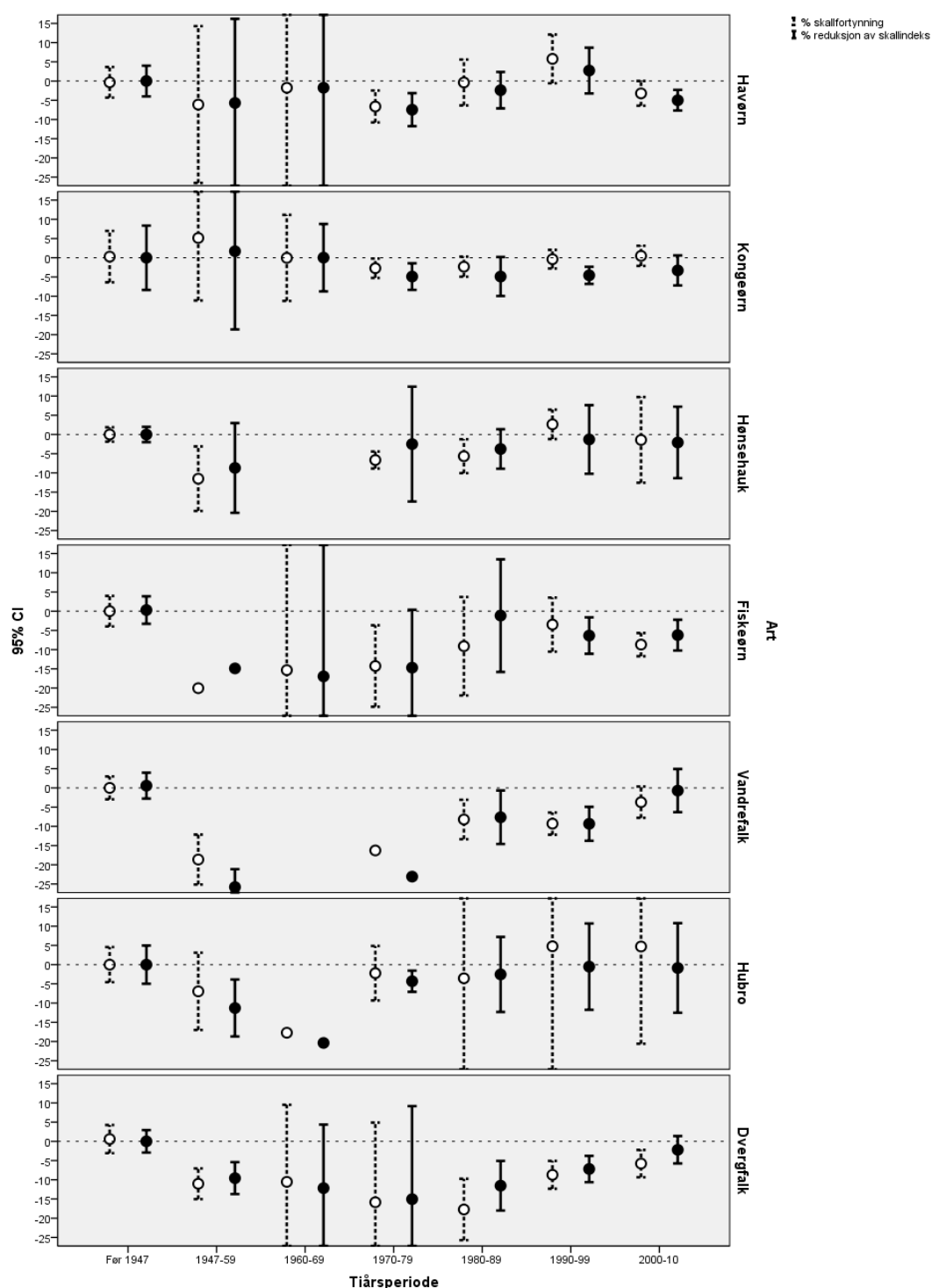
	DDE	PCB	HCB	Dieldrin	HCH	Klordaner	Mirex	Toksafener	PBDE	PFAS	Hg	Skallfortynning
PCB	0,77**											
HCB	0,78**	0,74**										
Dieldrin	0,69**	0,70**	0,56**									
HCH	0,77**	0,56**	0,74**	0,34*								
Klordaner	0,64**	0,80**	0,69**	0,48**	0,61**							
Mirex	0,65**	0,85**	0,68**	0,55	0,57**	0,85**						
Toksafener	0,38**	0,64**	0,50**	0,40*	0,35**	0,82**	0,75**					
PBDE	0,69**	0,88**	0,55**	0,38	0,52**	0,75**	0,74**	0,69**				
PFAS	0,71**	0,72**	0,60**	0,21	0,55**	0,68**	0,61**	0,59**	0,68**			
Hg	0,50**	0,46**	0,43**	0,52**	0,37**	0,35**	0,41**	0,43**	0,30**	0,56		
Skallfortynning	-0,26**	-0,06	-0,20**	-0,18	-0,19**	0,04	0,04	0,16	0,15	-0,02	-0,10	
Skallindeksreduksjon	-0,18**	-0,12*	-0,22**	-0,26*	-0,15*	-0,02	0,02	-0,08	0,07	0,07	-0,02	0,72

4.3 Eggskallfortynning

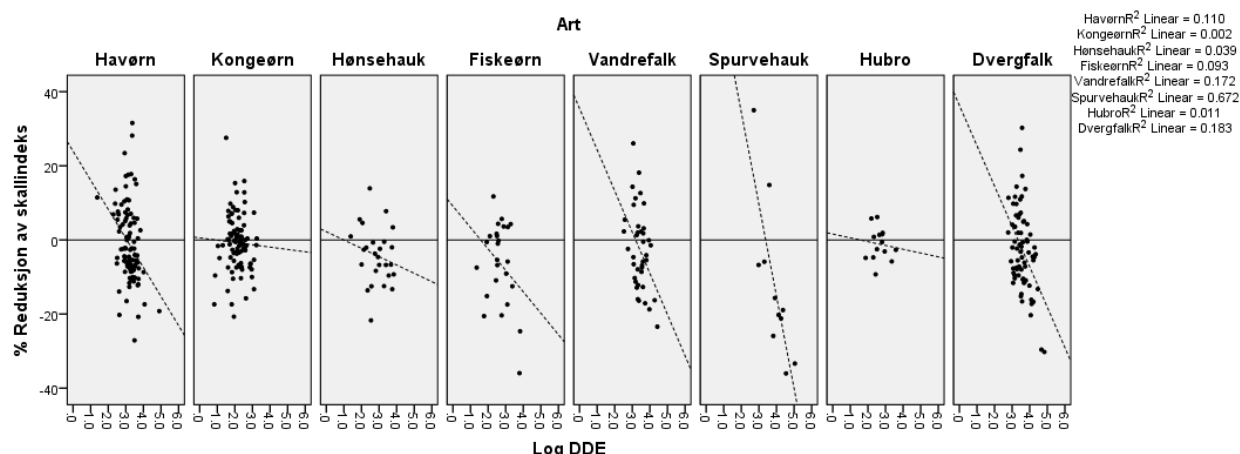
Det er vel kjent at DDE (et nedbrytningsprodukt av DDT) virker eggskallfortynnende hos fugl (Fyfe et al. 1994, Newton 1979, Ratcliffe 1967). De fleste norske rovfuglarter har gjennomgått en fase med eggskallfortynning. Det er store luker i datamaterialet fra den perioden da effekten sannsynligvis var sterkest; fra 1947 til ca. 1970. Effektene har tidvis vært alvorlige. **Tabell 5** oppsummerer dataene fra Norge, og er vist grafisk i **Figur 21**. Sammenhengen mellom skallindeks og DDE-innhold på ferskvektsbasis er vist i **Figur 22**. Fiskeørna er den arten som viser størst eggskallfortynning på det nåværende tidspunkt (6-9 %). En mulig årsak til dette kan være dens trekkmønster og vinterkvarter. De fleste av våre fiskeørner oppholder seg i Afrika vinters til, og passerer til dels forurensede områder på veien fram og tilbake. (Bakken et al. 2003). Dvergfalken, som har vært en av artene med størst eggskallfortynning de seneste tiår, har hatt en positiv utvikling de senere åra. Skallfortynningen ligger nå på mellom 2 og 5 %, og har sannsynligvis ikke noen særlig negativ betydning for bestanden. For havørna er ikke lenger fortynningen statistisk signifikant forskjellig for før-1947-indeksen, og det samme gjelder de fleste arter.

Tabell 5. Reduksjon av eggskalltykkelse og eggskallindeks for norske rovfuglegg 1947-2010, sammenlignet med egg fra før 1947 (Oneway Anova, Tukey post-hoc test) N = antall kull. Uthevede tall betyr significant forskjellige fra før 1947 ($P < 0,05$). - *Reduction in Shell thickness and shell thickness indices in Norwegian eggs of birds of prey 1947-2010, compared to eggs from before 1947 (Oneway Anova, Tukey post-hoc test) N = no. of clutches. Values in bold indicate significantly different from pre-1947 values ($P < 0.05$).*

	Før 1947 Gj.sn.	N	1947- 59 Gj.sn.	N	1960- 69 Gj.sn.	N	1970- 79 Gj.sn.	N	1980- 89 Gj.sn.	N	1990- 99 Gj.sn.	N	2000- 10 Gj.sn.	N
Havørn														
% skallfortynning	0	28	-6,1	3	-5,2	3,0	-5,9	30	-4,4	79	-0,2	61	-3,1	34
% reduksjon av S.I.	0	27	-5,7	3	-1,7	2,0	-7,5	10	-1,8	27	0,7	36	-5,0	32
Kongeørn														
% skallfortynning	0	7	5,1	4	-0,9	7	-3,7	42	-2,7	22	-0,1	34	0,3	29
% reduksjon av S.I.	0	6	1,7	4	0,4	5	-4,9	18	-5,5	19	-4,7	31	-3,3	25
Hønsenhauk														
% skallfortynning	0	35	-11,5	3			-6,8	6	-5,2	7	0,1	11	-1,3	7
% reduksjon av S.I.	0	35	-8,7	3			-7,8	5	-4,4	8	-1,3	8	-4,1	5
Fiskeørn														
% skallfortynning	0	18	-12,1	2	-15,3	2	-15,4	8	-7,9	5	-3,2	16	-8,7	20
% reduksjon av S.I.	0	19	-14,9	1	-16,9	2	-14,7	6	-1,2	4	-6,3	14	-6,2	20
Vandrefalk														
% skallfortynning	0	23	-18,6	4			-11,5	5	-13,4	16	-8,1	22	-4,1	20
% reduksjon av S.I.	0	26	-25,8	4			-23,1	1	-7,6	8	-9,3	17	-0,7	16
Spurvehauk														
% reduksjon av S.I.	0	4	-6,1	1			-31,0	2	-20,1	3	+7,9	1	+13,1	1
Hubro														
% skallfortynning	0	10	-7,0	2	-24,5	2	-2,0	4	-5,2	3	1,4	4	4,7	4
% reduksjon av S.I.	0	10	-11,3	2	-20,4	1	-4,3	3	-2,6	2	-0,5	3	-0,9	4
Dvergfalk														
% skallfortynning	0	23	-11,0	11	-10,5	6	-15,2	5	-18,5	15	-9,7	57	-4,8	33
% reduksjon av S.I.	0	21	-9,6	11	-12,2	6	-15,0	4	-11,5	12	-7,2	35	-2,2	26



Figur 21. Gjennomsnittlig avvik (i %) fra normal (før 1947-) skalltykkelse (stiplede) og eggskallindeks (heltrukne) hos noen norske rovfuglarter fordelt på tiårsperioder 1947-2010, vist med 95 % konfidensintervall.- Average deviation (in %) from normal (pre 1947-) shell thickness (dashed) and shell thickness indices (solid) in some Norwegian birds of prey by decades 1947-2010, shown with 95 % confidence intervals. From the top, white-tailed eagle, golden eagle, goshawk, osprey, peregrine falcon, eagle owl and merlin.



Figur 22. Skallfortynning i forhold til log DDE-konsentrasjon (ng/g ferskvekt) hos utvalgte rov-fuglarter i Norge. – Shell thinning in relation to log DDE concentration in some bird of prey species in Norway.

Tabell 6. Stigningskoeffisient (b), skjæringspunkt med ordinaten (c), sannsynlighetsverdi og antall egg for ligningen $a = b \cdot \log DDE + c$, hvor a er relativ fortynning av skallindeks (%). – Coefficient of increase (b) point of intersection (c), for the equation $a = b \cdot \log DDE + c$, where a is relative shell index reduction (%).

	b	c	n	P (one-tailed)
Havørn	6,1	-19,1	100	0,019
Kongeørn	0,624	-0,55	91	0,35
Hønehauk	2,25	-2,21	26	0,17
Fiskeørn	5,78	-9,11	25	0,069
Vandrefalk	11,12	-35,45	39	0,004
Spurvehauk	24,84	-84,11	11	0,001
Hubro	1,03	-1,58	14	0,36
Dvergfalk	10,9	-36,31	70	<0,001

I **Tabell 6** ser en at stigningskoeffisienten b , som uttrykker hvordan skallindeksen uttrykkes som funksjon av DDE (under forutsetning av at DDE er den faktoren som påvirker skallindeksen), varierer ganske mye. Spurvehauken ser ut til å være den mest følsomme arten, fulgt av vandrefalk, dvergfalk, og havørn. For de andre artene er sammenhengen ikke signifikant. Det er imidlertid stor grunn til å tolke disse verdiene med forsiktighet. Et stort materiale gir alltid bedre signifikans, og for noen av artene er antallet lite. Ideelt burde alle artene ha et skjæringspunkt med y-aksen ved null, altså når DDE er null burde konstanten c være null. Hos spurvehauken, t. eks, er det to egg som har lave DDE-verdier som er svært tykke, langt tykkere enn normalverdien før DDE kom i bruk. Dette kan skyldes tilfeldigheter i kombinasjon ved naturlig variasjon og lite antall. Men, om en tok bort disse to eggene, ville sammenhengen likevel være klar. I tillegg kan det være slik at en ikke ser en effekt på skallindeksen før DDE-konsentrasjonene overskrider en viss terskelverdi, slik at en har en ikke-lineær respons. Det kan føre til at funksjonen ikke viser et riktig bilde av følsomheten for de artene med gjennomgående lave verdier. Museums materialet som det sammenlignes er ofte begrenset, og kan med en viss sannsynlighet være ikke helt representativt for før-situasjonen på grunn av skjevt og tilfeldig utvalg.

5 Konklusjon

Tendensene som ble beskrevet i forrige rapport (Nygård et al. 2006) gjelder fortsatt. Det er en positiv utvikling av miljøgiftsituasjonen for norske rovfugler. De "klassiske" miljøgiftene som DDT og PCB er sakte men sikkert på vei ned eller har stabilisert seg. Det ser ut som om marine næringskjeder, sannsynligvis på grunn av flere trofiske nivå mellom primærprodusenter og topp-predatorer, har jevnt over klart høyere nivåer av organiske miljøgifter enn de terrestriske. De "nye" miljøgiftene, som de bromerte flammehemmerne (BFR) og de perfluoreerte stoffene (PFAS) er mer usikre. Imidlertid er det klare tendenser til at nivåene av bromerte nå er på vei nedover. Datamateriale er enda for lite til å si om det er noen endring for PFAS. Her trengs det mer data til å si noe om trender. Kvikksølvnivåene er fortsatt relativt høye, og viser ingen klare tendenser til nedgang. Dette er i tråd med funn i luftmålinger av Hg på Svalbard og i Arktis for øvrig.

Havørna, som i hovedsak er en marin predator, har jevnt over høye verdier av de undersøkte miljøgiftene. Allikevel har arten hatt en jevn og god bestandsøkning de siste par tiåra, som blant annet sannsynligvis skyldes de reduserte giftnivåene, i tillegg til god overlevelse som resultat av fredningen siden 1968. En telemetristudie viste at ungfugl av havørn hadde over 90 % årlig overlevelse de første to leveårene (Nygård et al. 2000). Havørna er nå tatt ut av Den norske rødlista (Kålås et al. 2010).

Kongeørna har jevnt over lave miljøgiftnivåer, men det er vist at denne arten sannsynligvis er mer følsom for DDT enn de fleste andre arter. En undersøkelse viste at 1 ppm DDE i eggene (våtvekt) sannsynligvis er nok til å gi 10 % skallfortynning, og dette ble satt i sammenheng med lavere produktivitet i en bestand på Nord-Vestlandet sammenlignet med innlandshekkende par (Nygård & Gjershaug 2001). Bestanden i Norge som helhet ser ut til å være stabil (Gjershaug & Nygård 2003). Kongeørna er nå tatt ut av Den norske rødlista (Kålås et al. 2010).

Hønsehauken har hatt sterkt avtagende miljøgiftkonsentrasjoner i eggene de senere årene. Arten var sterkt utsatt for kvikksølvforgiftning i den perioden kvikksølv ble brukt som beisemiddel for korn. I Sverige var det mange forgiftningstilfeller (Berg et al. 1966), og også i Norge var det sterk kvikksølvpåvirkning av denne arten inntil 1968, da det ble forbudt med beising av korn med alkyl-kvikksølv (Nygård 1997b). Hønsehauken står fortsatt på den norske rødlista, men habitatforringelse er sannsynligvis en viktigere årsak til dens problemer enn miljøgifter.

Fiskeørna er en trekkende art som i Norge nesten utelukkende hekker ved ferskvann, og er derfor topp-predator i de limniske næringskjedene. Den lever bare av fisk. Miljøgiftsituasjonen i våre vann og vassdrag er tydeligvis blitt bedre, og dette gjelder sannsynligvis på overvintringsstedene også. Fiskeørnbestanden ser ut til å være i vekst. I Trøndelag er den for eksempel i ferd med å komme tilbake etter å ha vært nesten borte i mange år (Inge Hafstad, pers. medd.).

Vandrefalken har hatt stor gjenstand for oppmerksomhet internasjonalt. Den var i ferd med å dø ut i Norge og Sverige på 1960- og -70-tallet (Lindberg et al. 1988), og mye tyder på at bruken av dieldrin sammen med DDT var en hovedårsak (Newton 1979). Vandrefalkkegg i Norge på 1970-tallet og delvis 1980-tallet var ca. 20 % tynnere enn normalt (Nygård 1983b), men siden har situasjonen bedret seg kraftig. Dette settes i klar sammenheng med bedringen i miljøgiftsituasjonen for denne arten, spesielt forbudet mot bruk av DDT. Bestanden øker over hele landet, og er i ferd med å gjenetablere seg i innlandet (Steen 2009).

Spurvehauken. Lite er kjent om spurvehaukbestanden i Norge, men alt tyder på at den var kraftig påvirket av miljøgifter for noen tiår siden. Den hadde ekstremt høye nivåer av PCB og DDE på 1970- og 80-tallet, men situasjonen er nå kraftig forbedret. Den er en trekkende art, og ble sikkert sterkt påvirket av situasjonen i overvintringsområdene i Sørvest-Europa. Miljøgiftbelastningen hos denne arten er i klar bedring.

Hubroen har fått høynet status på den norske rødlista, da bestanden ser ut til å ha gått kraftig tilbake over store deler av landet (Øien et al. 2009). Enkelte hubroegg har hatt svært høye miljøgiftnivåer, men materialet er for lite til å si noe om betydningen av disse. Et hubroegg fra Hitra i 2005 hadde over 500 ppb PFAS på ferskvektsbasis, og dette er sannsynligvis noe av det høyeste som er målt i en norsk dyreart. Det grunn til å følge denne arten nøye framover, da bestanden er hardt presset, og miljøgiftene vil komme som en tilleggsbelastning i en situasjon som allerede er kritisk. På kysten lever den av sjøfugl i tillegg til mindre pattedyr, og det gjør at den kommer i kontakt med de marine næringskjeder, med deres høye miljøgiftnivåer.

Dvergfalken er en trekkende art, og er derfor sårbar for situasjonen på overvintringsplassene, som er Sørvest-Europa (Nygård 1999b). Den lever i hovedsak av terrestriske spurvefugler. Arten har fått en bedret miljøgiftsituasjon, men er fortsatt blant de høyest belastede artene. Det spesielle med dvergfalken er at DDE-nivåene er høyere enn PCB-nivåene. Den mest nærliggende forklaring er at årsaken ligger i næringsvalget. Kvikksølvnivåene er også fortsatt relativt høye. Noen god oversikt over hekkebestanden finnes ikke, og den ser ut til å variere mye fra år til år. Skallfortynningen er nå på ca. 5 % i gjennomsnitt, noe som burde være lavt nok til å sikre normal reproduksjon.

Tårnfalken har lave nivåer av organiske miljøgifter sammenlignet med de andre undersøkte artene, men kvikksølvnivåene er omtrent på samme nivå. Tårnfalken er en smånagerspesialist, og er derfor på toppen av en kort terrestrisk næringskjede, som gir grunnlag for svært lave miljøgiftnivåer. Bestanden er variabel, med den har vist seg å være avhengig av gode hekkeplasser. Ved å henge opp holker, har en fått denne arten til å øke kraftig lokalt (Per Blestad, pers. komm.).

Jaktfalken er rypespesialist, er derfor også på toppen av en kort terrestrisk næringskjede. Miljøgiftnivåene er derfor lave, men ikke så lave som en skulle forvente. Dette skyldes sannsynligvis at den også tar noe annen fugl. Vadere, t. eks., har ofte høye miljøgiftnivåer, og jaktfalken tar nok en del slike. Noe få høybelastede byttedyr kan være nok til å høyne belastningsnivået betydelig. Miljøgifter ser imidlertid ikke ut til å være noe problem for jaktfalken slik situasjonen er i dag.

6 Artsliste/List of species names

Art		
Artsnavn	Latinsk navn	Engelsk navn
Havørn	<i>Haliaeetus albicilla</i>	White-tailed Eagle
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	Golden Eagle
Hønsehauk	<i>Accipiter gentilis</i>	Goshawk
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	Osprey
Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	Peregrine
Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	Rough-legged Buzzard
Spurvehauk	<i>Accipiter nisus</i>	Sparrowhawk
Jordugle	<i>Asio flammeus</i>	Short-eared Owl
Hubro	<i>Bubo bubo</i>	Eagle Owl
Dvergfalk	<i>Falco columbarius</i>	Merlin
Perleugle	<i>Aegolius funereus</i>	Tengmalm's Owl
Tårnfalk	<i>Falco tinnunculus</i>	Kestrel
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	Gyr Falcon
Kattugle	<i>Strix aluco</i>	Tawny Owl

Art		
Artsnavn	Latinsk navn	Engelsk navn
Hornugle	<i>Asio otus</i>	Long-eared Owl
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	Hen Harrier
Sivhauk	<i>Circus aeruginosus</i>	Marsh Harrier
Slagugle	<i>Strix uralensis</i>	Ural Owl
Vepsevåk	<i>Pernis apivorus</i>	Honey Buzzard
Lerkefalk	<i>Falco subbuteo</i>	Hobby
Musvåk	<i>Buteo buteo</i>	Common Buzzard
Spurveugle	<i>Glaucidium passerinum</i>	Pygmy Owl
Haukugle	<i>Sturna ulula</i>	Hawk owl
Snøugle	<i>Bubo scandiaca</i>	Snowy owl

7 Referanser

- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K. E. 2011. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2010. - SPFO-rapport. 1099/2011, Oslo. 218 s.
- AMAP. 1997. Arctic pollution issues: A state of the arctic environment report. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkingsatlas. I. - Stavanger Museum, Stavanger.
- Berg, W., Johnels, A. G., Sjöstrand, B. & Westermarck, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. - *Oikos* 17: 71-83.
- Berger, U. & Haukås, M. 2005. Validation of a screening method based on liquid chromatography coupled to high-resolution mass spectrometry for analysis of perfluoroalkylated substances in biota. - *Journal of Chromatography A* 1081 210-217.
- Bernes, C., Giege, B., Johansson, K. & Larsson, J. E. 1986. Design of an integrated monitoring programme in Sweden. - *Environ. Monit. Assess.* 6: 113-126.
- Borg, K. 1960. Förgiftad vilt. - *Sveriges Natur* 51: 92-95.
- Borg, K., Wanntorp, H., Erne, K. & Hanko, E. 1969. Alkylmercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. - *Viltrevy* 6: 302-379.
- Breivik, K., Pacyna, J. M. & Munch, J. 1999. Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996. - *Science of the Total Environment* 239 (1-3): 151-163.
- De Wit, C. A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. - *Chemosphere* 46 (5): 583-624.
- de Boer, J., Wester, P. G., Rodriguez, P., Lewis, W. E. & Boon, J. P. 1998. Polybrominated biphenyls and diphenylesters in sperm whales and other marine mammals - a new threat to ocean life? - *Organohalogen Comp.* 35: 383-386.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-1995. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eisler, R. 1985. Mirex hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.1). 1-42.
- EPA. 1998. 7473. Mercury in solids and solutions by Thermal Decomposition Amalgamation and Atomic spectrophotometry.
- Eriksson, P., Fischer, C., Wallin, M., Jakobsson, E. & Fredriksson, A. 2006. Impaired behaviour, learning and memory, in adult mice neonatally exposed to hexabromocyclododecane (HBCDD). - *Environmental Toxicology and Pharmacology* 21 (3): 317-322.
- Fisk, A. T., Norstrom, R. J., Cymbalisty, C. D. & Muir, D. C. G. 1998. Dietary accumulation and depuration of hydrophobic organochlorines: Bioaccumulation parameters and their relationship with the octanol/water partition coefficient. - *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY* 17 (5): 951-961.

- Fox, G. A., Gilbertson, M., Gilman, A. P. & Kubiak, T. J. 1991. Editorial: A rationale for the use of colonial fish-eating birds to monitor the presence of developmental toxicants in Great Lakes fish. - J. Great Lakes Res. 17 (2): 151-152.
- Frøslie, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Mercury and persistent chlorinated hydrocarbons in owls *Strigiformes* and birds of prey *Falconiformes* collected in Norway during the period 1965-1983. - Environ. Pollut. Ser. B 11: 91-108.
- Fyfe, R. W., Risebrough, R. W., Monk, J. G., Jarman, W. M., Anderson, D. W., Kiff, L. F., Lincer, J. L., Nisbet, I. C. T., Walker, W. I. & Walton, B. J. 1994. DDE, productivity, and eggshell thickness relationships in the genus *Falco*. - I Cade, T. J., Enderson, J. H., Thelander, C. G. & White, C. M., red. Peregrine falcon populations. Their management and recovery. The Peregrine Fund, Inc., Boise. s. 319-335.
- Gilbertson, M., Elliott, J. E. & Peakall, D. B. 1987. Seabirds as indicators of marine pollution. - ICBP Tech. Publ. 6: 231-248.
- Gjershaug, J. O. & Nygård, T. 2003. Kongeørn i Norge: Bestand, predatorrolle og forvaltning. - NINA Fagrapport 58: 1-25.
- Gjershaug, J. O., Kalas, J. A., Nygard, T., Herzke, D. & Folkestad, A. O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. - Ambio 37 (6): 420-424.
- Haukås, M. 2005. Bioaccumulation of perfluoralkylated substances (PFAS) in selected species from an Arctic marine food web. Master of science thesis. Department of aquatic biosciences. - University of Tromsø, Tromsø. 59 s.
- Helander, B., Olsson, M. & Reuthergårdh, L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and relationships to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. - Holarct. Ecol. 5: 349-366.
- 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 (5): 386-403.
- Herzke, D., Gabrielsen, G. W., Evenset, A. & Burkow, I. C. 2003. Polychlorinated camphenes (toxaphenes), polybrominated diphenylethers and other halogenated organic pollutants in glaucous gull (*Larus hyperboreus*) from Svalbard and Bjoernoeya (Bear Island). - Environmental Pollution 121 (2): 293-300.
- Herzke, D., Berger, U., Huber, S. & Nygård, T. 2006. Perfluorinated organic compounds compared to brominated and chlorinated organic pollutants in European shag *Phalacrocorax aristotelis* and common eider *Somateria mollissima* from Norway. Dioxin 2006, Oslo. August 23 2006. Proceedings
- Hoff, P. T., Van de Vijver, K., Dauwe, T., Covaci, A., Maervoet, J., Eens, M., Blust, R. & De Coen, W. 2005. Evaluation of biochemical effects related to perfluorooctane sulfonic acid exposure in organohalogen-contaminated great tit (*Parus major*) and blue tit (*Parus caeruleus*) nestlings. - Chemosphere 61 (11): 1558-1569.
- Hogstad, O., Nygård, T., Gättschmann, P., Lierhagen, S. & Thingstad, P. G. 2003. Bird skins in museum collections: Are they suitable as indicators of environmental metal load after conservation procedures? - Environmental Monitoring and Assessment 87: 47-56.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1979. Mercury, DDE, and PCB in the avian fauna in Norway 1965-1976. - Acta vet. scand. Suppl. 70: 1-28.
- Hoyt, D. F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of birds eggs. - Auk 96: 73-77.
- Johansson, A. K., Sellstrom, U., Lindberg, P., Bignert, A. & de Wit, C. A. 2009. Polybrominated Diphenyl Ether Congener Patterns, Hexabromocyclododecane, and Brominated Biphenyl 153 in Eggs of Peregrine Falcons (*Falco Peregrinus*) Breeding in Sweden. - Environmental Toxicology and Chemistry 28 (1): 9-17.
- Kallenborn, R., Berger, U. & Järnberg, U. 2004. Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment. Nordisk ministerråd 107 s.
- Kannan, K., Yun, S. H. & Evans, T. J. 2005. Chlorinated, brominated, and perfluorinated contaminants in livers of polar bears from Alaska. - Environmental Science and Technology 39 (23): 9057-9063.
- Kannan, K., Franson, J. C., Bowerman, W. W., Hansen, K. J., Jones, J. D. & Giesy, J. P. 2001. Perfluorooctane sulfonate in fish-eating water birds including bald eagles and albatrosses. - Environmental Science & Technology 35 (15): 3065-3070.

- Kärman, A., Ericson, I., van Bavel, B., Darnerud, P. O., Aune, M., Glynn, A. W. & al., e. 2007. Exposure of perfluorinated chemicals through lactation: levels of matched human milk and serum and a temporal trend, 1996–2004, in Sweden. - *Environ. Health Perspect.* 115: 226-30.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. Norsk rødliste for arter 2010: - Artsdatabanken, Trondheim.
- Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A. & Seed, J. 2007. Perfluoroalkyl acids: a review of monitoring and toxicological findings. - *Toxicol. Sci.* 99: 366–94.
- Law, R. J., Alaee, M., Allchin, C. R., Boon, J. P., Lebeuf, M., Lepom, P. & Stern, G. A. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. - *Environment International* 29 (6): 757-770.
- Letcher, R. J. & Behnisch, P. A. 2003. The state-of-the-science and trends of brominated flame retardants in the environment: present knowledge and future directions. - *Environment International* 29 (6): 663-664.
- Lincer, J. L. 1994. A suggestion of synergistic effects of DDE and Aroclor 1254 on reproduction of the American Kestrel *Falco sparverius*. - I Meyburg, B.-U. & Chancellor, R. D., red. Raptor conservation today. WWGBP/Pica Press, The Banks. s. 767-769.
- Lindberg, P., Schei, P. & Wikman, M. 1988. The Peregrine Falcon in Fennoscandia. - I Cade, T. J., Enderson, J. H., Thelander, C. G. & White, C. M., red. Peregrine Falcon populations. Their management and recovery. The Peregrine Fund, Inc., Boise. s. 159-172.
- Lyche, J. L., Oskam, I. C., Skaare, J. U., Reksen, O., Sweeney, T., Dahl, E., Farstad, W. & Ropstad, E. 2004. Effects of gestational and lactational exposure to low doses of PCBs 126 and 153 on anterior pituitary and gonadal hormones and on puberty in female goats. - *Reprod Toxicol* 19 (1): 87-95.
- Løbersli, E. M., red. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. (Terrestrial monitoring in Norway)(In Norwegian). DN-Rapport 8-1989: - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 98 s.
- Maggi, C., Berducci, M. T., Bianchi, J., Giani, M. & Campanella, L. 2009. Methylmercury determination in marine sediment and organisms by Direct Mercury Analyzer. - *Analytical Chimica Acta* 641: 32-36.
- Mercado-Feliciano, M. & Bigsby, R. M. 2008. The polybrominated diphenyl ether mixture DE-71 is mildly estrogenic. - *Environ Health Perspect* 116: 605-11.
- Moisey, J., Fisk, A. T., Hobson, K. A. & Norstrom, R. J. 2001. Hexachlorocyclohexane (HCH) Isomers and Chiral Signatures of -HCH in the Arctic Marine Food Web of the Northwater Polynya. - *Environ. Sci. Technol.* 35 (10): 1920 -1927.
- Murvoll, K. M., Skaare, J. U., Anderssen, E. & Jenssen, B. M. 2006. Exposure and effects of persistent organic pollutants in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings from the coast of Norway. - *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (1): 190-198.
- Newsted, J. L., Jones, P. D., Coady, K. & Giesy, J. P. 2005. Avian toxicity reference values for perfluorooctane sulfonate. - *Environmental Science & Technology* 39 (23): 9357-9362.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. - T & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - *Environ. Pollut.* 55: 29-40.
- Newton, I. & Haas, M. B. 1988. Pollutants in merlin eggs and their effects on breeding. - *Brit. Birds* 81: 258-269.
- Nygård, T. 1981. Eggskalltykkelse og miljøgiftpåvirkning hos fem arter av rovfugl i Norge (Eggshell thickness and pollutant load of five species of birds of prey in Norway). Cand. real. Zool. Inst. - University of Trondheim (In Norwegian), Trondheim. 112 s.
- Nygård, T. 1983a. Pesticide residues and shell thinning in eggs of peregrines in Norway. - *Ornis Scand.* 14: 161-166.
- Nygård, T. 1983b. Pesticide residues and shell thinning in eggs of peregrines in Norway. - *Ornis Scandinavica* 14: 161-166.
- Nygård, T. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller i fjær av dvergfalk i Norge. - NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
- Nygård, T. 1997a. Long-term variations in mercury in birds of prey feathers in Norway: Effects of mercury use, long-range transport and trophic position. - I Nygård, T., red. Temporal and spatial trends of pollutants in birds in Norway. Dr. scient. thesis. Norwegian University of Technology and Science, Trondheim. s. Paper V.
- Nygård, T. 1997b. Long-term variations in mercury in birds of prey feathers in Norway: Effects of mercury use, long-range transport and trophic position. - I Nygård, T., red. Temporal and

- spatial trends of pollutants in birds in Norway. Birds of prey and willow grouse used as biomonitors. Dr. scient. avhandling. Norwegian University of Technology and Science, Trondheim. s. Paper V.
- Nygård, T. 1997c. Temporal and spatial trends of pollutants in birds in Norway: Birds of prey and Willow Grouse used as biomonitors. Zoological institute. - Norwegian University of Science and Technology, Trondheim.
- Nygård, T. 1999a. Landmiljøet - fugl og pattedyr. - I Knutzen, J., red. Miljøgifter og radiaktivitet i norsk fauna - inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN. 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. s. 43-86.
- Nygård, T. 1999b. Long-term trends in pollutant levels and shell thickness in eggs of merlin in Norway, in relation to its migration pattern and numbers. - *Ecotoxicology* 8: 23-31.
- Nygård, T. 1999c. Long term trends in pollutant levels and shell thickness in eggs of merlin in Norway, in relation to its migration pattern and numbers. - *Ecotoxicology* 8: 23-31.
- Nygård, T. 1999d. Correcting eggshell indices of raptor eggs for hole size and eccentricity. - *Ibis* 141: 85-90.
- Nygård, T. & Skaare, J. U. 1998. Organochlorines and mercury in eggs of White-tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* in Norway 1974-1994. - I Chancellor, R. D., Blanco, F. & Meyburg, B.-U., red. Holarctic Birds of Prey. Adenex & WWGBP. s. 501-524.
- Nygård, T. & Gjershaug, J. O. 2001. The effects of low levels of pollutants on the reproduction of golden eagles in western Norway. - *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J. U. 1994. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-36.
- Nygård, T., Kenward, R. & Einvik, K. 2000. Radio telemetry studies of dispersal and survival in juvenile White-tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* in Norway. - I Chancellor, R. D. & Meyburg, B.-U., red. Raptors at risk. World Working Group of Birds of Prey/Hancock House. s. 487-497.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Utvikling over tid, og nye giftstoffer. - NINA Rapport. 213. Norsk ibstituttt for naturforskning, Trondheim. 42 s.
- Nygård, T., Skaare, J. U., Kallenborn, R. & Herzke, D. 2001. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA oppdragsmelding 701: 1-33.
- Olsson, A., Ceder, K., Bergman, A. & Helander, B. 2000. Nestling Blood of the White-Tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) as an Indicator of Territorial Exposure to Organohalogen Compounds--An Evaluation. - *Environmental Science & Technology* 34 (13): 2733-2740.
- Parkinson, A. & Safe, S. 1987. Mammalian biologic and toxic effects of PCB. - *Environmental toxin Ser.* 1: 49-75.
- Peakall, D. B. & Gilman, A. P. 1979. Limitation of expressing organochlorine levels in eggs on a lipid-weight basis. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 23: 287-290.
- Polder, A., Venter, B., Skaare, J. U. & Bouwman, H. 2008a. Polybrominated diphenyl ethers and HBCD in bird eggs of South Africa. - *Chemosphere* 73: 148-154.
- Polder, A., Gabrielsen, G. W., Odland, J. Ø., Savinova, T. N., Tkachev, A., Løken, K. B. & Skaare, J. U. 2008b. Spatial and temporal changes of chlorinated pesticides, PCBs, dioxins (PCDDs/PCDFs) and brominated flame retardants in human breast milk from Northern Russia. - *Science of the Total Environment* 391: 41-54.
- Ratcliffe, D. A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - *Nature* 215: 208-210.
- Romanoff, A. & Romanoff, A. 1949. The avian egg. - Wiley & Sons, New York.
- Rotander, A., Kärrman, A., van Bavel, B., Polder, A., Rigét, F., Auðunsson, G., Víkingsson, G., Gabrielsen, G. W., Bloch, D. & Dam, M. 2012. Increasing levels of long-chain perfluorocarboxylic acids (PFCAs) in Arctic and North Atlantic marine mammals, 1984-2007. - *Chemosphere* 86: 278-285.
- Skåre, J. U., Wiig, Ø. & Bernhoft, A. 1994. Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. - Norsk polarinstituttt rapportserie (86): 1-23.
- Slemr, F. & Langer, E. 1992. Increase in global atmospheric concentrations of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. - *Nature* 355: 434-437.
- Slemr, F., Brunke, E.-G., Ebinghaus, R., Temme, C., Munthe, J., Wängberg, I., Schroeder, W., Steffen, A. & Berg, T. 2003. Worldwide trend of atmospheric mercury since 1977. - *Geophysical Research Letters* 30: 23-31.
- Smithwick, M., Mabury, S. A., Solomon, K. R., Sonne, C., Martin, J. W., Born, E. W., Dietz, R., Derocher, A. E., Letcher, R. J., Evans, T. J., Gabrielsen, G. W., Nagy, J., Stirling, I., Taylor, M.

- K. & Muir, D. C. G. 2005. Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*). - *Environmental Science & Technology* 39 (15): 5517-5523.
- Steen, O. F. 2009. The Peregrine recovery in SE Norway. - I Sielicki, J. & Mizera, T., red. *Peregrine Falcon populations - status and perspectives in the 21st century*. Turul /Poznan University of Life Sciences Press, Poznan. s. 259-266.
- Verreault, J., Houde, M., Gabrielsen, G. W., Berger, U., Haukas, M., Letcher, R. J. & Muir, D. C. G. 2005. Perfluorinated alkyl substances in plasma, liver, brain, and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. - *Environmental Science & Technology* 39 (19): 7439-7445.
- Vos, J. G., Botterweg, P. F., Strik, J. J. T. W. A. & Koeman, J. H. 1972. Experimental studies with HCB in birds. - *T.N.O. Nieuws* 27: 599-603.
- Wachtmeister, C. A. & Sundström, G. 1986. Miljögifter och miljöföroreningar - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö. - I Iversen, T.-H., red. *Kjemiske miljögifter*. 2. Universitetsforlaget, Oslo. s. 81-204.
- Walker, L. A., Shore, R. F., Turk, A., Pereira, M. G. & Best, J. 2008. The Predatory Bird Monitoring Scheme: Identifying chemical risks to top predators in Britain. - *Ambio* 37 (6): 466-471.
- Wiemeyer, S. N., Bunck, C. M. & Krynitsky, A. J. 1988. Organochlorine Pesticides, Polychlorinated Biphenyls, and mercury in osprey eggs- 1970-1979- and their relationship to shell thinning and productivity. - *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 767-787.
- Zhang, X., Yang, F., Zhang, X., Xu, Y., Liao, T., Song, S. & Wang, J. 2008. Induction of hepatic enzymes and oxidative stress in Chinese rare minnow (*Gobiocypris rarus*) exposed to waterborne hexabromocyclododecane (HBCDD). - *Aquatic Toxicology* 86 (1): 4-11.
- Øien, I. J., Steen, O. F., Jacobsen, K.-O. & Oddane, B. 2009. Hubroen i Norge: Resultater fra nasjonal kartlegging i 2008. (The Eagle owl in Norway. Results from a national census in 2008). - *Vår Fuglefauna* 32 (4): 150-156.

NINA Rapport 834

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2429-1



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>

