

Miljøgifter i rovfuglegg i Norge

Utvikling over tid, og nye giftstoffer

Torgeir Nygård
Dorte Herzke
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

Utvikling over tid, og nye giftstoffer

Torgeir Nygård

Dorte Herzke

Anuschka Polder

Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Utvikling over tid, og nye giftstoffer. NINA Rapport 213. 42 S.

Trondheim, desember 2006

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426- 1773-2, 978-82-426-1773-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Hans Christian Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Signe Nybø

FORSIDEBILDE

Jaktfalkunge på reirhylla (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
Polarmiljøsenteret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

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

Sammendrag

Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Utvikling over tid, og nye giftstoffer. NINA Rapport 213. 42 s.

I 1992 ble overvåking av miljøgifter i egg av rovfugl, med dvergfalk som hovedart, 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 tiår for enkelte arter. Denne dataserien 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, da materialet ennå er lite og tidsserien kort. Vi har for første gang analysert for perfluorete organiske stoffer (PFC), og det ble funnet urovekkende høye verdier, på nivå med de bromerte flammehemmerne. Et hubroegg fra Hitra hadde de høyeste verdiene som er kjent i fugl i Norge til nå. Vi vet enda lite om mulige biologiske effekter av disse stoffene, som brukes til overflatebehandling av tekstiler mv, samt til brannhemmende formål. De fleste organiske miljøgiftene er positivt korrelert med hverandre. Kvikksølvnivåene ser ut til ha stabilisert seg på et nivå som sannsynligvis er langt 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). Det er grunn til å merke seg at giftnivåene ser ut til å øke hos hubro, men her må det tas forbehold i forhold til lite materiale. 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 naturmiljøene på bred basis.

Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

E-post torgeir.nygard@nina.no, tlf 73801462

Dorte Herzke, Norsk institutt for luftforskning, Hjalmar Johansens gt. 14, 9296 Tromsø

E-post: dorte.herzke@nilu.no

Anuschka Polder, Norges Veterinærhøgskole, Postboks 8146 Dep, 0033 Oslo

E-post: anuschka.polder@veths.no

Abstract

Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Environmental pollutants in eggs of birds of prey in Norway. Trends in time, and new compounds. NINA Rapport 213. 42 pp.

In 1992 was monitoring of environmental pollutants in birds of prey, with the Merlin as the main monitoring species, included in Programme for terrestrial monitoring in Norway (TOV). By the addition of earlier published and unpublished data, we are now able to produce time-trends for pollutants over four decades. This data series is therefore one of the longest of its kind in Norway. The results show in general that the levels of the 'classic' pollutants still are on their way down in Norwegian birds of prey, and most eggs show levels below suspected critical levels. There is some uncertainty regarding the brominated flame retardants, as the material is too small, and the time series is short. For the first time, we have analysed for perfluorinated organic compounds (PFCs), and concentrations comparable to those of brominated flame retardants were detected. An eagle owl egg from a coastal site (Hitra) showed the highest levels of PFCs ever recorded in Norway. We still know very little of possible biological effects of these compounds, which are extensively used as flame retardants, surface treatment of textiles, etc. Most organic pollutants are positively correlated to each other. The levels of mercury seem to have stabilised on a level well above those of pre-industrial times, with the white-tailed sea eagle, peregrine and merlin showing the highest levels.

Eggshells in most species are gradually becoming thicker over time, but are still not as thick as normal values at the time before DDT came into common use (before 1947). It is worth noting that the pollutant levels seem to be increasing in the eagle owl, but the material is too small to draw firm conclusions. The raptor populations in Norway seem to be stable or increasing, and the increase is probably partly due to decreased pollutant burden. For some species, such as the peregrine falcon, the restrictions and ban of some poisonous chemicals have been of vital significance to the recovery of its population. The use of raptor eggs as a method for environmental monitoring is regarded as a non-destructive and efficient way to perform environmental monitoring on a broad scale.

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

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

Dorte Herzke, Norwegian Institute for Air Research, Hjalmar Johansens gt 14, NO-9296 Tromsø

E-mail: dorte.herzke@nilu.no

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

E-mail: anuschka.polder@veths.no

Innhold

Sammendrag.....	3
Abstract.....	4
Innhold	5
Forord.....	6
1 Innledning	7
2 Miljøgiftene.....	7
2.1 DDT.....	7
2.2 PCB.....	8
2.3 HCB	8
2.4 HCH	8
2.5 Dieldrin.....	8
2.6 Klordaner	8
2.7 Mirex	8
2.8 Toksafen	9
2.9 Bromerte flammehemmere	9
2.10 Perfluorerte organiske stoffer (PFC)	9
2.11 Kvikksølv.....	9
3 Metoder.....	10
3.1 Kjemiske analyser.....	10
3.2 Korreksjonsfaktorer	11
4 Materiale	12
5 Resultater og diskusjon	12
5.1 Miljøgiftene.....	12
5.1.1 DDT	12
5.1.2 PCB, HCB og dieldrin	13
5.1.3 HCH og klordaner.....	14
5.1.4 Bromerte flammehemmere og toksafener	14
5.1.5 Perfluorerte alkylstoffer.....	14
5.1.6 Kvikksølv	15
5.2 Korrelasjoner.....	34
5.3 Eggskallfortynning.....	35
6 Konklusjon	38
7 Referanser.....	39

Forord

Direktoratet for naturforvaltning har gitt NINA i oppdrag å overvåke miljøgiftinnholdet i rovfuglegg innenfor Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Dvergalken er valgt ut som spesiell overvåkingsart, med målrettet innsamling hvert femte år. Disse analysene danner, sammen med egg av andre rovfuglarter undersøkt i andre sammenhenger, 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 de holder seg i miljøene, og om forekomsten av nye miljøgifter. I 2004 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. Bidragsytere i denne omgangen har vært Ole Petter Blestad, Alv Ottar Folkestad, Bjørn E. Foyn, Steinar Garstad, Steinar Grønnesby, Jan Ove Gjershaug, Øivind Lunde, Harald Misund, Pål Mølnvik, Martin Pearson, Roar Solheim, Øyvind Spjøtvold og Arve Østlyngen. Uten hjelp fra disse personene hadde det ikke vært mulig å gjennomføre dette prosjektet. De fleste kjemiske analysene av klororganiske ved Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges veterinærhøgskole, mens PFC-analysene og en del andre persistent organiske stoffer har vært utført ved Norsk institutt for luftforskning, Tromsø. Kvikksølvanalysene er utført ved Veterinærinstituttet i Oslo.

De naturhistoriske museene har skaffet referansemateriale av eldre egg i sine samlinger. Skalltykkelse og skallindeks er målt der i forbindelse med tidligere prosjekter.

Dette prosjektet er i hovedsak finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, under TOV-kontrakt nr. 040643, "Organiske miljøgifter i fugl". 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.

Torgeir Nygård
Trondheim, desember 2006

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 (plantесамfunn), bestandsstudier av fugler og dyr, og kjemiske analyser av planter og dyr. Overvåkingen startet i 1990 med datainnsamling i to områder (Børgefjell i Nord-Trøndelag og Solhomfjell i Aust-Agder/Telemark). I perioden 1991-93 ble programmet videreført med datainnsamling i ytterligere fem områder (Lund i Rogaland, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Dividalen i Troms, Møsvatn/Austfjell i Telemark og Gutulia i Hedmark). Programmet er nå inne i en fase hvor overvåking av biodiversitet og effekter av klimaeendringer er satt i fokus.

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 miljøgiftovervåkingsprogram (AMAP 1997, Bernes et al. 1986). Ved å trekke inn økologiske parametere som næringspreferanse, trofisk nivå, habitatkrav og trekkvaner, kan en øke forståelsen omkring belastningskilder, bioakkumulering og problemområder (se f. eks. Nygård (1999)). De foreliggende analysene på rovfuglegg utgjør sammen med tidligere analyser en av de lengste tidsserier av miljøgifter i Norge (1966-2005).

TOV har som formål å avdekke endringer i naturmiljøene som skyldes menneskelig påvirkning, herunder utslipp av miljøgifter. Rovfuglene er viktige indikatorarter, og en bruker parametere som giftinnhold i egg, kvikksølvinnhold i fjær, og skalltykkelse som viktige målevariable. I 1992-93 ble dvergfalken tatt inn som overvåkingsart i TOV. Egg og fjær fra hele landet ble undersøkt med hensyn på organiske miljøgifter og tungmetaller. Analysene viste at dvergfalken fortsatt hadde store miljøgiftproblemer, men det var tegn som tydet på bedring. I 1999 og i 2004-05 ble det gjennomført nye runder med innsamling av egg på landsbasis. En ble også bedt om å gjennomføre analyser av egg fra andre utvalgte rovfuglarter. Resultatene viste en fortsatt bedring; nivåene av de fleste miljøgiftene var gått ned i forhold til begge de tidligere innsamlingsrundene. Dvergfalkens egg var også blitt mindre tynnskallede. Den foreliggende rapporten summerer opp utviklingen med vekt på de siste fem årene, gir ny viten om nivåene av bromerte flammehemmere, og presenterer for første gang nivåer av perfluoralkylstoffer (PFC) i rovfugl.

2 Miljøgiftene

2.1 DDT

Den biologisk mest betydningsfulle effekten er at reproduksjonsraten går ned på grunn av eggskallfortynning og istykkerruging av egg. 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 (et stabilt nedbrytningsprodukt av DDT) 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 rovfuglen 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>).

2.2 PCB

De ulike PCB-komponentene har til dels svært ulike kjemiske og biologiske egenskaper. De såkalte non-orto koplanare PCB-ene (ingen kloratomer i orto-posisjon) er antatt å være de giftigste, og krever komplisert analyseteknikk for å bli påvist (Tanabe et al. 1987). Biologisk viktigere er de såkalt mono-orto koplanare PCB-ene (ett kloratom i orto-posisjon), som riktignok har noe lavere toksisitet enn non-orto-gruppen, men som vanligvis opptrer i langt høyere konsentrasjoner. De såkalt 'dioksin-lignende' kongenerne er PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 og 189 (Dewially et al. 1991). PCB virker inn på nervesystemet, immunsystemet, enzymsystemer og stoffskifte- og kjønns hormoner, og kan også gi fostermisdannelser. PCB har spesielt vært fokusert på som problem når det gjelder pattedyr, og spesielt når det gjelder effekter på reproduksjonsorganene. (Parkinson & Safe 1987, Skåre et al. 1994). Ny bruk av PCB i Norge ble forbudt i 1980, og i 1995 var store kondensatorer og transformatorer med PCB tatt ut av bruk. PCB inngår også i den globale Stockholmskonvensjonen (POPs konvensjonen) (<http://www.miljostatus.no>).

2.3 HCB

Heksaklorbenzen er et biprodukt som dannes ved produksjon av andre organiske forbindelser, eksempelvis ved elektrolytisk framstilling av magnesium og klor. Det er også i begrenset utstrekning brukt som plantevernmiddel, eksempelvis til beising av korn. I Tyrkia døde omkring 1960 ca 2000 barn etter å ha spist brød bakt på HCB-beiset korn (Wachtmeister & Sundström 1986). 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). 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>).

2.4 HCH

HCH (heksaklorsykloheksan) er hovedsakelig et plantevernmiddel, og forekommer som tre ulike isomerer; α (alfa) β (beta) og γ (gamma). γ -isomerer går under handelsnavnet *lindan*. β -isomerer, som det fins litt av i teknisk HCH, er den mest stabile isomerer. Det skjer en isomerisering 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 nervesystemet, men det kan også virke på leverfunksjoner, forplantning og immunsystemet. Lindan har vært forbudt siden 1992 i Norge.

2.5 Dieldrin

Dieldrin tilhører syklo-diengruppen, og er et av de mest skadelige insektmidlene som har vært i bruk. Det har meget høy akuttgiftighet for fugl, og bidro sterkt til at en rekke bestander av rovfugl gikk kraftig ned i Europa (Newton 1988, Nisbet 1988). Analyser viser at norske fuglearter som overvintrer i Sørvest-Europa har vært belastet med dieldrin. Det er svært stabilt i jord, og er også sterkt kreftframkallende. Det er ikke i bruk lenger i Europa.

2.6 Klordaner

Klordan tilhører også syklo-diengruppen, og har i likhet med dieldrin høy akutt giftighet. Det brukes til å bekjempe termitter og beskytte frø, og er egentlig en blanding av stoffer. Cis-klordan og trans-klordan er to isomere former av klordan med forskjellige kjemisk-fysikalske egenskaper. Heptaklor er også brukt som pesticid, cis-nonaklor og trans-nonaklor er brukt som insekticid. Ok-syklordan 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 forurensede områder.

2.7 Mirex

Mirex er et klororganisk insektmiddel som i stor utstrekning er blitt brukt i Amerika som maurbekjempningsmiddel, men det er også brukt på samme måte som PCB til isolatorvæske i elektriske komponenter. Det har høy persistens og giftighet, og ble forbudt i USA allerede i 1978. 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. Pattedyr 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.

2.8 Toksafen

Toksafen er et middel som i stor utstrekning er blitt brukt i USA for å bekjempe insekter i bomullsproduksjonen. Stoffet virker inn på nervesystemet, og fisk er en spesielt følsom gruppe. Toksafen er en kompleks binding av mange polyklorerte bornaner og kamfener, som er vanskelige og kostbare å måle. 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>).

2.9 Bromerte flammehemmere

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, bygningsmaterialer, bilinventar og tekstiler som er behandlet. Giftigheten til disse stoffene er 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). 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. Forslag om forbud mot deka-BDE fra 1. juli 2006 har vært på høring og er oversendt Miljøverndepartementet for endelig vurdering. 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>).

2.10 Perfluorente organiske stoffer (PFC)

PFC-stoffer er svært stabile forbindelser, hvor PFOS (perfluoroktanylsyre) er det vanligst forekommende i miljøene. PFC inkludert PFOS-relaterte forbindelser har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter siden 1950-tallet. PFC 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. PFC kan danne tynne hinner som hindrer spredning av brann, avdamping av flyktige forbindelser og forbedrer produktenes vann- og smussavstøtende egenskaper. PFC brukes blant annet i brannslukningsmidler, som impregnering i tekstiler og i teflonbelegg. Etter det vi kjenner til brytes ikke selve stoffet PFOS ned i naturen. PFOS og enkelte andre PFOS-relaterte forbindelser kan bioakkumuleres og oppkonsentreres i næringskjeden. PFOS-relaterte forbindelser er funnet i dyr og mennesker over store deler av verden. Blant annet er stoffene funnet i isbjørn. PFOS er giftig ved gjentatt eksponering og kan skade reproduksjonen hos pattedyr. PFOS-relaterte forbindelser er påvist over store deler av verden, inkludert arktiske områder. I nyere undersøkelser er PFOS funnet i blodet hos kvinner i Nord-Norge og Sibir. Tidligere er forbindelsene blant annet funnet fisk, fugl, sel, hval og isbjørn (Giesy & Kannan 2001, Houde, Bujas et al. 2006, Smithwick et al. 2005, Verreault 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 PFC-stoffer i alle de nordiske landene. Kommunale avløp og fyllinger ble identifisert som viktige kilder til utslipp. Utløp fra deponier og renseanlegg inneholdt noe PFOS-relaterte forbindelser, men også andre PFC-stoffer, spesielt PFOA. I alle prøver fra fisk, sel og hval ble det funnet PFC-stoffer. (<http://www.miljostatus.no>). Det er påvist at delfiner overfører PFC til avkommet via morsmelk (Houde, Balmer et al. 2006), og 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).

2.11 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 tioletforbindelser. 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 forurensning 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. 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).

3 Metoder

Ved ankomst blir eggene målt (lengde og bredde), og veid, og oppbevart 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 1999) og er et bra mål på skallets kvalitet. Skalltykkelsen måles med et spesialtilpasset mikrometer gjennom utblåsingshullet. I fall bare fragmenter er tilgjengelig, måles opptil ti stykker, og gjennomsnittet brukes som en middelværdi for kullet (Nygård & Skaare 1998).

3.1 Kjemiske analyser

Det er meget viktig at analysene blir utført med høyeste krav til kvalitetskontroll. For sammenlignbarhetens skyld kan det være en fordel å holde seg til ett og samme laboratorium, såfremt dette oppfyller de nødvendige kvalitetskrav. Miljøtoksikologisk laboratorium, Norges Veterinærhøgskole i Oslo har vært standardlaboratoriet for analyser av organiske miljøgifter i vilt i Norge siden midt på 1960-tallet, og er akkreditert i henhold til NS-EN ISO/IEC 17025 (TEST 051). I henhold til akkrediteringen deltar laboratoriet årlig i minst en internasjonal kalibreringstest for å få testet analysekvaliteten, vi nevner blant annet: WHO/UNEP, 1982, 1992, 1998; ICES/IOC/OSPARCOM 4 trinn (1990-1993), EU (klorerte pesticider) 1994-1995, Quasimeme (toksafener) 1998, 1999, WHO/UNEP (PCB i human melk) 1998; IUPAC (PCB i humant fett, fiskeoljer) 1997. Quasimeme (PCB, klorerte pesticider) 2001. For nærmere beskrivelse av metoden, se (Nygård & Skaare 1998).

Følgende PCB-kongenere ble analysert for: 28, 74, 66, 99, 149, 118, 153, 105, 141, 138, 187, 128, 156, 157, 180, 170, 194, 206, og 209. Dessuten ble det analysert mhp. heksaklorbenzen (HCB), DDT-gruppen (op' og pp' DDT, DDE og DDD), HCH-gruppen (α , β og γ), klordan-gruppen (oksyklordan, cis-klordan, trans-klordan, trans-nonaklor, cis-nonaklor og mirex. Laboratoriet ble akkreditert som prøvingslaboratorium for denne typen analyser i henhold til kravene i NS – EN 45001 (1989) og ISO/IEC guide 25 (1990) 11. april 1996. (akkrediteringsnummer 0051). Kvantifiseringsgrensa var fra 0,02-2 ng/g for pesticider og PCB kongenere. Sum PCB er summen av konsentrasjonene av enkeltkongenere på kapillærkolonne. Se Gabrielsen et al. (1995) for nærmere metodebeskrivelse.

Analyser av toksafener og bromerte flammehemmere har vært utført ved Norsk institutt for luftforsknings laboratorier i Tromsø/Kjeller. Metoden er beskrevet i Herzke et al., (2001) og Kallenborn et al., (2000). Metoden for PFC-analyser er beskrevet i Powley et al. (2005). (1). Laboratoriene på Kjeller og i Tromsø deltar årlig i internasjonale ringtester for de omtalte forbindelsene for å ivareta analyse kvaliteten samt bruke kvalitetssikring i form av bruk av standard referansemateriale, blindmetode og gjenvinning av intern standard. Følgende forbindelser ble analy-

sert: PFC: 6:2 fluortelomersulfonat (6:2 FTS), perfluoroktylsulfonamid (PFOSA), perfluorbutylsulfonat (PFBS), perfluorheksylsulfonat (PFHxS), perfluoroktansulfonat (PFOS), perfluordekansulfonat (PFDeS), perfluorheksylsyre (PFHxA), perfluorheptylsyre (PFHpA), perfluoroktylsyre (PFOA), perfluoromonylsyre (PFNonA), perfluordekylsyre (PFDeA), perfluorundekylsyre (PFUnA), perfluordodekylsyre (PFDoA) og perfluortridekylsyre (PFTriA). Bromerte flammehemmere: PBDE 28, 47, 71, 77, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 209, PBB 15, 49, 52, 101 og 153, alfa-, beta- og gamma HBCD. Toksafen: 26, 32, 40, 50, 58, 62, og 69.

Kvikksølvanalysene ble utført ved Norges Veterinærinstitutt, ved Thor Waaler. Prøvene ble oppsluttet i en blanding av salpetersyre og hydrogenperoksid i et lukket system ved bruk av mikrobølgeovn (Milestone). Prøvene ble deretter analysert ved hjelp av kalddamp atomabsorpsjonsspektrofotometri (CVAAS) med tinnklorid (Varian Inc.) (Sturman 1985). Se også EN 14084 Determination of Lead, Cadmium, Zinc, Copper and iron by ETAAS after Microwave Digestion og Varian Absorption at works: nr. 38, 51, 60, 72, 104, 108. Prøvene ble analysert sammen med sertifiserte referansematerialer (TORT-2, LUTS-1) og funnet i samsvar med oppgitte verdier. Laboratoriet er akkreditert i henhold til NS-EN-ISO/IEC 17025 av Norsk Akkreditering (P110).

3.2 Korreksjonsfaktorer

Når en sammenligner verdier av klororganiske stoffer i organprøver med ulikt lipidinnhold, bør det korrigeres for lipidkonsentrasjonen i prøven. Klororganiske stoffer er sterkt fettløselige, og finnes derfor løst i fettfraksjonen i prøven. Det totale fettinnholdet i dyret/organet vil også spille inn, da stoffene vil bli mer og mer konsentrert etter som fett metaboliseres og forbrukes. Motsatt vil det bli mer og mer fortynnet etter som dyret/organet legger på seg fett. Under rugeprosessen skjer det en rekke forandringer i et egg som er befruktet. Det som har størst innflytelse på de målte verdiene i egg er væsketapet. For å gjøre eggene sammenlignbare, er det foretatt en tilbakeregning til ferskvektsverdier. Dette er gjort på følgende måte: Eggets volum er beregnet ved en tilnærmet formel for volumet av en prolat spheroid,

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

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

Korreksjonsfaktoren mellom våtvekt og ferskvekt, c , finnes ved å dele vekten av egget ved tømmeidspunktet (W_t) med den beregnede ferskvekten av egget (W_f):

$$C = W_t / W_f,$$

hvor ferskvekten finnes ved å multiplisere eggets beregnede volum med eggets tetthet $W_f = V_f \cdot 1,043$ (Romanoff & Romanoff 1949) Lignende korreksjonsfaktorer er benyttet av Stickel et al. (1973) og Helander et al., (1982). Skalltykkelsen er målt med 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 lagt til i de tilfelle hvor bare mål uten hinne har vært tilgjengelig.

Korreksjoner for nivåer under deteksjonsgrensa (LOD) for de forskjellige miljøgiftene er gjort på følgende måte: De ble tilordnet en verdi

$$(1-p) \times LOD,$$

hvor p er andelen målinger med nivåer under LOD for angjeldende art (Vorspoels et al. 2002).

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

$$D = (W-S)V^{-1}$$

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).

4 Materiale

Analyser av miljøgifter i rovfuglegg er utført i Norge siden 1966. De eldste analysene er publisert av andre (Holt et al. 1979), mens nyere data er å finne i Nygård (1981, 1983, 1995, 1997) og i Nygård et al., (1994) og Nygård og Skaare (1998). I **Tabell 1** er satt opp en oversikt over de eggene vi har hatt opplysninger om miljøgiftinnhold. Siden 1966 er det analysert i alt 453 egg av de utvalgte artene.

Tabell 1. Rovfuglegg analysert for miljøgifter i Norge 1966-2005. - Bird of prey eggs analysed for environmental pollutants in Norway 1966-2005.

Femårsperiode Five-year period	1965 -69	1970 -74	1975 -79	1980 -84	1985 -89	1990 -94	1995 -99	2000 -05	Totalt
Havørn <i>White-tailed sea eagle Haliaeetus albicilla</i>		1	5	21	19	25	16	11	98
Kongørn <i>Golden eagle Aquila chrysaetos</i>	9	5	7	3	10	31	18	14	97
Hønsehauk <i>Goshawk Accipiter gentilis</i>	3		5	8	3	2	11	7	39
Fiskeørn <i>Osprey Pandion haliaetus</i>		1	6	5	1	12	4	2	31
Vandrefalk <i>Peregrine Falco peregrinus</i>			3	5	7	22	7	2	46
Fjellvåk <i>Rough-legged buzzard Buteo lagopus</i>			2	5	3	1			11
Spurvehauk <i>Sparrowhawk Accipiter nisus</i>			6	2	2	4	2	1	17
Hubro <i>Eagle owl Bubo bubo</i>			1	4	3	2	2	1	13
Dvergalk <i>Merlin Falco columbarius</i>			1	2	10	29	16	21	79
Tårnfalk <i>Kestrel Falco tinnunculus</i>						3		5	8
Jaktfalk <i>Gyr Falcon Falco rusticolus</i>				2		8	1	3	14
Totalt	12	7	36	57	58	139	77	67	453

- I tillegg kommer 21 egg av andre rovfugler og ugler.

5 Resultater og diskusjon

5.1 Miljøgiftene

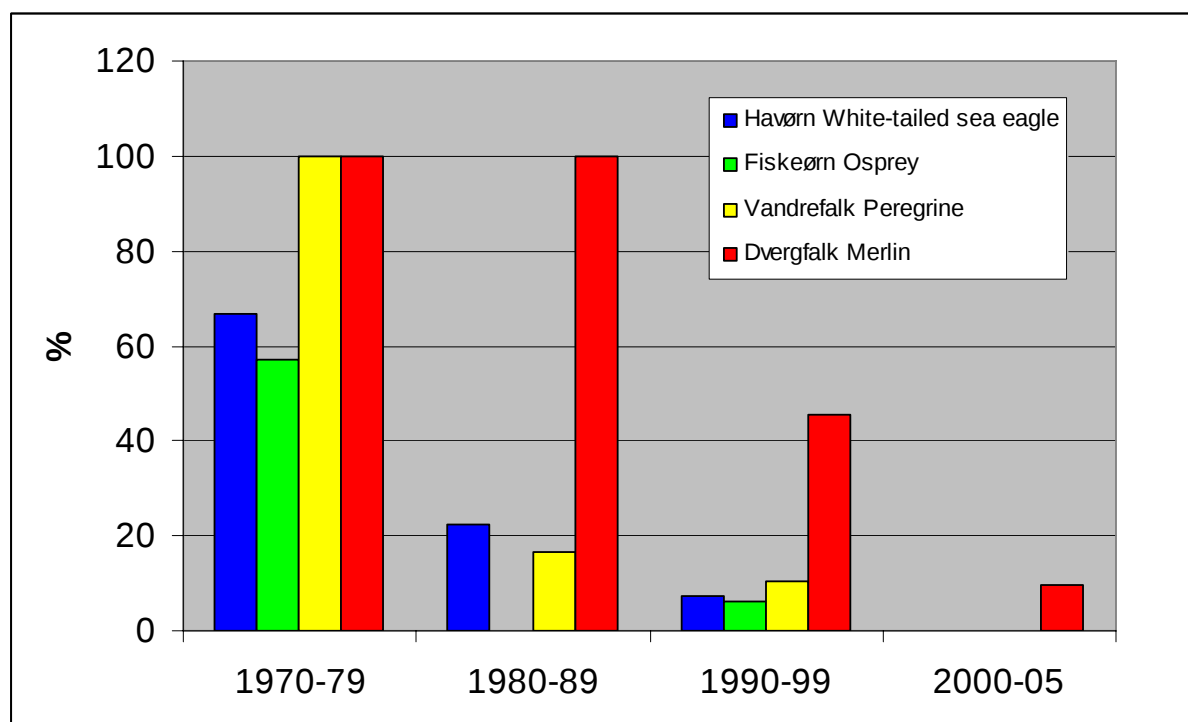
Gjennomsnittsnivåene av miljøgifter fordelt på femårsperioder for de forskjellige artene er vist i **Tabell 3**. En finner fortsatt relativt høye verdier av de "klassiske" stoffene som DDT, PCB, HCB, HCH, klordaner og kvikksølv. I tillegg har vi i de senere åra målt bromerte flammehemmere (PBB, PBDE og HBCD). I det aller siste har vi også analysert egg for innholdet av perfluoreerte stoffer (PFC), og vi har også målt innholdet av disse stoffene i noen eldre egg. Grafisk framstilling av utviklingen over tid av de ulike miljøgiftene er vist i **Figur 2** til **8**. Vi har testet om det er statistisk holdbare utviklingstrender over tid, og i **Tabell 2** 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. Normalfordeling er tilstrebet ved log-transformering av verdiene.

5.1.1 DDT

Dvergalken er sannsynligvis den arten som har vært hardest belastet. For DDT (**Figur 2**) fortsetter altså nedgangen i konsentrasjonene i egg som vist tidligere (Nygård et al. 2001). Den generelle tendensen er som forventet, da den globale bruken har gått drastisk ned. Det er bare noen få land i tropiske strøk som bruker DDT nå, t. eks. i India og Afrika, og er bare tillatt til innendørs bruk. Verdiene for hubro har tilsynelatende gått oppover, men her er materialet alt for lite til å trekke noen konklusjon (**Tabell 3**). Bortsett fra det ene hubroegget fra perioden 2000-2005, har dvergalken fortsatt de høyeste nivåene blant rovfuglene, og havørna og vandrefalken nest mest. For havørna ser nivåene ut til å ha stabilisert seg. En signifikant negativ trend over tid er vist for de fleste artene (**Tabell 2**).

Analyser av store datasett har vist at et kritisk nivå for DDE er ca 5 ppm (våttvekt) i egg for dvergalk 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). **Figur 1** vi-

ser at 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 1. Andelen egg (%) med sum DDT-nivåer over det som er forbundet med redusert produktivitet eller bestandsnedgang, fordelt på tiår. Ukorrigerte konsentrasjoner på våtvektsbasis er brukt for sammenlignbarhetens skyld. - Proportion of eggs (%) showing levels associated with breeding depression or population decline, by decade. Uncorrected concentrations on a wet weight basis are used to ensure of validity of comparison.

5.1.2 PCB, HCB og dieldrin

For PCB er det gjennomgående samme tendens som for DDT (**Figur 3**). Igjen, ser en bort i fra hubroeget fra Hitra, er det havørn, vandrefalk og dvergfalk som 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 PCB er mer vanlig forekommende i marine miljø enn i terrestriske. Dvergfalken er stort sett en terrestrisk art som lever av små terrestriske spurvefugler, hvorav de aller fleste er trekkfugler (Nygård 1999). Nivåene hos havørn ser ut til å ha stabilisert seg. HCB-verdiene ligger jevnt på et svært lavt nivå for alle arter (**Tabell 3**). Det samme gjelder dieldrin, og verdiene er nå så lave at vi har tatt stoffet ut av analyseprogrammet. Både PCB og HCB har avtatt signifikant med årene for de fleste arter (**Tabell 2**).

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 10** og **Figur 11**. I alle de undersøkte artene er PCB 153, 138 og 180 de som har høyest konsentrasjon. Den deka-klorerte kongeneren PCB 209 er påvist i alle artene unntatt hubro. I 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. Av homolo-

gene er penta- heksa- og hepta PCB de som er klart viktigst, og det er disse som lettest transporteres fra ledd til ledd i næringskjedene.

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 enn PCB, slik at eventuelle virkninger av PCB blir kamuflert av DDT. Det er antydning 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.

5.1.3 HCH og klordaner

Konsentrasjonene av HCH (hvor isomeren gamma-HCH er den viktigste bestanddelen i insektmidlet lindan) er også gjennomgående svært lave og fallende (**Tabell 3, Figur 4**). Klordanene, også en gruppe insektmidler som består av mange forskjellige beslektede stoffer og isomerer, viser ikke samme markerte fallende tendens som mange av de andre stoffene (**Tabell 3, Figur 5**). Dvergfalk og spurvehauk (terrestriske arter) samt fiskeørn har mest av heptaklor epoksid, men det i havørn er mest av trans-nonaklor. Kongeørn har mest av oksyklordan og cis-nonaklor. Mønsteret varierer således mye mellom arter, og det er vanskelig å tolke dette i dag, det krever en mer inngående analyse. Nivåene er stabilt lave, og sannsynlig ikke skadelige. HCH-nivåene faller signifikant over tid hos de fleste artene, mens det er såpass stor varians hos klordanene at det er bare hos spurvehauken og dvergfalken at det er en signifikant synkende tendens over tid. Hos hubro er den økende, men dette kan skyldes et lite og skjevt utvalg (**Tabell 2**).

5.1.4 Bromerte flammehemmere og toksafener

Gruppen bromerte flammehemmere har vært mye omtalt de senere åra. Data fra ulike biota fra tempererte og arktisk strøk har vist stigende tendenser, 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 her (**Tabell 3, Figur 6**), men materialet er for lite og uhomogent til å trekke klare konklusjoner. Hos vandrefalk er tendensen signifikant avtagende (**Tabell 2**). PBB- og HBBD-nivåene er mye lavere enn PBDE-nivåene (**Figur 17**). Ser en på de ulike kongenerne av PBDE, er det PBDE 47, 99 og 100 som er de som har de høyeste nivåene. 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 heksa PBDE vanligst forekommende (**Figur 14**). Det er påfallende lave verdier i dvergfalkegg, noe som er vanskelig å forklare, i og med at den har høye verdier av andre miljøgifter. 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. Toksafener er en langtransportert gruppe av pesticider, og som stort sett finnes bare i lave konsentrasjoner. 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 7**). Fordelingen av de ulike bornaner er vist i **Figur 15**.

5.1.5 Perfluoreerte alkylstoffer

For første gang er vi i stand til å presentere nivåer av perfluoreerte alkylstoffer i norske rovfugler. Det er tidligere vist at disse kan langtransporteres, og de er påvist både i isbjørn og i polarmåke i norske arktiske farvann (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 hubroegg fra Hitra i 2005, med over 1000 ppb på ferskvektsbasis av sum PFC (**Figur 16**), og ett havørnegg hadde ca 360 ppb. 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). Hubroegget hadde sannsynligvis de høyeste konsentrasjonene av PFC som er kjent i Norge til nå. Effektforsøk på vaktel og stokkand indikerer en nedre grense for biologiske effekter på 350 ppb perfluoroktylsyre (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). Det ble funnet langkje-

dete perfluorerte karbonsyrer- både med ni, ti, elleve, tolv, tretten og fjorten karbonatomer i kjeden (**Figur 16**). PFC-nivåene er på høyde med nivåene av bromerte flammehemmere. Vi har ikke materiale nok til å si noe om tidstrender (**Tabell 2**).

5.1.6 Kvikksølv

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 metylkvikksølv (Frøslie et al. 1986, Nygård 1997) (**Figur 9, Tabell 2**). Verdiene i kongeørn har også avtatt, selv om det ikke ser slik ut av **Figur 9**. 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 2**). 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 9**). 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, 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 8 % av parene over den antatt kritiske grensa for vellykket reproduksjon på 0,6 ppm (våttvekt) (Newton & Haas 1988).

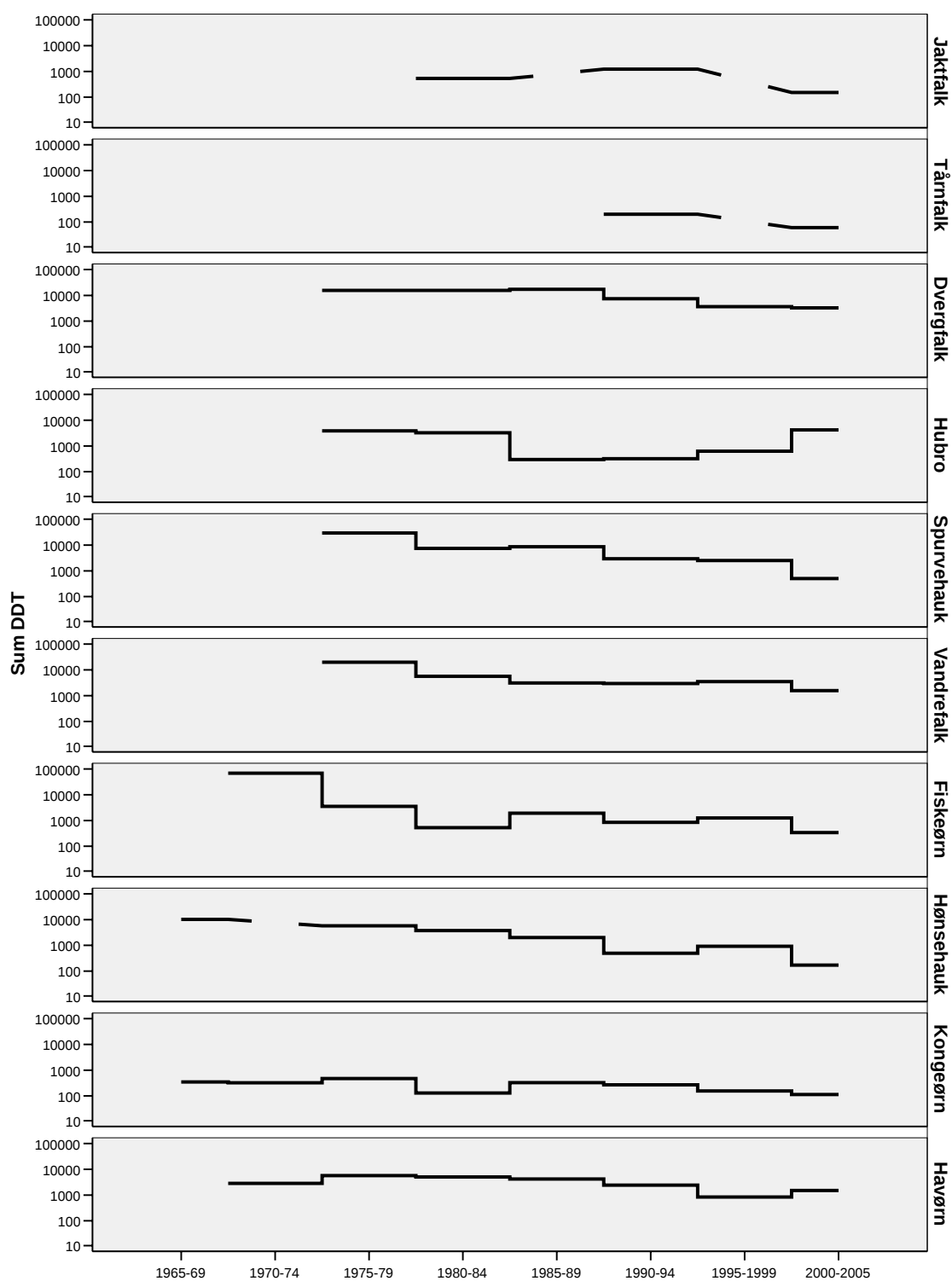
Tabell 2. Sammenhengen mellom de ulike miljøgiftene (log av Y) og år (t), beregnet ved den eksponentielle funksjonen $Y = c * e^{(b*t)}$, hvor c er en konstant og b en eksponent. Verdiene uttrykker R²-verdien (forklaringsgraden), signifikansnivået ved *: P<0,05, **: P<0,01. ***, P<0,001. Signifikant økende verdier over tid er angitt med + foran tallet, ellers er de synkende. – The relation between the different pollutants (log of Y) and year (t), express by the exponential function $Y = c * e^{(b*t)}$. where c is a constant, and b is an exponent. The values denote the R²-value, and the significance level by *: P<0,05, **: P<0,01. ***, P<0,001. Significantly increasing values are denoted by + before the value, otherwise they are decreasing.

	Sum DDT	Sum PCB	Sum HCB	Sum klorda- ner	Sum HCH	Sum PBDE	Sum toksa- fener	Sum PFC	Dieldr in	Hg
Havørn										
White-tailed sea eagle	0,22***	0,15***	0,13**	0,01	0,15**	0,004	0,05	0,01	0,20*	0,002
Kongeørn										
Golden eagle	0,14**	0,08*	0,29***	0,02	0,44***	0	0,23		0,01	0,11**
Hønsehauk										
Goshawk	0,58***	0,39***	0,34**	0,09	0,28*	0,06	0,21		0,001	0,23*
Fiskeørn										
Osprey	0,19*	0,07	0,33**	0,01	0,36**	0,52	0,47		0,23	0,03
Vandrefalk										
Peregrine	0,33***	0,37***	0,41***	0,08	0,36***	0,63**	0,01		0,34*	0,05
Spurvehauk										
Sparrowhawk	0,72***	0,62**	0,60**	0,58*	0,53*				0,65*	0,03
Hubro										
Eagle owl	0,02	0	0,02	+0,70*	0,10	0,45				0,31
Dvergfalk										
Merlin	0,37***	0,13**	0,21***	0,15**	0,48***	0,23	0	0,02	0,16	0,002
Tårnfalk										
Kestrel	0,17	0,02	0,09	0,01	0,53					+0,72**
Jaktfalk										
Gyrfalcon	0,19	0,05	0,01	0,07	0,25	0,40			0,68	0,06

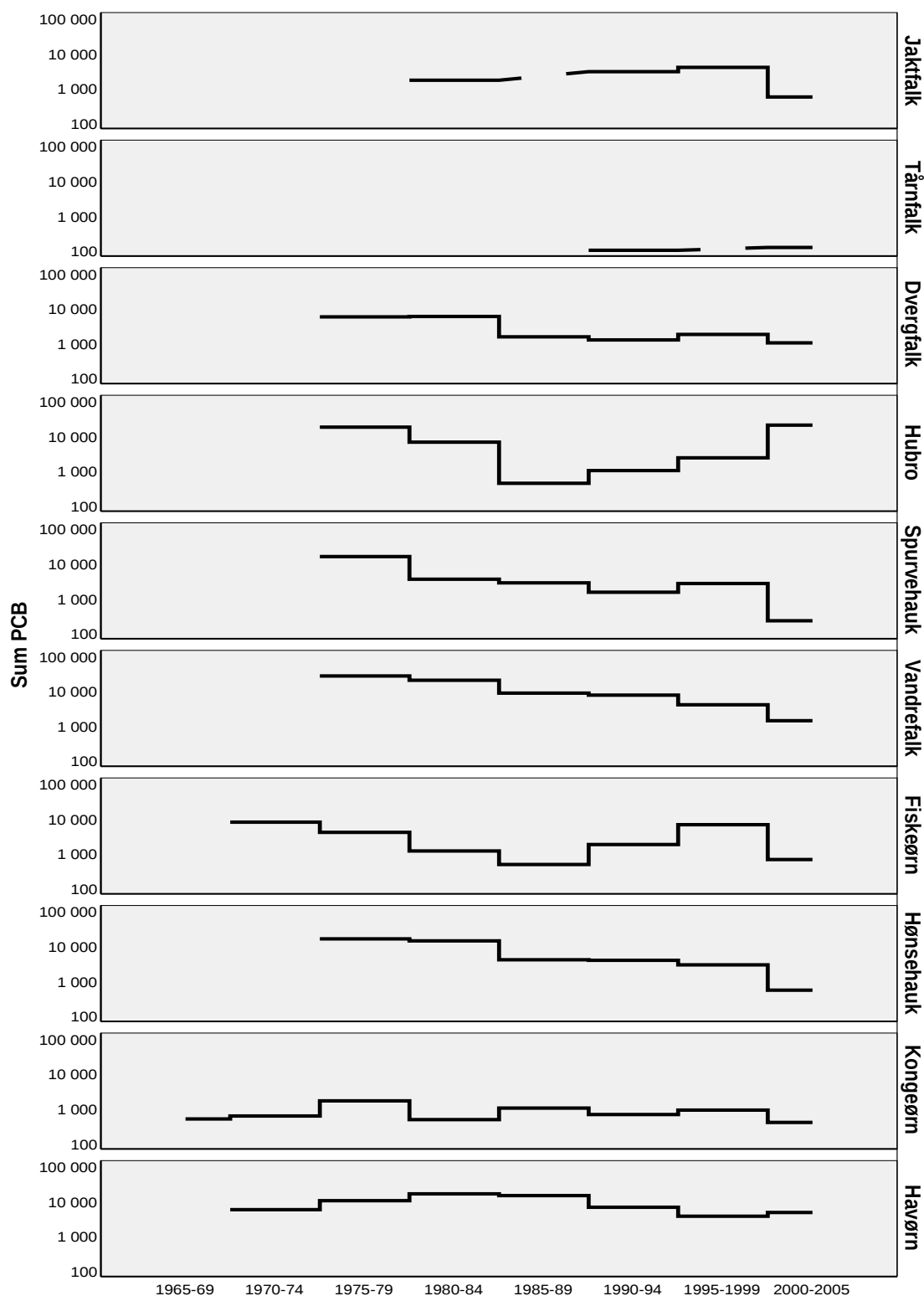
Tabell 3. Organiske miljøgifter i norske rovfuglegg 1966-2005, (ferskvekt, ng/g). – Environmental pollutants in bird of prey eggs from Norway 1966-2005, by (fresh weight, ng/g).

		1965-69		1970-74		1975-79		1980-84		1985-89		1990-94		1995-1999		2000-2005	
		Mean	N	Mean	N	Mean	N	Mean	N	Mean	N	Mean	N	Mean	N	Mean	N
Havørn	Sum DDT	.	0	2844	1	5672	5	5045	16	4234	18	2426	23	838	14	1509	10
White-tailed sea eagle	Sum PCB	.	0	5688	1	10324	5	16248	16	14537	18	6701	23	3704	14	4749	10
	Sum klordan	.	0	.	0	.	0	55	2	964	16	728	23	247	14	287	10
	Sum PBB	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	50	1	22	7	13	3
	Sum PBDE	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	706	1	165	8	160	10
	Sum toksafen	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	387	1	126	10	140	3
	Sum PFC	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	214	2	67	2	139	2
	Sum BFR	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	756	1	185	8	171	10
	HCB	.	0	.	0	69	4	93	16	81	16	53	23	17	14	26	10
	Dieldrin	.	0	.	0	223	4	268	13	.	0	153	3	83	5	.	0
	Sum HCH	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	15	6	7	14	9	10
	Mirex	.	0	.	0	.	0	.	0	13	1	60	15	33	11	44	10
	Hg	.	0	442	1	193	5	224	16	151	18	183	23	244	7	210	6
Kongeørn	Sum DDT	351	7	327	4	474	7	131	3	332	7	272	21	156	15	113	14
Golden Eagle	Sum PCB	498	2	604	4	1654	7	478	3	1021	7	667	21	893	15	395	14
	Sum klordan	.	0	.	0	.	0	.	0	90	4	74	21	190	15	71	14
	Sum PBB	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	5	3	9	8	1	4
	Sum PBDE	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	26	3	7	6	10	14
	Sum toksafen	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	25	3	58	10	2	4
	Sum PFC	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	6	1	.	0	11	1
	Sum BFR	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	31	3	14	8	11	14
	HCB	.	0	.	0	20	7	19	3	21	6	13	21	9	15	5	14
	Dieldrin	.	0	.	0	21	7	7	3	7	1	4	3	51	7	.	0
	Sum HCH	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	7	10	4	15	3	14
	Mirex	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	12	7	3	8	7	14
	Hg	64	7	41	3	72	7	37	3	48	7	71	18	83	7	30	10
Hønsehauk	Sum DDT	10165	3	.	0	5778	5	3736	7	2011	1	496	2	924	9	171	5
Goshawk	Sum PCB	.	0	.	0	16146	5	14078	7	4066	1	3927	2	2886	9	544	5
	Sum klordan	.	0	.	0	.	0	.	0	67	1	266	2	188	9	51	5
	Sum PBB	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	50	1	24	5	1	4
	Sum PBDE	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	255	1	158	6	38	5
	Sum toksafen	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	216	1	52	5	26	4
	Sum PFC	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	124	1	25	1
	Sum BFR	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	305	1	181	6	40	5
	HCB	.	0	.	0	132	3	82	7	33	1	19	2	23	9	7	5
	Dieldrin	.	0	.	0	184	3	212	7	.	0	72	2	82	5	.	0
	Sum HCH	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	4	2	8	9	2	5
	Mirex	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	9	1	24	7	5	5
	Hg	751	3	.	0	338	5	313	7	25	1	137	1	195	7	59	1
Fiskeørn	Sum DDT	.	0	68730	1	3562	5	528	4	1920	1	855	11	1262	3	339	2
Osprey	Sum PCB	.	0	7821	1	4018	5	1171	4	476	1	1787	11	6617	3	665	2
	Sum klordan	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	30	11	109	3	5	2
	Sum PBB	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	12	2	15	2	0	2
	Sum PBDE	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	168	1	86	1	46	2
	Sum toksafen	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	164	2	77	2	5	2
	Sum PFC	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0
	Sum BFR	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	96	2	58	2	46	2
	HCB	.	0	.	0	32	4	17	4	9	1	12	11	22	3	2	2
	Dieldrin	.	0	.	0	6	4	13	3	.	0	48	3	11	2	.	0
	Sum HCH	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	20	10	7	3	1	2
	Mirex	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	2	3	6	1	3	2
	Hg	.	0	.	0	148	5	97	4	553	1	129	9	86	1	.	0
Vandrefalk	Sum DDT	.	.	.	.	19874	2	5636	3	3118	6	2964	20	3536	7	1566	2
Peregrine	Sum PCB	.	.	.	.	27006	2	20197	3	8639	6	7574	20	4008	7	1400	2
	Sum klordan	.	.	.	.	.	0	.	0	67	3	218	20	62	7	74	2
	Sum PBB	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	31	4	17	5	8	1
	Sum PBDE	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	137	4	67	3	44	2
	Sum toksafen	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	19	4	8	5	17	1
	Sum PFC	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	71	1	.	0	56	1
	Sum BFR	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	168	4	57	5	49	2
	HCB	.	.	.	.	157	1	767	2	94	6	94	20	30	7	11	2
	Dieldrin	.	.	.	.	2658	2	332	2	50	2	358	8	5	2	.	0
	Sum HCH	.	.	.	.	.	0	.	0	85	1	180	17	30	7	15	2
	Mirex	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	88	5	16	5	27	2
	Hg	.	.	.	.	469	2	450	3	353	6	226	17	261	5	606	1

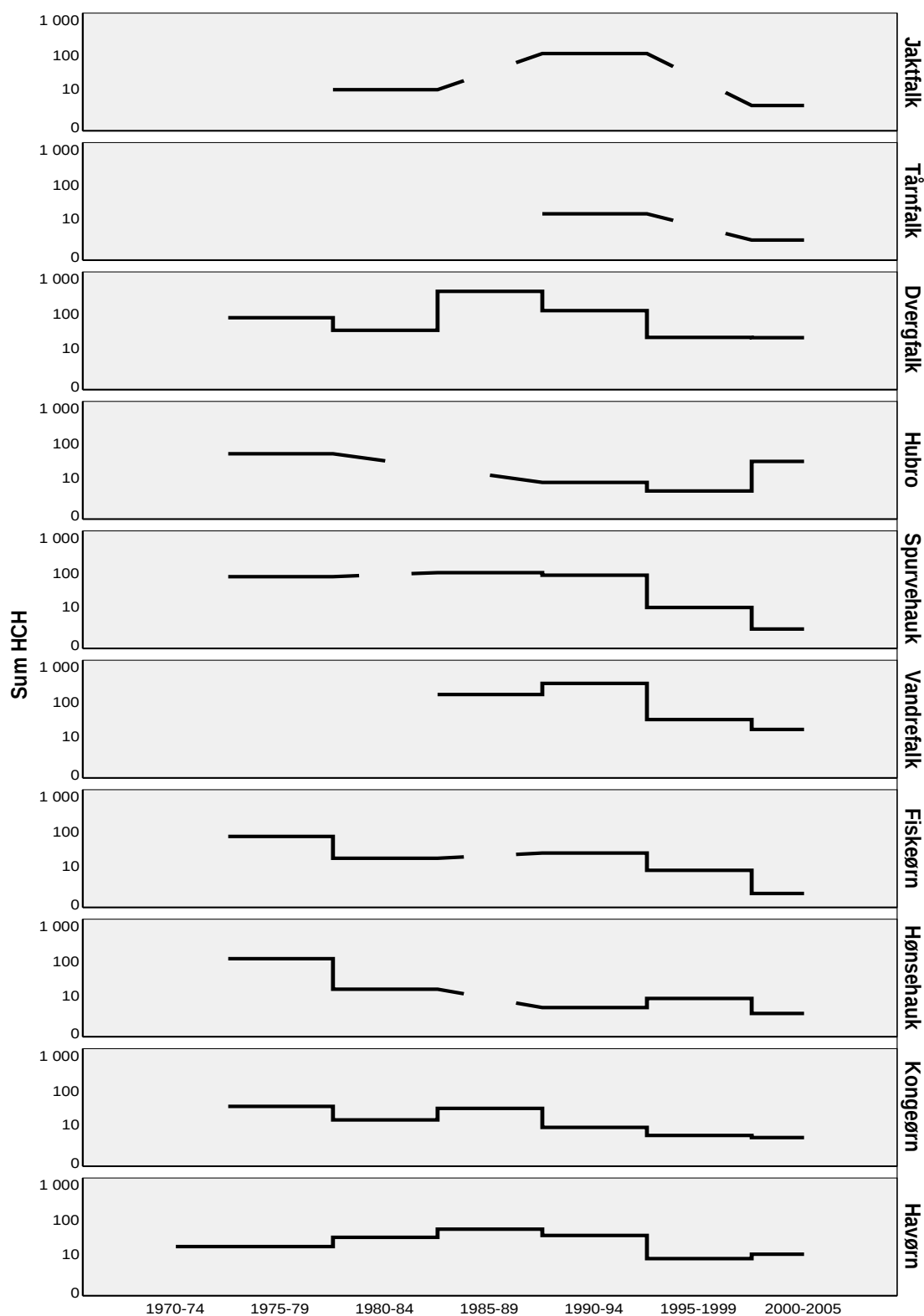
Spurvehawk <i>Sparrow-hawk</i>	Sum DDT	.	.	29514	3	7451	2	8584	2	2962	4	2518	2	499	1
	Sum PCB	.	.	15732	3	3501	2	2768	2	1482	4	2641	2	225	1
	Sum klordan	.	.	.	0	.	0	445	2	89	4	302	2	9	1
	Sum PBB	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	136	2	.	0
	Sum PBDE	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	578	1	7	1
	Sum toksafen	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	70	2	.	0
	Sum PFC	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0
	Sum BFR	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	425	2	7	1
	HCB	.	.	658	3	74	2	143	2	49	4	28	2	6	1
	Dieldrin	.	.	314	3	760	1	.	0	340	1	48	2	.	0
	Sum HCH	.	.	.	0	.	0	.	0	68	4	3	2	1	1
	Mirex	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	12	1	4	1
	Hg	.	.	186	2	500	1	181	2	211	4	420	1	171	1
	Sum DDT	0	.	3871	1	3260	2	300	1	322	2	632	2	4207	1
	Sum PCB	0	.	17775	1	6625	2	433	1	1008	2	2336	2	20339	1
	Sum klordan	0	.	.	0	.	0	5	1	7	2	24	2	300	1
	Sum PBB	0	.	.	0	.	0	.	0	.	0	139	1	.	0
	Sum PBDE	0	.	.	0	.	0	.	0	16	1	954	1	641	1
Hubro <i>Eagle owl</i>	Sum toksafen	0	.	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0
	Sum PFC	0	.	.	0	.	0	.	0	.	0	.	0	1022	1
	Sum BFR	0	.	.	0	.	0	.	0	18	1	1092	1	666	1
	HCB	0	.	133	1	60	2	8	1	10	2	9	2	235	1
	Dieldrin	0	.	3	1	4	1	.	0	.	0	.	0	.	0
	Sum HCH	0	.	.	0	.	0	.	0	4	2	3	2	28	1
	Mirex	0	.	.	0	.	0	.	0	4	1	18	2	153	1
	Hg	0	.	158	1	31	2	15	1	172	2	115	2	390	1
	Sum DDT	0	0	15537	1	15622	2	17257	10	7360	26	3638	14	3262	21
	Sum PCB	0	0	5675	1	5836	2	1517	10	1235	26	1769	14	1019	21
	Sum klordan	0	0	.	0	.	0	68	10	127	26	130	14	39	21
	Sum PBB	0	0	.	0	.	0	.	0	18	2	8	3	1	6
	Sum PBDE	0	0	.	0	.	0	.	0	13	1	41	2	14	21
	Sum toksafen	0	0	.	0	.	0	.	0	.	0	2	3	3	6
	Sum PFC	0	0	.	0	.	0	.	0	.	0	95	2	74	4
	Sum BFR	0	0	.	0	.	0	.	0	24	2	35	3	14	21
	HCB	0	0	1241	1	789	2	93	10	43	26	35	14	24	21
	Dieldrin	0	0	46	1	234	1	.	0	100	1	30	2	.	0
Dvergfalk <i>Merlin</i>	Sum HCH	0	0	.	0	.	0	.	0	61	1	19	14	19	21
	Mirex	0	0	.	0	.	0	7	9	1	3	15	13	9	21
	Hg	0	0	640	1	276	2	413	10	168	26	411	12	295	15
	Sum DDT	.	.	.	.	.	.	.	.	201	3	.	0	60	5
	Sum PCB	.	.	.	.	.	.	.	.	100	3	.	0	121	5
	Sum klordan	.	.	.	.	.	.	.	.	6	3	.	0	5	5
	Sum PBB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	6	2
	Sum PBDE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	2	5
	Sum toksafen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0
	Sum PFC	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0
	Sum BFR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	5	5
	HCB	.	.	.	.	.	.	.	.	8	3	.	0	7	5
	Dieldrin	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0
	Sum HCH	.	.	.	.	.	.	.	.	7	2	.	0	2	5
	Mirex	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0	.	0	1	5
	Hg	.	.	.	.	.	.	.	.	70	3	.	0	270	5
	Sum DDT	.	.	.	.	534	2	.	0	1223	4	.	0	152	2
	Sum PCB	.	.	.	.	1669	2	.	0	2942	5	3922	1	549	2
Tårnfalk <i>Kestrel</i>	Sum klordan	.	.	.	.	.	0	.	0	422	4	47	1	9	2
	Sum PBB	.	.	.	.	.	0	.	0	2	1	.	0	.	0
	Sum PBDE	.	.	.	.	.	0	.	0	13	1	.	0	4	2
	Sum toksafen	.	.	.	.	.	0	.	0	1	1	29	1	.	0
	Sum PFC	.	.	.	.	.	0	.	0	.	0	.	0	3	1
	Sum BFR	.	.	.	.	.	0	.	0	15	1	.	0	6	2
	HCB	.	.	.	.	25	2	.	0	222	3	.	0	9	2
	Dieldrin	.	.	.	.	4	1	.	0	12	2	60	1	.	0
	Sum HCH	.	.	.	.	.	0	.	0	143	1	.	0	3	2
	Mirex	.	.	.	.	.	0	.	0	205	1	.	0	3	2
	Hg	.	.	.	.	74	1	.	0	209	4	.	0	21	2
Jaktfalk <i>Gyr Falcon</i>	Sum DDT	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PCB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum klordan	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PBB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PBDE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum toksafen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PFC	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum BFR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	HCB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Dieldrin	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum HCH	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Mirex	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Hg	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum DDT	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PCB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum klordan	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PBB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PBDE	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum toksafen	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum PFC	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum BFR	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	HCB	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Dieldrin	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Sum HCH	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Mirex	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	Hg	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.



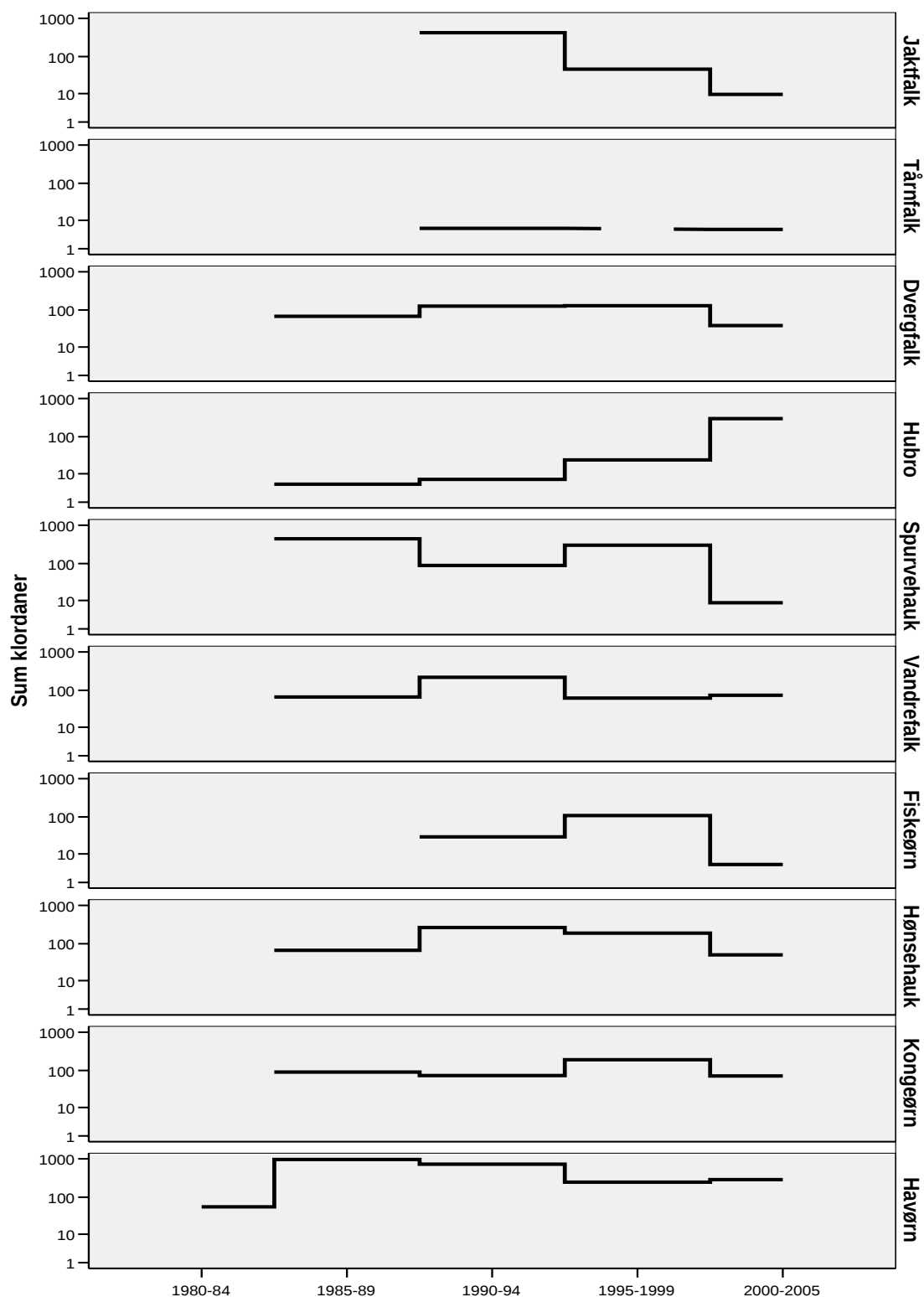
Figur 2. Sum DDT (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1966-2005. - Sum DDTs (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1966-2005.



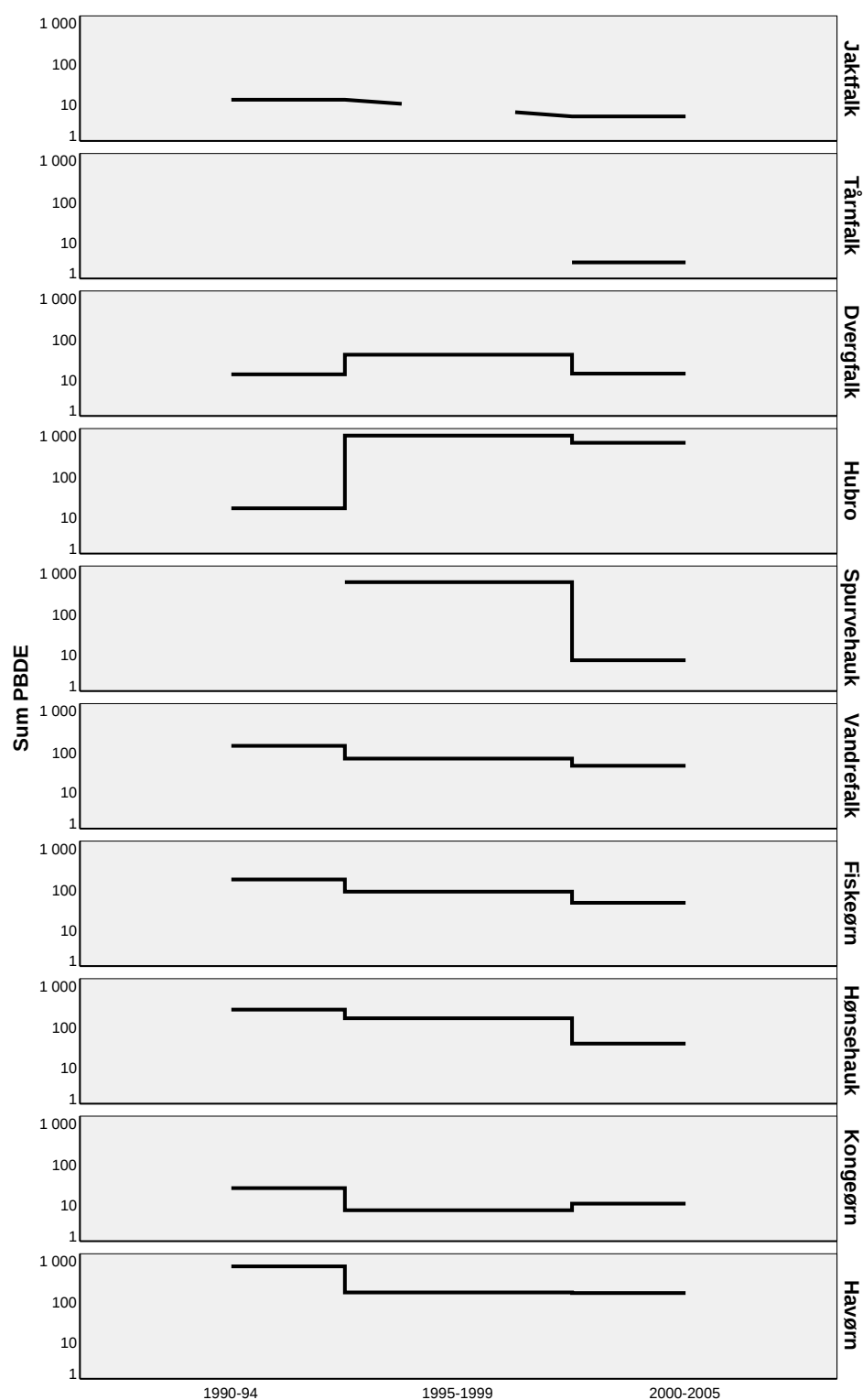
Figur 3. Sum PCB (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1967-2005. - Sum PCBs (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1967-2005.



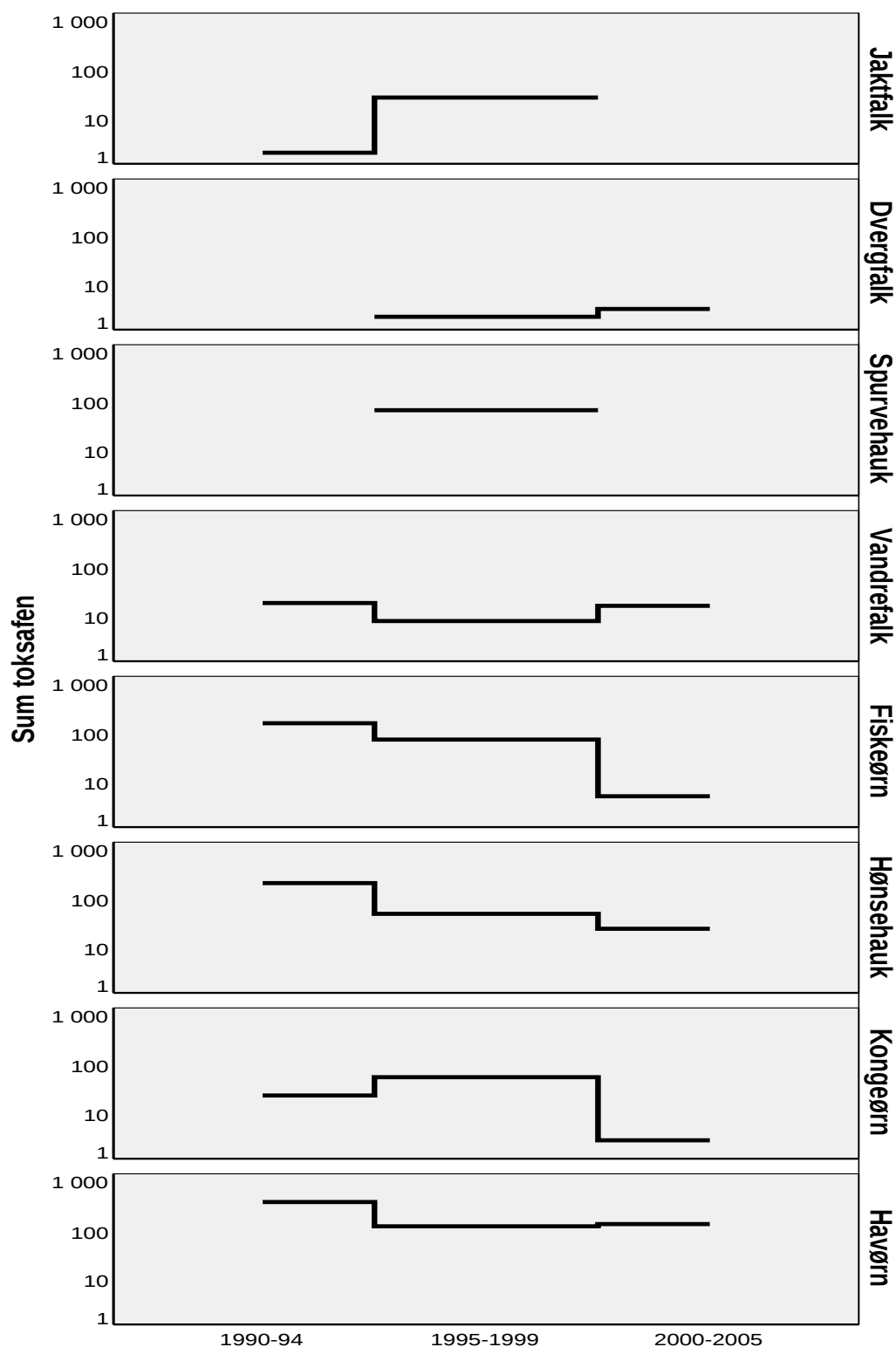
Figur 3. Sum HCH (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1974-2005. - Sum HCH (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1974-2005.



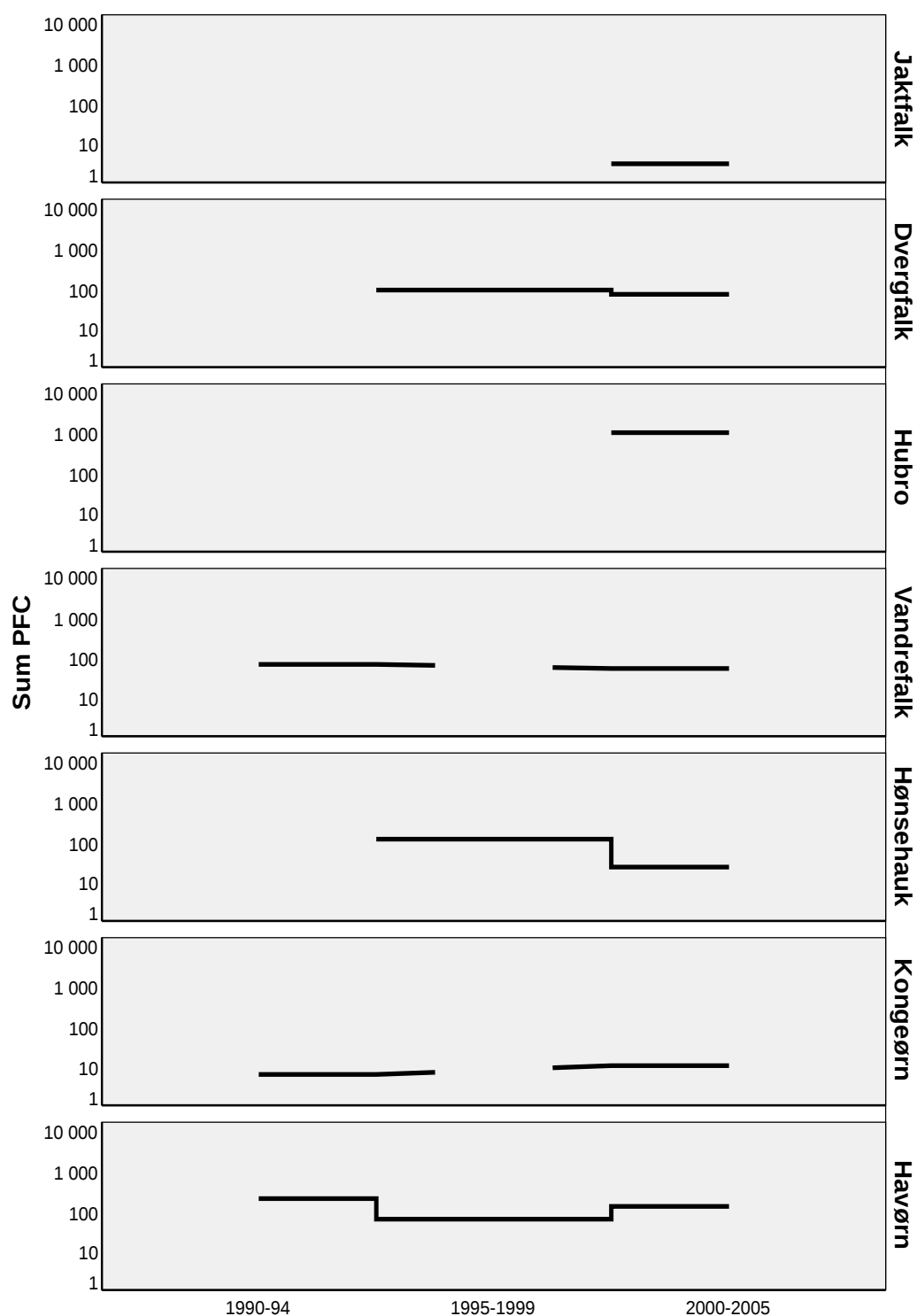
Figur 5. Sum klordaner (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1984-2005. - Sum chlordanes (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1984-2005.



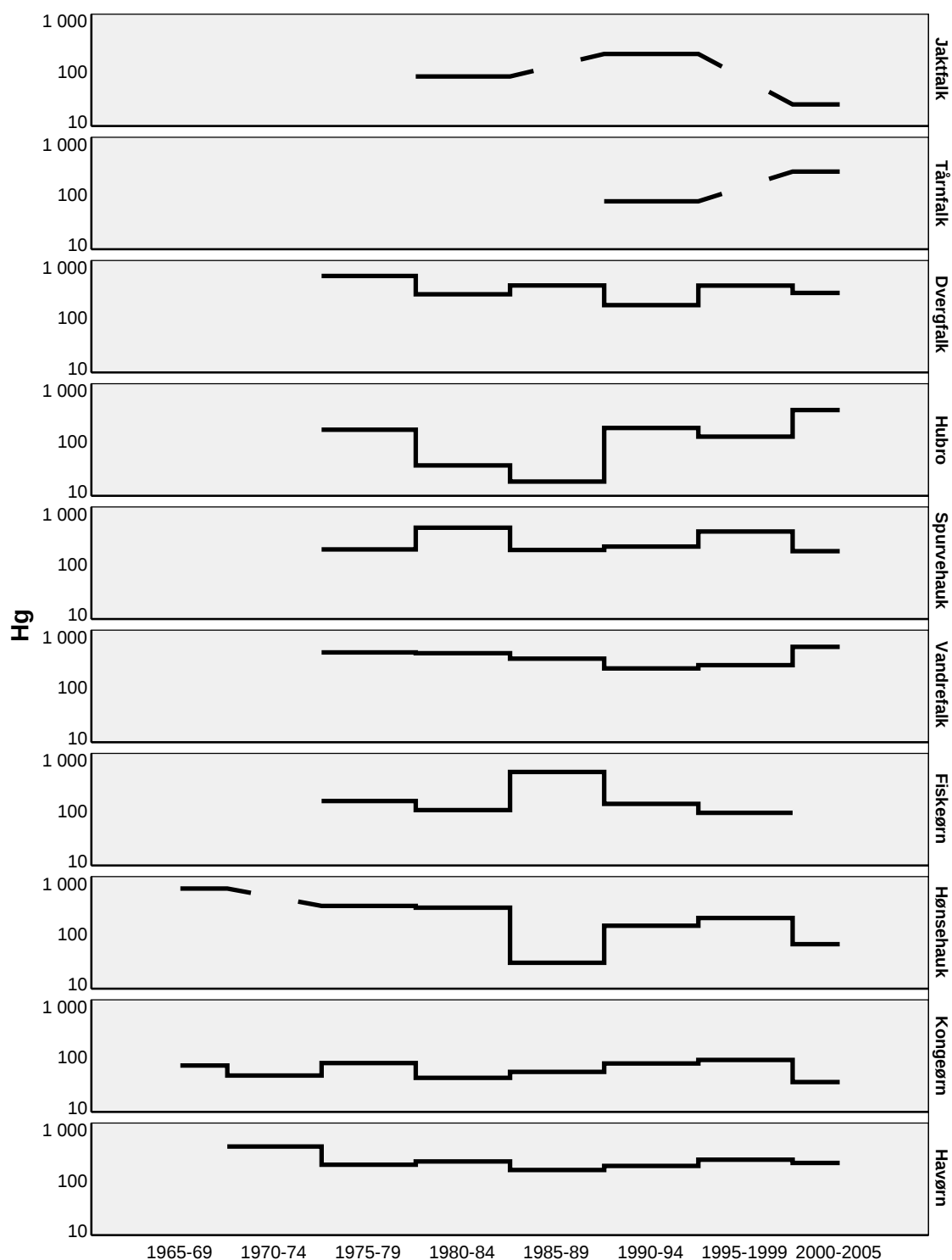
Figur 6. Sum PBDE (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2005. - Sum PBDEs (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1991-2005.



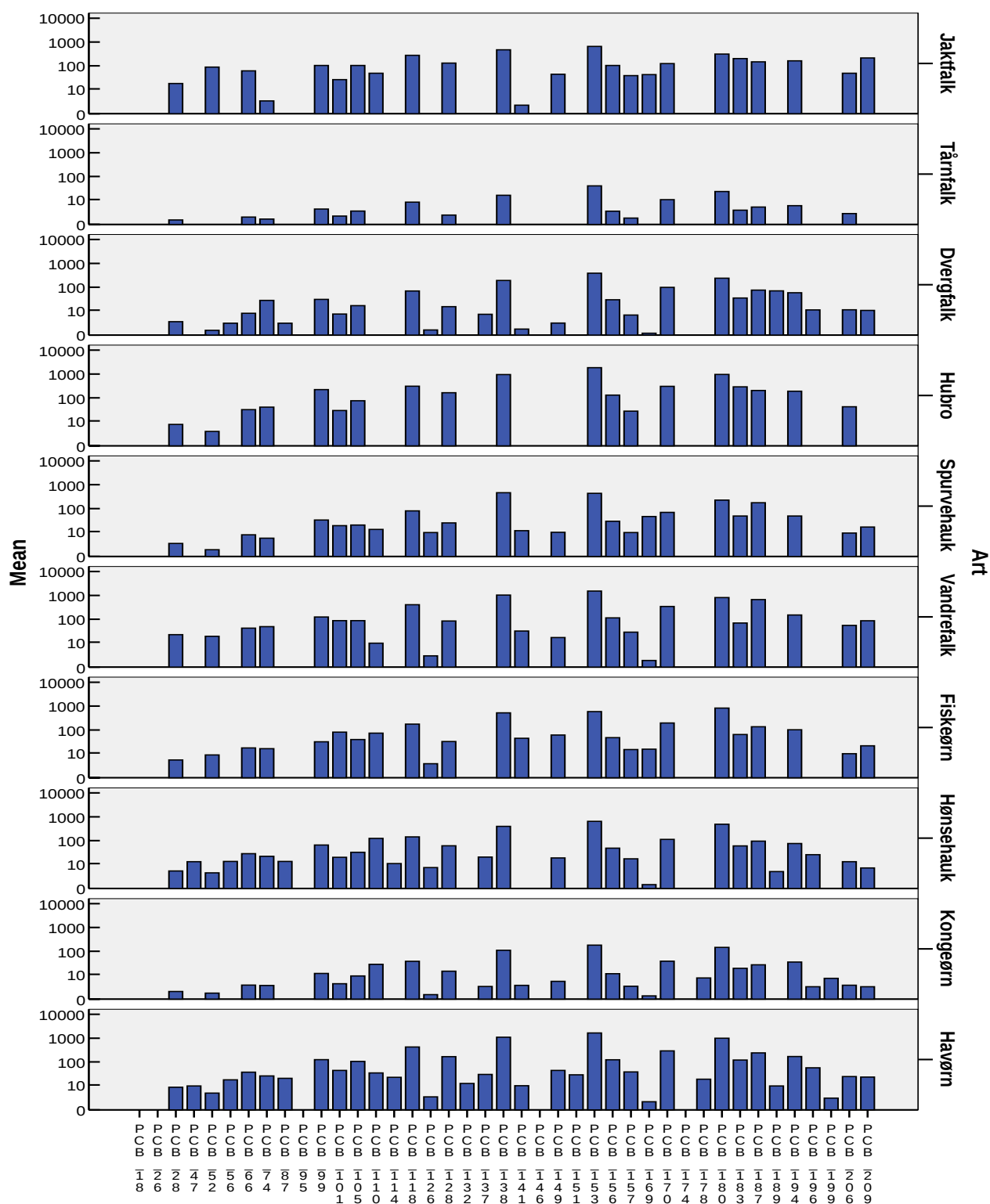
Figur 7. Sum toksafener (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2002. – Sum of toxaphenes (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1991-2002.



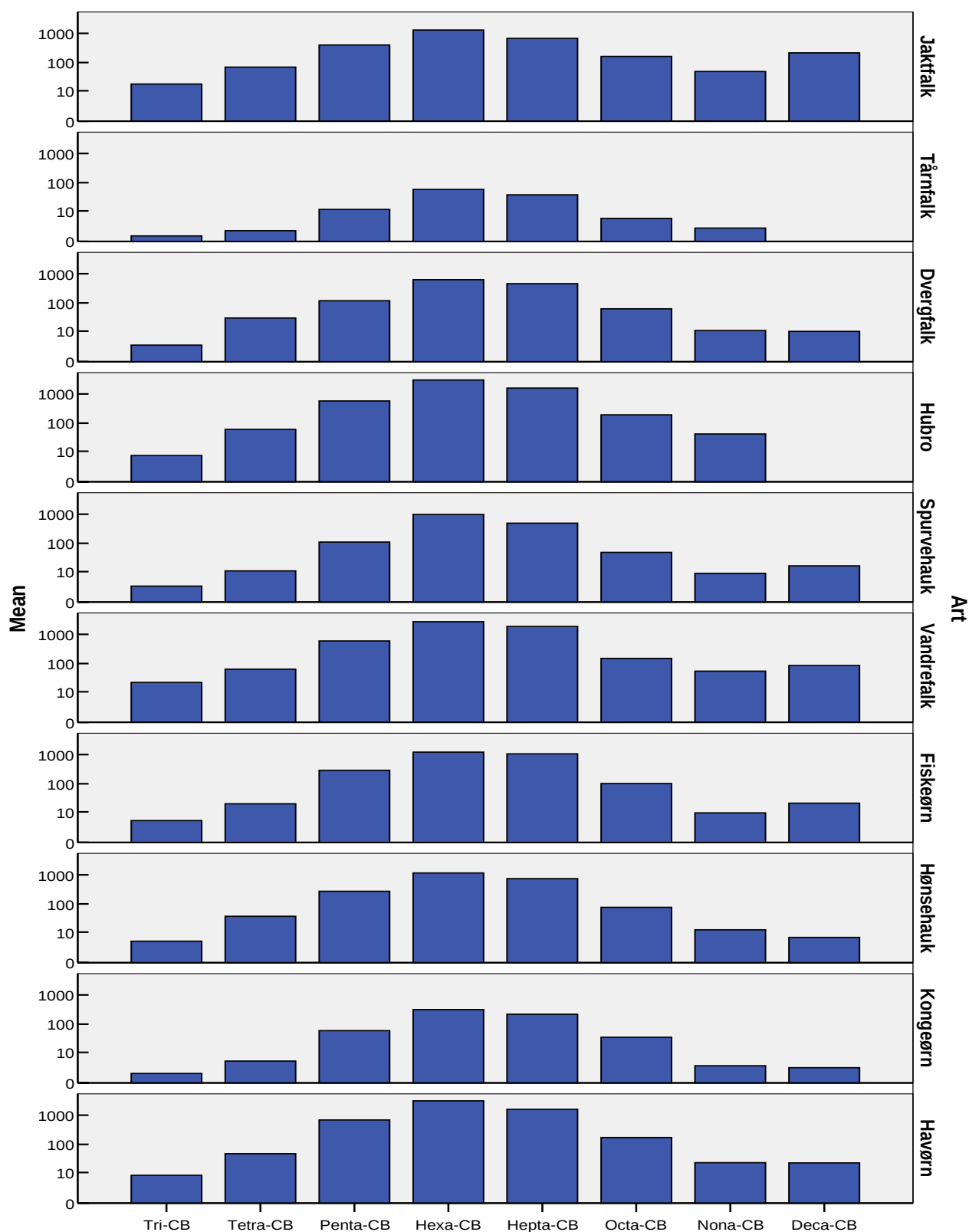
Figur 8. Sum polyfluorerte organiske stoffer (PFC) (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2005. - Sum PFCs (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1990-2005.



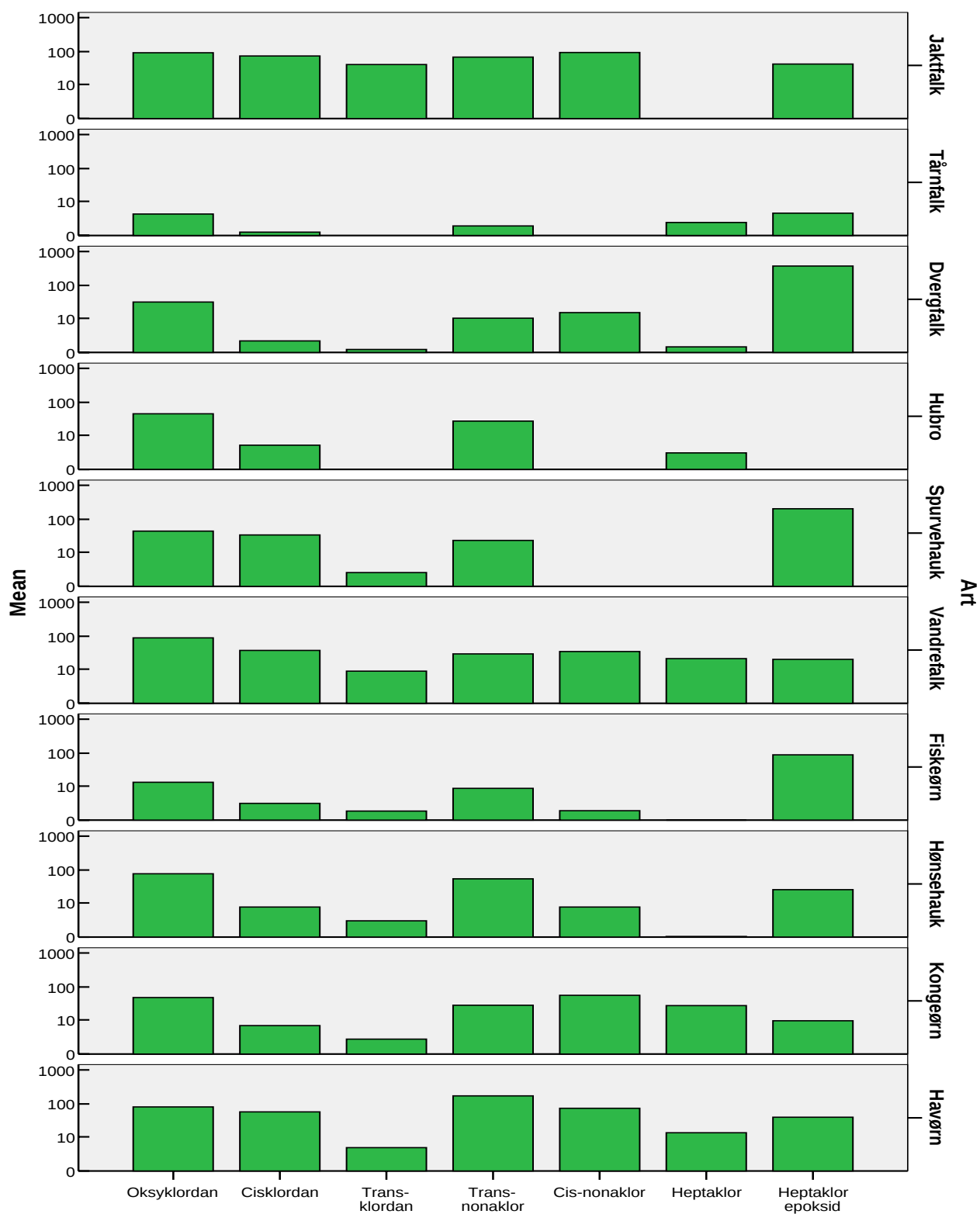
Figur 9. Kvikksølv (ppb ferskvekt, gjennomsnitt av kull) i egg av noen norske rovfuglarter 1966-2005. - Mercury (ppb fresh weight, average clutch values) in some Norwegian bird of prey eggs 1966-2005.



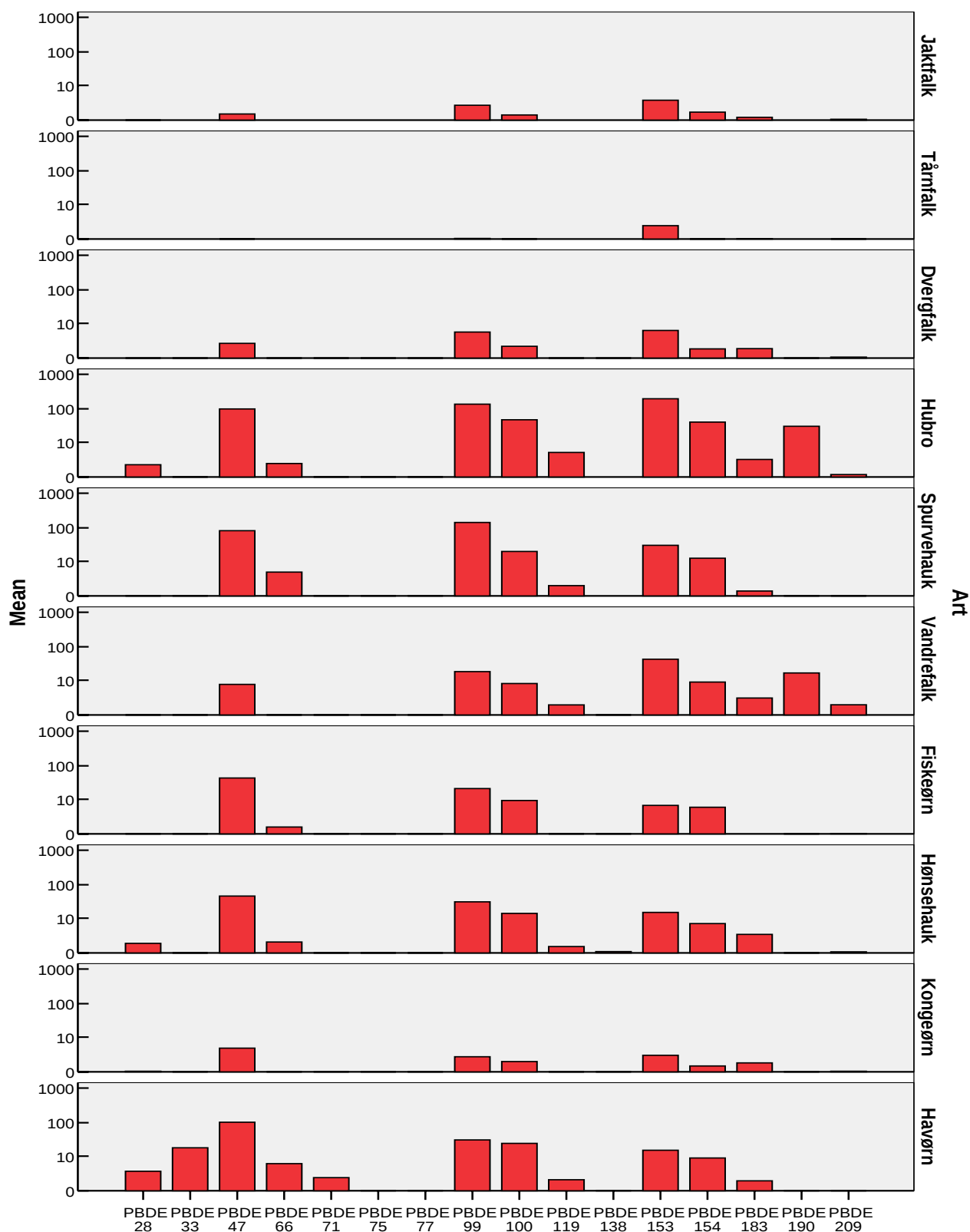
Figur 10. Gjennomsnittlig fordeling av PCB kongenere i egg av noen norske rovfuglarter 1987-2005 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of PCB congeners in eggs of some Norwegian birds of prey 1987-2005 (ppb, fresh weight).



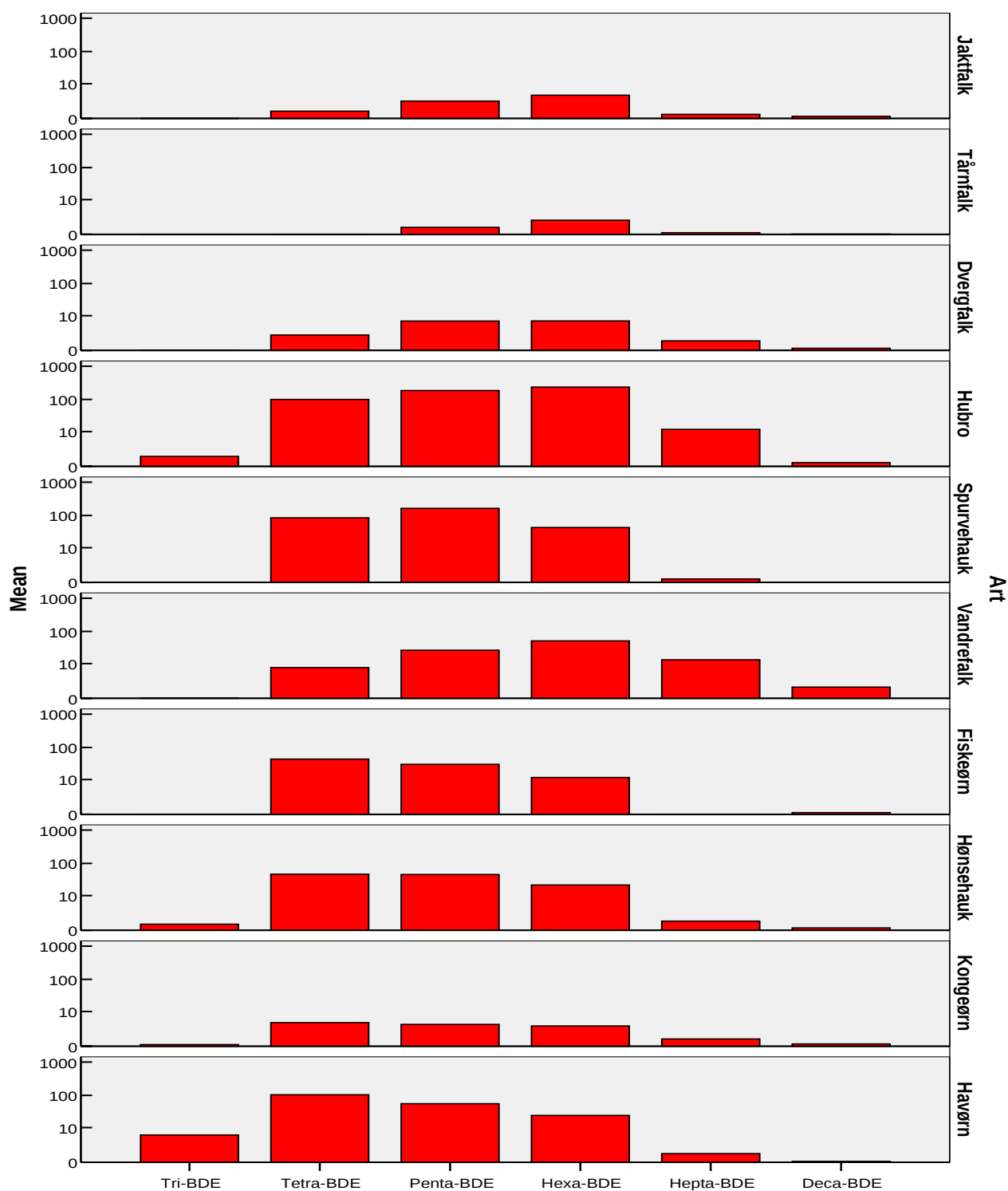
Figur 11. Gjennomsnittlig fordeling av PCB homologer i egg av noen norske rovfuglarter 1987-2005 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of PCB homologues in eggs of some Norwegian birds of prey 1987-2005 (ppb, fresh weight).



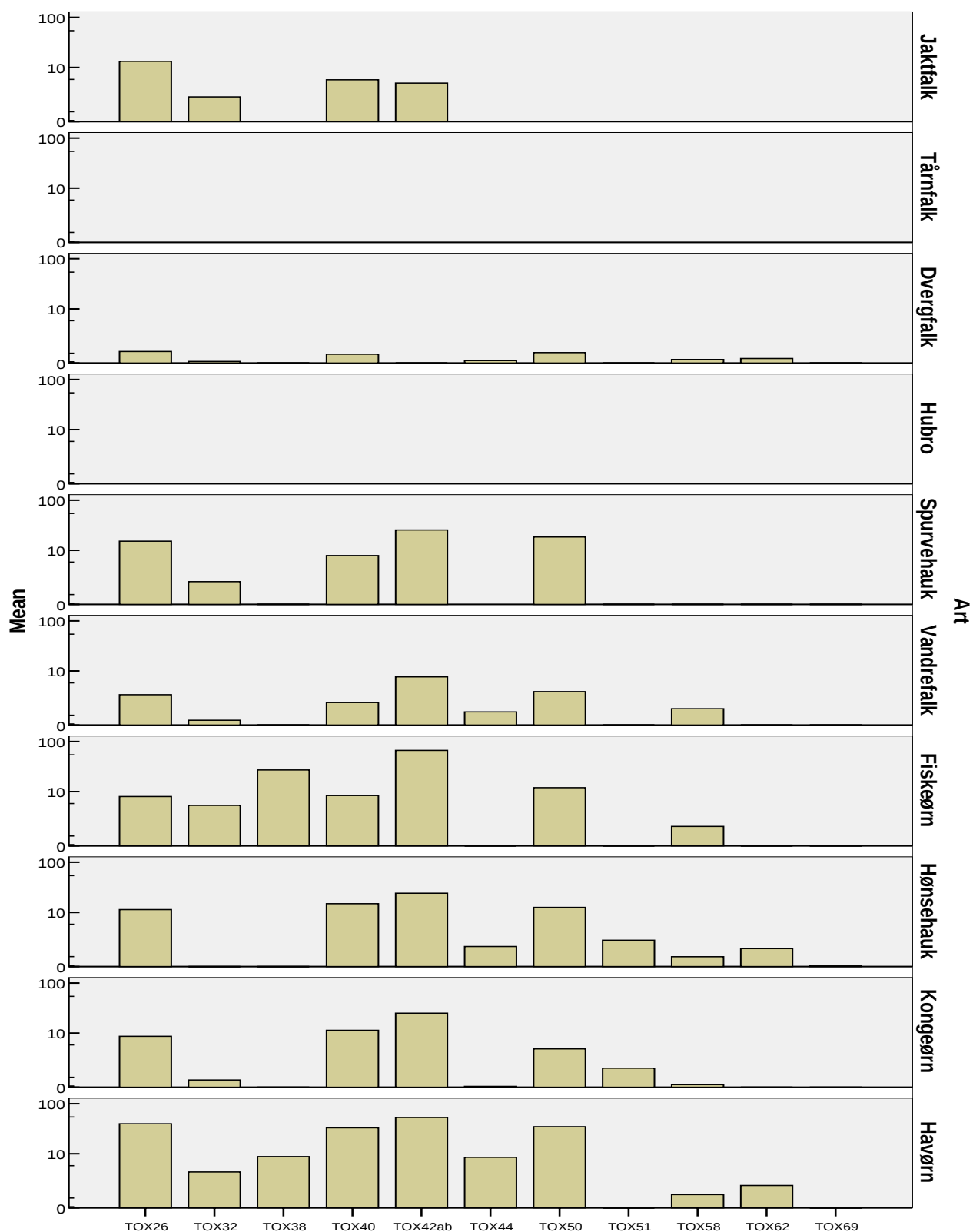
Figur 12. Gjennomsnittlig fordeling av klordaner i egg av noen norske rovfuglarter 1987-2005 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of chlordanes in eggs of some Norwegian birds of prey 1987-2005 (ppb, fresh weight).



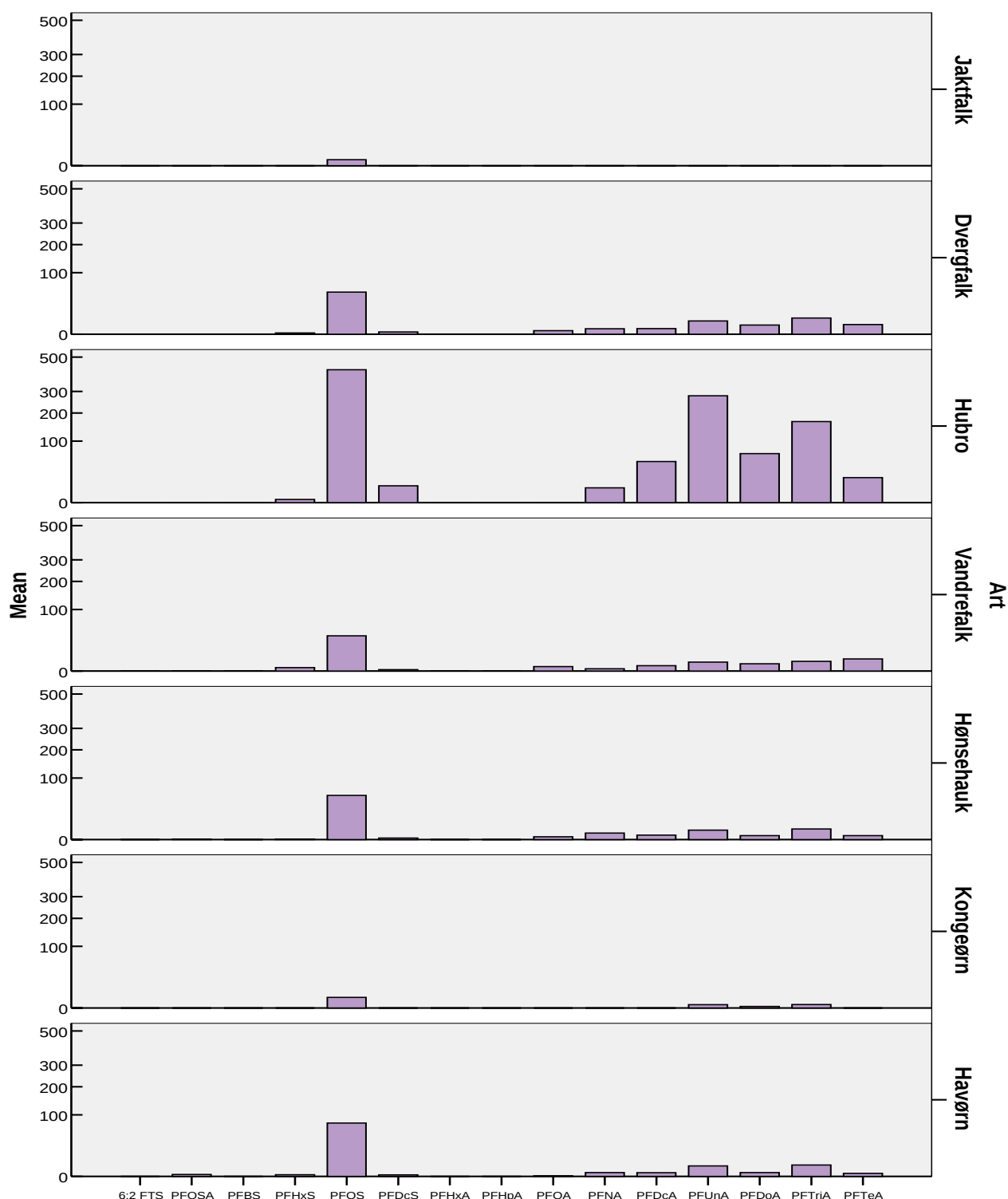
Figur 13. Gjennomsnittlig fordeling av PBDE-kongenere i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2005(ppb, ferskvekt). – Average distribution of PBDE congeners in eggs of some Norwegian birds of prey 1991-2005 (ppb, fresh weight).



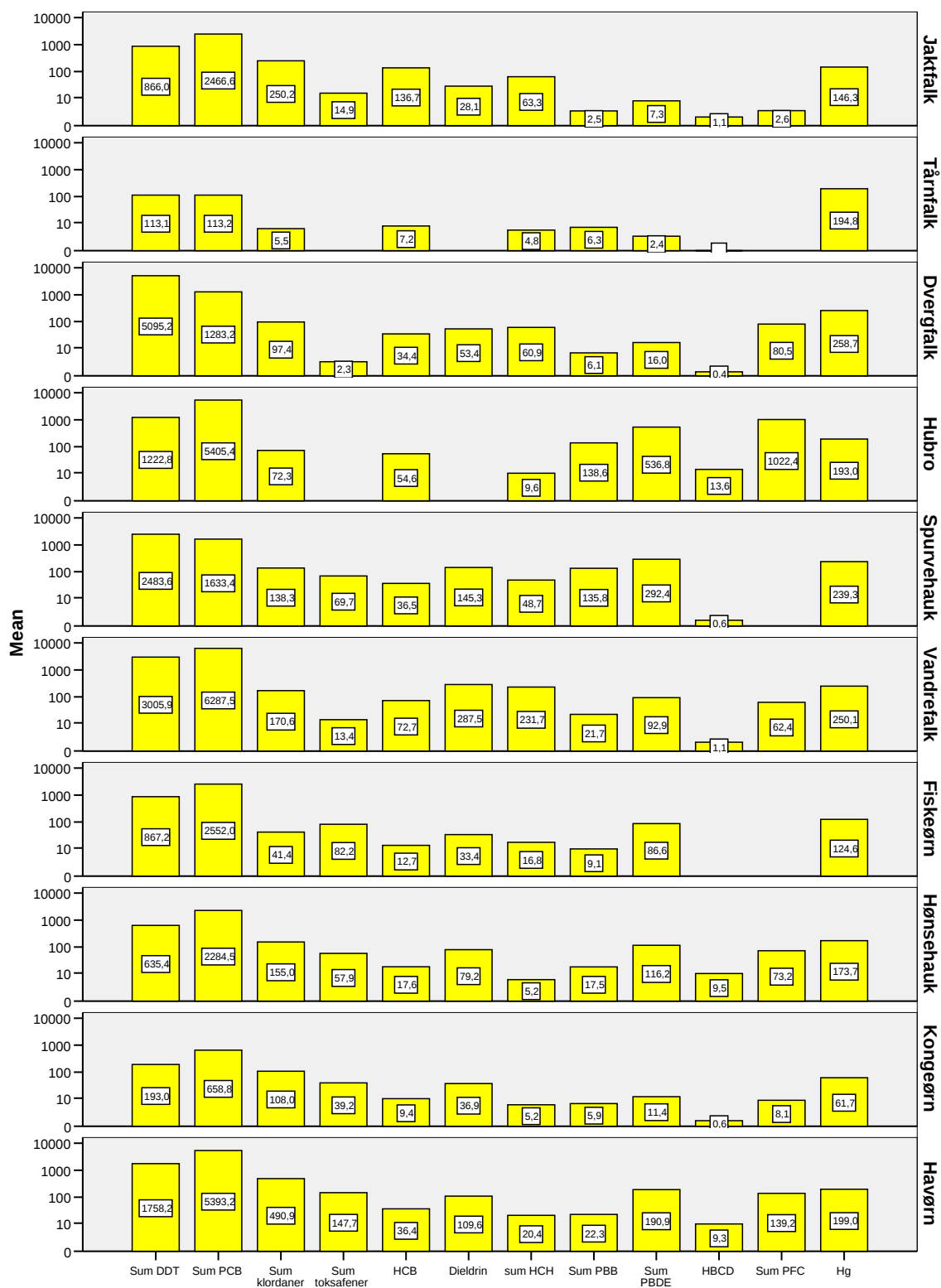
Figur 14. Gjennomsnittlig fordeling av PBDE-homologer i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2005 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of PBDE homologues in eggs of some Norwegian birds of prey 1991-2005 (ppb, fresh weight).



Figur 15. Gjennomsnittlig fordeling av toksafener i egg av noen norske rovfuglarter 1991-2002 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of toxaphenes in eggs of some Norwegian birds of prey 1991-2002 (ppb, fresh weight).



Figur 16. Gjennomsnittlig fordeling av PFC-stoffer i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2005 (ppb, ferskvekt). – Average distribution of PFCs in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2005 (ppb, fresh weight).



Figur 17. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av ulike miljøgifter i egg av noen norske rovfuglarter 1990-2005 (ppb, ferskvækt). Se Tabell 3 for antallet egg og tidsepoker som ligger til grunn – Average distribution of some environmental pollutants in eggs of some Norwegian birds of prey 1990-2005 (ppb, fresh weight). See Table 3 for sample size and time periods.

5.2 Korrelasjoner

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. – 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).

		Sum DDT	Sum PCB	HCB	Dieldrin	Sum HCH	Sum klor-daner	Mirex	Hg	Sum toksa-fener	HBC D	Sum PBDE	Sum PFC	Skallfortynning	Skallindeks	Uttørring-sind.
Sum DDT	R	1	,707**	,727**	,624**	,668**	,473**	,507**	,560**	,155	,406**	,515**	,588*	-,360**	-,271**	-,127*
	N	377	369	351	107	185	283	157	317	68	46	103	18	300	278	247
Sum PCB	R	,707**	1	,673**	,697**	,541**	,742**	,822**	,469**	,604**	,819**	,838**	,759**	-,132*	-,141*	-,212**
	N	369	371	351	109	185	285	157	309	70	46	104	18	298	276	249
HCBC	R	,727**	,673**	1	,588**	,671**	,589**	,608**	,446**	,340**	,575**	,490**	,755**	-,275**	-,297**	-,138*
	N	351	351	351	104	185	281	157	293	68	46	103	18	287	266	239
Dieldrin	R	,624**	,697**	,588**	1	,581**	,390**	,506	,458**	,543**	(a)	,716**	,700	-,068	-,117	-,152
	N	107	109	104	109	46	50	10	80	35	0	21	6	84	85	71
Sum_HCH	R	,668**	,541**	,671**	,581**	1	,343**	,664**	,370**	,038	,441**	,408**	,579*	-,086	-,055	-,036
	N	185	185	185	46	185	185	132	130	68	46	102	18	141	137	128
Sum klordaner	R	,473**	,742**	,589**	,390**	,343**	1	,780**	,315**	,641**	,872**	,711**	,580*	,045	-,031	-,160*
	N	283	285	281	50	185	285	157	228	70	46	104	18	235	213	203
Mirex	R	,507**	,822**	,608**	,506	,664**	,780**	1	,439**	,636**	,791**	,691**	,699**	,014	,019	-,051
	N	157	157	157	10	132	157	157	128	42	46	86	14	138	126	118
Hg	R	,560**	,469**	,446**	,458**	,370**	,315**	,439**	1	,265	,230	,271*	,607*	-,134*	-,067	,193**
	N	317	309	293	80	130	228	128	318	15	45	59	13	247	227	200
Sum toksafener	R	,155	,604**	,340**	,543**	,038	,641**	,636**	,265	1	(a)	,668**	,125	,361**	,045	-,341**
	N	68	70	68	35	68	70	42	15	70	0	56	6	64	61	58
HBCD	R	,406**	,819**	,575**	(a)	,441**	,872**	,791**	,230	(a)	1	,921**	,632*	,062	,057	-,266
	N	46	46	46	0	46	46	46	45	0	46	46	10	35	36	40
Sum PBDE	R	,515**	,838**	,490**	,716**	,408**	,711**	,691**	,271*	,668**	,921**	1	,714**	,201	,092	-,324**
	N	103	104	103	21	102	104	86	59	56	46	104	16	88	85	88
Sum PFC	R	,588*	,759**	,755**	,700	,579*	,580*	,699**	,607*	,125	,632*	,714**	1	,200	,045	-,471
	N	18	18	18	6	18	18	14	13	6	10	16	20	17	17	17
Skallfortynning	R	-,360**	-,132*	-,275**	-,068	-,086	,045	,014	-,134*	,361**	,062	,201	,200	1	,751**	-,076
	N	300	298	287	84	141	235	138	247	64	35	88	17	528	320	234
Skallindeks	R	-,271**	-,141*	-,297**	-,117	-,055	-,031	,019	-,067	,045	,057	,092	,045	,751**	1	-,045
	N	278	276	266	85	137	213	126	227	61	36	85	17	320	331	240
Uttørring-sind.	R	-,127*	-,212**	-,138*	-,152	-,036	-,160*	-,051	,193**	-,341**	-,266	-,324**	-,471	-,076	-,045	1
	N	247	249	239	71	128	203	118	200	58	40	88	17	234	240	273

Sum DDT (som i hovedsak består DDE) korrelerer signifikant positivt med alle analyserte unntatt toksafener. PCB og HCB korrelerer signifikant positivt med alle organiske miljøgifter og kvikksølv, dieldrin ikke med PFC, HCH korrelerer med alle unntatt toksafener, klordaner korrelerer med alle, mirex korrelerer med alle, Hg korrelerer med alle unntatt toksafen og HBCD, toksafener korrelerer med alle unntatt DDE, HCH, og PFC og HBCD korrelerer med alle. For dieldrin mangler data. PBDE korrelerer positivt med alle, og PFC korrelerer med alle unntatt dieldrin og toksafener. Relativ skallfortynning korrelerer signifikant negativt med DDE, PCB, HCB Hg og toksafener, mens relativ skallindeksfortynning korrelerer signifikant negativt med DDE, PCB og HCB. Relativ skall-

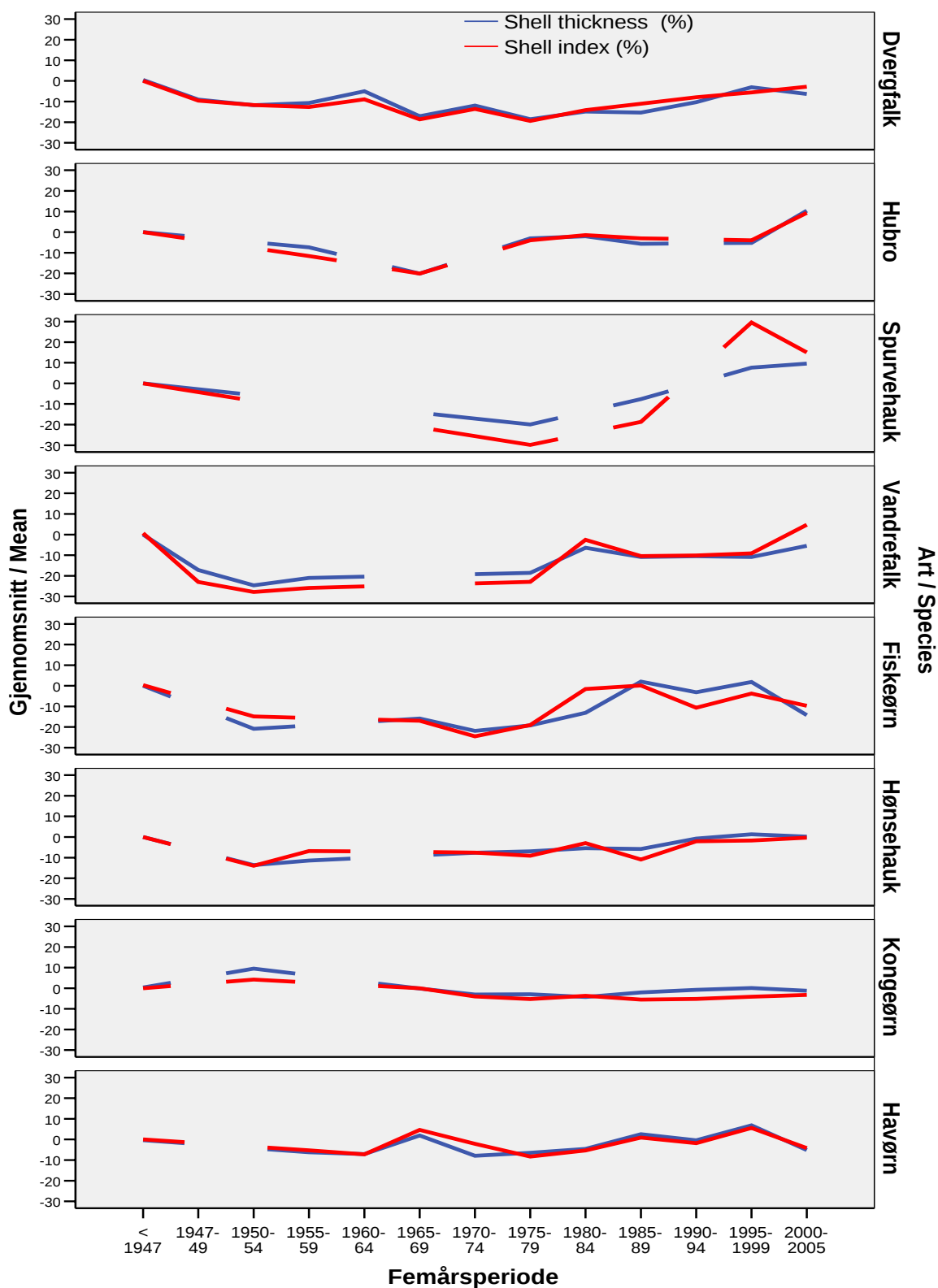
tykkelse og skallindeks er sterkt positivt korrelert med hverandre. Uttøringsindeksen er signifikant negativt korrelert med DDE, HCB, toksafener og PBDE, og signifikant positivt korrelert med PCB og kvikksølv. Den er også på grensen til å være signifikant negativt korrelert med PFC ($P = 0,056$). Den miljøgiften som har gjennomgående de høyeste korrelasjonsverdiene (negativ) med parametere for skalltykkelse er DDE.

5.3 Eggskallfortynning

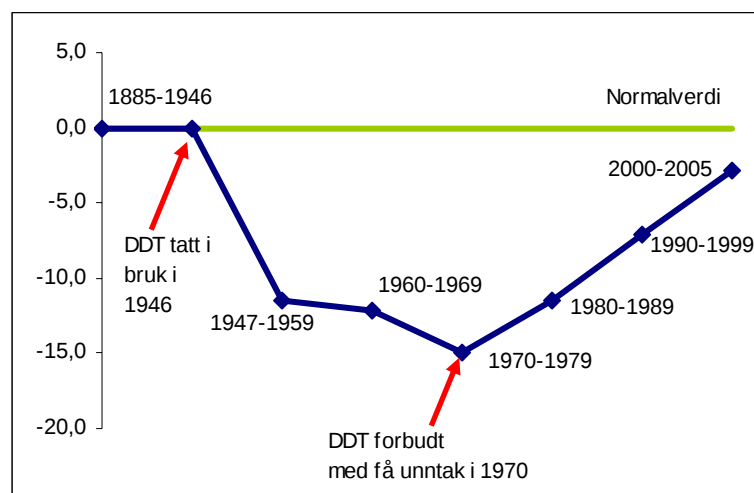
Det er vel kjent at DDE (et nedbrytningsprodukt av DDT) virker eggskallfortynnende hos fugl (Fyfe et al. 1994, Newton 1979, Ratcliffe 1967). De fleste norske rovfuglarter har gjennomgått en fase med eggskallfortynning. Det er store luker i datamaterialet fra den perioden da effekten sannsynligvis var sterkest; fra 1947 til ca 1970. Men også etter denne perioden har effektene vært til dels alvorlige. **Figur 18** og **Tabell 5** oppsummerer dataene fra Norge. Dverg-falken, som har vært en av artene med størst eggskallfortynning de seneste tiår, har hatt en positiv utvikling de senere åra (**Figur 19**). Skallfortynningen ligger nå på mellom 3 og 5 %, og er sannsynligvis ikke negativ for bestanden. Det dårlige hekkeåret for dverg-falk i Sør-Norge i 2005 kan ha andre årsaker enn miljøgifter. For havørna er ikke lenger fortynningen signifikant, det samme gjelder de fleste arter. Unntakene er fiskeørn (9,7 % reduksjon av skallindeks. 14 % i skalltykkelse, og spurvehauk (-15 % skallindeks), men materialet er lite, og kan skyldes tilfeldigheter. Sammenhengen mellom skallindeks og DDE-innhold på ferskvektsbasis er vist i **Figur 20**.

Tabell 5. Eggskallindeks (SI) og eggskalltykkelse (T) for norske rovfuglegg 1947-2005, sammenlignet med egg fra før 1947 (T-test, enhalet). * = $P < 0,05$, ** = $0,01 < P < 0,001$, *** = $P < 0,001$. N = antall kull. - Shell thickness indices in Norwegian eggs of birds of prey 1947-2005, compared to eggs from before 1947 (T-test, one-tailed). * = $P < 0.05$, ** $0.001 < P < 0.001$, *** = $P < 0.001$. N = no. of clutches.

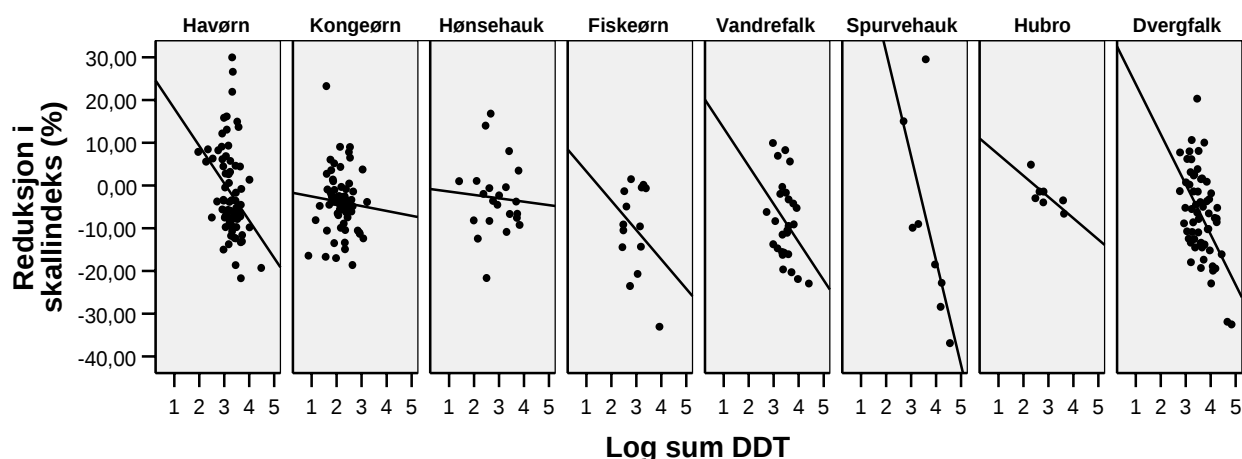
	Før 1947	1947 -59	1960 -69	1970 -79	1980- 89	1990 -99	2000- 05													
	SI T	N	Diff.	N	P	Diff.	N	P	Diff.	N	P	Diff.	N	P	Diff.	N	P	Diff.	N	P
Havørn	3,16	26	-5,3	3		-1,3	2		-7,1	10	*	-1,7	26		1,2	35		-4,2	11	
	619,6	27	-6,2	3		-5,7	3		-6,0	30	*	-4,8	79	*	-0,9	60		-4,7	13	
Kongeørn	3,19	6	4,2	3		0,4	5		-4,9	18		-5,5	19		-4,7	30		-3,3	14	
	601,8	7	9,5	3		-1,3	7		-4,0	42	*	-3,2	22		-0,6	33		-1,5	18	
Hønsenhauk	2,23	33	-9,2	3	*	.	0		-6,5	5	*	-4,9	8	*	-1,8	8		-0,3	5	
	435,4	33	-12,2	3	***	.	0		-9,2	6	***	-5,1	7	**	0,3	10		-0,3	6	
Fiskeørn	2,66	19	-14,9	1	*	-17,0	2	**	-20,4	4	***	-1,1	4		-8,1	8	**	-9,7	2	*
	519,4	19	-12,5	2	*	-15,9	2	**	-19,7	6	***	-8,0	5	*	-1,4	9		-14,2	2	*
Vandrefalk	1,88	25	-25,7	4	***	.			-22,9	1	**	-7,5	8	*	-9,7	16	***	4,8	2	
	362,3	25	-21,0	4	***	.			-13,0	5	**	-15,1	16	***	-9,2	21	***	-5,9	6	
Spurvehauk	1,41	4	.	0		.			-29,8	2	*	-18,6	3	*	9,8	2		15,1	1	*
	270,7	4	.	0		.			-20,6	3	*	-11,0	3		7,6	1		9,6	1	
Hubro	2,24	7	-11,6	1		-20,1	1	**	-4,0	3		-2,2	2		-0,2	3		1,4	2	
	416,7	7	-7,4	1		-20,1	1	**	-2,8	4		-5,9	3		-7,6	2		10,4	1	
Dverg-falk	1,23	23	-11,5	9	**	-12,2	6		-15,0	4	**	-11,6	12	***	-7,1	33	**	-2,8	20	
	241,9	23	-10,9	9	*	-9,0	6		-13,0	5	***	-15,9	15	***	-8,6	55	***	-5,4	26	*



Figur 18. Gjennomsnittlig avvik fra normal (før 1947-) skalltykkelse (grønn) og eggskallindeks (rød) hos noen norske rovfuglarter 1947-2005.- Average deviation from normal (pre 1947-) shell thickness (green) and shell indices (red) in some Norwegian birds of prey 1947-2005.



Figur 19. Eggskallfortynning hos dvergalk (målt tykkelse, %) i forhold til milepæler for DDE-bruk i den vestlige verden. - Shell thinning in merlin (measured thickness, %) in relation to milestones in DDT use in the western world.



Figur 20. Skallfortynning målt som reduksjon i skallindeks i forhold til log DDE-innhold (ng/g ferskvekt) hos utvalgte rovfuglarter i Norge. – Shell thinning expressed as reduction in shell indices 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 skallfortynning. – Coefficient of increase (b) point of intersection (c), for the equation $a = b \cdot \log DDE + c$, where a is relative shell thinning.

	b	c	P	N
Havørn <i>Haliaeetus albicilla</i>	-15,3	5,3	< 0,001	82
Kongeørn <i>Aquila chrysaetos</i>	-3,9	-7,8	0,002	83
Hønsenhauk <i>Accipiter gentilis</i>	-4,7	-2,5	0,379	26
Fiskeørn <i>Pandion haliaetus</i>	-23,7	-2,8	0,014	17
Vandrefalk <i>Falco peregrinus</i>	-11,5	-1,1	0,040	32
Spurvehauk <i>Accipiter nisus</i>	-35,7	20	0,034	11
Hubro <i>Bubo bubo</i>	-7,9	-0,2	0,237	11
Dvergalk <i>Falco columbarius</i>	-14,6	3,7	< 0,001	66

I **Tabell 6** ser en at b , som uttrykker hvor mye skallindeksen påvirkes av DDE, varierer ganske mye. Spurvehauken ser ut til å være den mest følsomme arten, fulgt av fiskeørn, havørn, dverg-

falk, vandrefalk, hubro, hønsehauk og kongeørn. 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. For kongeørna sitt vedkommende er skjæringspunktet ved null nesten minus åtte prosent, noe som kan tyde på at det enten er andre stoffer som virker i tillegg (se **Tabell 4**), eller at museums materialet som det sammenlignes med ikke er helt representativt for før-situasjonen.

6 Konklusjon

Det er en positiv utvikling av miljøgiftsituasjonen for norske rovfugler. De "klassiske" miljøgiftene som DDT og PCB er sakte, men sikkert på vei ned. Det ser ut som om marine næringskjeder, sannsynligvis på grunn av flere trofiske nivå mellom primærprodusenter og topp-predatorer, har jevnt over høyere nivåer av organiske miljøgifter enn de terrestriske. De "nye" miljøgiftene, som de bromerte flammehemmerne (BFR) og de perfluoreerte stoffene (PFC), er mer usikre. Datamateriale er enda for lite til å si om det er noen endring. Spesielt gjelder dette for PFC. Her trengs det mer data til å si noe om trender. Kvikksølvnivåene er fortsatt relativt høye, og viser ingen tegn til nedgang.

Havørna, som i hovedsak er en marin predator, har jevnt over høye verdier. Allikevel har arten hatt en jevn og god bestandsøkning de siste par tiåra, som blant annet sannsynligvis skyldes de nedadgående giftnivåene, men også god overlevelse. 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. 2006).

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 (våttvekt) sannsynligvis er nok til å gi 10 % skallfortynning, og dette ble satt i sammenheng med lavere produktivitet i en bestand på Vestlandet sammenlignet med innlandspar (Nygård & Gjershaug 2001). Bestanden i Norge som helhet ser ut til å være stabil (Gjershaug & Nygård 2003). Kongeørna står fortsatt på den norske rødlista (Kålås et al. 2006).

Hønsehauken var sterkt utsatt for kvikksølvforgiftning i den perioden kvikksølv ble brukt som beismiddel 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 alkylkvikksølv (Nygård 1997). Hønsehauken står fortsatt på den norske rødlista, men habitatforringelse er sannsynligvis en viktigere årsak til dens problemer enn miljøgifter.

Fiskeørna er en spesiell art som bare lever av fisk. I Norge hekker den bare ved ferskvann, og er derfor topp-predator i de limniske næringskjedene. 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 var i ferd med å dø ut i Norge 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 1983), men siden har situasjonen bedret seg kraftig. Dette settes i klar sammenheng med bedringen i miljøgiftsituasjonen for denne arten. Bestanden øker over hele landet, og er i ferd med å gjenetablere seg i innlandet (Steen 1996).

Spurvehauken. Lite er kjent om spurvehaukbestanden i Norge, men alt tyder på at den var kraftig påvirket av miljøgifter for noen tiår siden. 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 (Kålås et al. 2006). Enkelte hubroegg har hatt svært høye miljøgiftnivåer, men materialet er for lite til å si noe om betydningen av disse. Allikevel er 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, som lever i hovedsak av terrestriske spurvefugler, har fått en bedret miljøgiftsituasjon, men er fortsatt blant de høyest belastede artene. Den er en trekkende art, og er derfor sårbar for situasjonen på overvintringsplassene, som er Sørvest-Europa (Nygård 1999). Det spesielt med dvergfalken er at DDT-nivåene er høyere enn PCB-nivåene. 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.

Tårnfalken er en smånagerspesialist, og er derfor på toppen av en kort terrestrisk næringskjede. Den har stort sett 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 også på toppen av en kort terrestrisk næringskjede (rypespesialist), og miljøgiftnivåene er relativt lave, men ikke så lave som en skulle forvente teoretisk. 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.

7 Referanser

- AMAP. 1997. Arctic pollution issues: A state of the arctic environment report. - Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo.
- Berg, W., Johnels, A. G., Sjöstrand, B. & Westermark, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. - *Oikos* 17: 71-83.
- 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.
- De Wit, C. A. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. - *Chemosphere* 46: 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.
- 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: 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.
- Gabrielsen, G. W., Skaare, J. U., Polder, A. & Bakken, V. 1995. Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) in the southern part of Svalbard. - Sci. Total Environ. 160/161: 337-346.
- Giesy, J. P. & Kannan, K. 2001. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. - Environmental Science & Technology 35: 1339-1342.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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. S.
- 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: 293-300.
- Herzke, D., Kallenborn, R. & Nygård, T. 2001. Organochlorines in egg samples from Norwegian birds of prey: Congener-, isomer- and enantiomer specific considerations. - Science of the Total Environment.
- 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: 1558-1569.
- 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.
- Houde, M., Balmer, B. C., Brandsma, S., Wells, R. S., Rowles, T. K., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. 2006. Perfluoroalkyl compounds in relation to life-history and reproductive parameters in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from Sarasota Bay, Florida, USA. - Environmental Toxicology and Chemistry 25: 2405-2412.
- Houde, M., Bujas, T. A. D., Small, J., Wells, R. S., Fair, P. A., Bossart, G. D., Solomon, K. R. & Muir, D. C. G. 2006. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. - Environmental Science & Technology 40: 4138-4144.
- Hoyt, D. F. 1979. Practical methods of estimating volume and fresh weight of birds eggs. - Auk 96: 73-77.
- Kallenborn, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2000. A comprehensive survey of persistent organic pollutants in Norwegian birds of prey eggs. Dioxin 2000. Monterey. 13.-17. Aug. S.
- 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: 3065-3070.
- Kålås, J. A., Viken, Å. & Bakken, T., red. 2006. Norsk Rødliste 2006. - Artsdatabanken, Trondheim.

- 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: 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: 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.
- Løbersli, E. M., red. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. (Terrestrial monitoring in Norway. In Norwegian). DN-Rapport 8-1989: 1-98. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- 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: 1920-1927.
- Newsted, J. L., Jones, P. D., Coady, K. & Giesy, J. P. 2005. Avian toxicity reference values for perfluorooctane sulfonate. - *Environmental Science & Technology* 39: 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.
- Nisbet, I. C. T. 1988. The relative importance of DDE and dieldrin in the decline of Peregrine Falcon populations. - I Cade, T. J. e. a., red. Peregrine Falcon populations. Their management and recovery. The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. S. 351-375.
- 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.
- Nygård, T. 1983. Pesticide residues and shell thinning in eggs of peregrines in Norway. - *Ornis Scand.* 14: 161-166.
- Nygård, T. 1983. 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. 1997. 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. 1997. 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. 1997. 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. 1999. Correcting eggshell indices of raptor eggs for hole size and eccentricity. - *Ibis* 141: 85-90.
- Nygård, T. 1999. 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. 1999. 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. 1999. 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. & 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. & 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., 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: 2733-2740.
- Parkinson, A. & Safe, S. 1987. Mammalian biologic and toxic effects of PCB. - Environmental toxin Ser. 1: 49-75.
- Powley, C. R., George, S. W., Ryan, T. W. & Buck, R. C. 2005. - Analytical Chemistry 77: 6353-6358.
- 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.
- Skåre, J. U., Wiig, Ø. & Bernhoff, A. 1994. Klorerte organiske miljøgifter; nivåer og effekter på isbjørn. - Norsk polarinstitutt rapportserie: 1-23.
- 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.
- Slemr, F. & Langer, E. 1992. Increase in global atmospheric concentrations of mercury inferred from measurements over the Atlantic Ocean. - Nature 355: 434-437.
- 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: 5517-5523.
- Steen, O. F. 1996. Vandrefalkens bestandsstatus i Norge -fylkesoversikt pr. 1995. - Vandrefalken 3: 7.
- Sturman, B. T. 1985. Development of a continuous-flow hydride and mercury vapor generation accessory for atomic absorption spectrophotometry. - Appl. Spectrosc. 39: 48-56.
- 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: 7439-7445.
- Vorspoels, S., Covaci, A. & Schepens, P. 2002. Polybrominated diphenylethers in marine species in human/poultry fat and in hair/plumage from a contaminated area. - Chemosphere 25: 1861-1867.
- 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. Miljøgifter och miljöföroreningar - en översikt med exempel från yttre miljö och arbetsmiljö. - I Iversen, T.-H., red. Kjemiske miljøgifter. 2. Universitetsforlaget, Oslo. S. 81-204.
- 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.

NINA Rapport 213

ISSN: 1504-3312

ISBN: 82-426-1773-2, 978-82-426-1773-6



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>