

0 56

# Miljøgifter i dvergfolk i Norge

## forskningsrapport

Torgeir Nygård  
Per Jordhøy  
Janneche Utne Skåre

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 50

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner NINA



NINA



NATUROVERVÅKING

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

# Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransporterte forurensninger og skal følge bestands- og miljøgiftutvikling i dyr og planter. Integrerte studier av nedbør, jord, vegetasjon og fauna, samt landsomfattende representative registreringer inngår. Programmet supplerer andre overvåkingsprogram i Norge når det gjelder terrestrisk miljø.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er at det skal gi grunnlag for bedømming av eventuelle langsiktige forandringer i naturen. Sammen med øvrige program for overvåking av luft, nedbør, vann og skog skal det gi grunnlag for å klarlegge årsakssammenhenger.

Data for overvåkingsprogrammet skal bidra til å dekke forvaltningens behov med hensyn til å ta administrative avgjørelser (utslippsavtaler, mottiltak, forurensningskontroll). Det skal også gi grunnlag for vurdering av naturens tålegrenser (kritiske konsentrasjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Det er opprettet en faggruppe for programmet. Denne organiseres av Direktoratet for naturforvaltning (DN). Faggruppen skal sørge for at nødvendige faglige kontakter blir etablert, sørge for koordinering av ulike aktiviteter, og ha en rådgivende funksjon overfor DN.

Følgende institusjoner deltar i faggruppen:

Viggo Kismul, Statens forurensningstilsyn (SFT)  
Eiliv Steinnes, Universitetet i Trondheim (AVH)  
Rolf Langvatn, Norsk institutt for naturforskning (NINA)  
Kjell Ivar Flatberg, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet (VSM)  
Kåre Venn, Norsk institutt for skogforskning (NISK)  
Terje Klock, Fylkesmannen i Sør-Trøndelag

En programkoordinator ved DN fungerer som sekretær for gruppen.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. DN er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institusjoner rettes til Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, tlf 73 58 05 00.

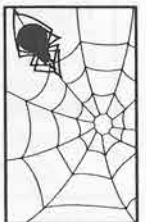
# Miljøgifter i dvergfalk i Norge

Torgeir Nygård  
Per Jordhøy  
Janneche Utne Skåre

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 50

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner NINA



NATUROVERVÅKING

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

## NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

### NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

### NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

### NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

### NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

### NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J.U. 1994. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.

Trondheim, august 1994

ISSN 0802-3093  
ISBN 82-426-0498-3

Forvaltningsområde:  
Naturovervåking  
Environment monitoring

Copyright:  
Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning (NINA)

Redaksjon:  
Kjetil Bevanger,  
NINA, Trondheim

Design og layout:  
Guri Jermstad  
Kari Sivertsen  
Tegnekontoret NINA

Sats: NINA

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Opplag: 400

Trykt på klorfritt papir

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tel.: 73 58 05 00  
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 2582 TOV Dvergfolk

Ansvarlig sign:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

## Referat

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J.U. 1994. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.

I 1992 og 1993 ble det samlet inn et materiale av fjær og uklekkete egg av dvergfalk til miljøgiftanalyse. Sammenlignet med museumsmateriale fra tiden før DDT kom i bruk har dvergfalken lagt egg med fortynnede skall etter 1947. Fra 1947 og fram til 1990 var skallene i gjennomsnitt rundt 15 % tynnere enn normalt, og etter 1990 i underkant av 10 % tynnere. Trekkteilinger fra Sørvest-Norge og Sør-Sverige viser lavere antall dvergfalkobservasjoner på høsten de åra da skallfortynningen var stor. Skalltykkelsen på 1990-tallet ser ut til å være økende, men ennå er det høye konsentrasjoner av DDE, som er hovedårsaken til skallfortynningen, i mange egg. Hittil er 38 dvergfalkegg analysert for miljøgifter. Skallfortynningen i det nyeste materialet er mindre enn forventet ut fra DDE-innholdet. Dette kan skyldes tilfældigheter, da materialet er lite. PCB-nivåene er relativt lave sett i forhold til DDE-nivåene. Lave nivåer av en rekke andre klorerte hydrokarboner er også påvist, bl.a. det svært toksiske maurmiddelet Mirex, som har vært anvendt i stor skala i USA. Det er derfor tydelig at dvergfalken er eksponert for langtransporterte miljøgifter. Det er bare svake geografiske variasjoner i nivåene av organiske miljøgifter, men kvikksølvnivåene er signifikant høyere i nord enn i sør. Dette kan skyldes forskjellige trekkmønster, eller at kvikksølvinnholdet i føden til de nordlige dvergfalkene er høyere.

Emneord: Dvergfalk - organiske miljøgifter - tungmetaller - egg.

Torgeir Nygård og Per Jordhøy, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Janneche Utne Skåre, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, Ullevålsvn. 68, Postboks 8146, 0033 Oslo.

## Abstract

Nygård, T. & Jordhøy, P. & Skåre, J. U. 1994. Environmental pollutants in merlin in Norway. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.

Feathers and addled eggs of merlin were collected in Norway for chemical analysis of persistent environmental pollutants in 1992 and 1993. Comparisons with eggs from museum collections show that there has been a significant shell thinning in eggs of Norwegian merlins. From 1947 up to 1990 the eggs were on the average around 15 % thinner than normal, and after 1990 the thinning has been close to 10 %. Migration counts indicate that this was accompanied by a major population decline, as the number of merlins on autumn migration in southern Sweden and south-west Norway was depressed in the years of serious shell thinning. The shell thickness seems to be increasing in the 1990's, but there are still high concentrations of DDE, the main shell-thinning agent, in many eggs. So far, 38 eggs have been analysed for persistent pollutants. The shell thinning in the eggs is less than expected, judged from the DDE levels. This may be attributed to sampling error, due to the small number of eggs. The PCB levels are low compared to the DDE levels. Low concentrations of other chlorinated hydrocarbons are also found, among others the toxic ant control chemical Mirex, which has been used on a large scale in the USA. It is therefore evident that the merlin is exposed to long-range transported pollutants. There are only weak regional trends in the organochlorine pollution pattern, but the mercury levels are significantly higher in the north than in the rest of the country. This may be attributed to either a different migration-pattern for the northern birds, or to elevated mercury levels in the prey of northern merlins.

Key words: Merlin - organochlorines - heavy metals - eggs.

Torgeir Nygård and Per Jordhøy, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, 7005 Trondheim, Norway.

Janneche Utne Skåre, National Veterinary Institute, Ullevålsvn. 68, P.O. Box 8146, N-0033 Oslo, Norway.

## Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) søker gjennom Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) å overvåke miljøgiftpåvirkningen av norsk natur. Langtransport av organiske miljøgifter er et problem som forvaltningen ønsker å holde under kontinuerlig oppsikt og evaluering. Dvergfalken har høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter, og DN har ønsket å finne ut om arten er egnet til å overvåke denne typen forurensning i terrestrisk miljø i Norge. Dvergfalken er en topp-predator som lever av fugl som tar opp miljøgifter i sitt levested, gjennom akkumulering i næringskjeder. De fettløselige stoffene vil konsentreres og lagres i kroppsfettet. Dvergfalken vil som deres topp-predator oppkonsentrere disse i kroppen, slik at også stoffer som finnes bare i svært lave konsentrasjoner i naturmiljøet, men som kan være svært giftige, kan måles.

På bakgrunn av dette ga DN i 1992 NINA i oppdrag å gjennomføre en landsomfattende kartlegging av miljøgiftinnholdet i uklekte egg og fjær av dvergfalk. På grunn av problemer med å skaffe et tilstrekkelig materiale til å oppfylle målsettingen med prosjektet, ble prosjektet fulgt opp i 1993. Denne rapporten gir en oversikt over de resultatene som foreligger til nå.

Fylkesmennenes miljøvern avdelinger, Norsk ornitologisk forening, fjelloppsynsmenn og andre kontaktpersoner ble oppfordret til å samle inn materiale til prosjektet. Det meste av materialet ble skaffet gjennom rovfuglundere i Alta-vassdraget i Finnmark.

Per J. Tømmerås og hans medarbeidere sørget for å skaffe storparten av miljøgiftprøvene i 1992 og 1993. Han har også velvillig stilt uklekte egg samlet inn under tidligere feltsesonger til vår disposisjon. Norsk ornitologisk forening har ytt innsats gjennom de av foreningens medlemmer som har prøvd å skaffe oss feltmateriale. Per Jordhøy var ansvarlig for praktisk organisering og kontakt med feltmedarbeiderne. Janneche Utne Skåre har vært ansvarlig for analysene av klor-organiske stoffer og kvikksølv i eggene. Erna Stai og Kjersti Liv Eriksen har utført analysene ved Norges Veterinærhøgskole / Veterinærinstituttet. Terje Dalen og Per Jordhøy har tilrettelagt prøvene for analyse. Tone Skarsaune har hjulpet til med punching av data. Syverin Lierhagen har ledet arbeidet med metallanalysene ved NINA's laboratorium. Undertegnede har vært faglig hovedansvarlig for prosjektet.

Trondheim, april 1994.

Torgeir Nygård

## Innhold

Referat .....	3
Abstract .....	3
Forord .....	4
<b>1 Innledning</b> .....	<b>5</b>
<b>2 Fakta om dvergfalken</b> .....	<b>5</b>
2.1 Utbredelse .....	5
2.2 Forekomst .....	5
2.3 Hekking .....	5
2.4 Trekk og overvintring .....	6
2.5 Næring .....	6
2.6 Hekkeundersøkelser .....	6
2.7 Trekkundersøkelser .....	7
<b>3 Metoder og materiale</b> .....	<b>10</b>
3.1 Feltarbeidet .....	10
3.2 Referansematerialet .....	10
3.3 Kjemiske analyser .....	10
3.3.1 Organiske stoffer .....	10
3.3.2 Korreksjonsfaktorer .....	11
3.3.3 Tungmetaller .....	11
<b>4 Resultater</b> .....	<b>13</b>
4.1 Eggskalltykkelse .....	13
4.2 Miljøgiftanalyser .....	13
4.3 Geografisk variasjon .....	20
4.4 Tungmetaller .....	20
4.5 Samvariasjon mellom giftstoffer .....	23
4.6 Utvikling over tid .....	23
<b>5 Diskusjon</b> .....	<b>25</b>
5.1 Bestandsendringer .....	25
5.2 Trekkmønster .....	25
5.3 Organiske miljøgifter .....	25
5.3.1 DDE og skallfortynning .....	25
5.3.2 PCB .....	26
5.3.3 Andre organiske stoffer .....	26
5.4 Tungmetaller .....	27
5.4.1 Kvikksølv .....	27
5.4.2 Andre metaller .....	27
5.5 Utviklingstendenser .....	27
<b>6 Forslag til oppfølging</b> .....	<b>29</b>
<b>7 Sammendrag</b> .....	<b>29</b>
<b>8 Summary</b> .....	<b>30</b>
<b>9 Litteratur</b> .....	<b>31</b>

# 1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har gjennom Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) satt seg som mål å overvåke forurensningssituasjonen i utvalgte arter og områder av norsk natur (Løbersli 1989). Innledningsvis ble det satset på integrerte undersøkelser. Analyser av nedbør og jord ble koblet med undersøkelser av bestander av planter og dyr i utvalgte overvåkingsområder, der utvalgte arter ble samlet inn til kjemisk analyse. Av høyerestående dyr ble det valgt ut hare, orrfugl, lirype og fluesnapper for overvåking av metallbelastning. De første resultatene er allerede rapportert (Kålås & Lierhagen 1992, Kålås et al. 1992). I tillegg er det i gang en landsomfattende undersøkelse av tungmetallinnholdet i hjortevilt. I 1990 ble nivåene av organiske miljøgifter i hare og orrfugl i utvalgte områder analysert. Det ble ikke funnet målbare nivåer av organiske miljøgifter (eks. DDT, DDE, PCB) i noen av disse prøvene (Skåre & Førøid 1991).

En utredning om å bruke rovfugl i en landsomfattende overvåking av miljøgifter konkluderte med at denne dyregruppen var godt egnet. (Nygård 1991). Dette på grunn av at rovfuglene er følsomme for miljøgifter, og de har høye nivåer p.g.a. bioakkumulasjon gjennom næringskjeder (biomagnifikasjon), og det finnes et referansemateriale ved våre museer. Artene havørn, vandrefalk, hønsehauk og dvergfalk ble vurdert som de best egnede artene. Dvergfalken ble vurdert som en god miljøgiftindikator (biomonitor) på bakgrunn av en totalvurdering av flere kriterier. De viktigste var, i rekkefølge: miljøgiftnivå, tilgjengelighet, referansemateriale og innsamlingsmuligheter. For nærmere beskrivelse av kriterier og utvalgsprosedyre, se Nygård (1991). I forbindelse med opprettelsen av et program for overvåking av arktiske områder (AMAP) er dvergfalken også aktuell som overvåkingsart (G. Paulsen, pers. medd.), da den har en sirkumpolar utbredelse.

# 2 Fakta om dvergfalken

## 2.1 Utbredelse

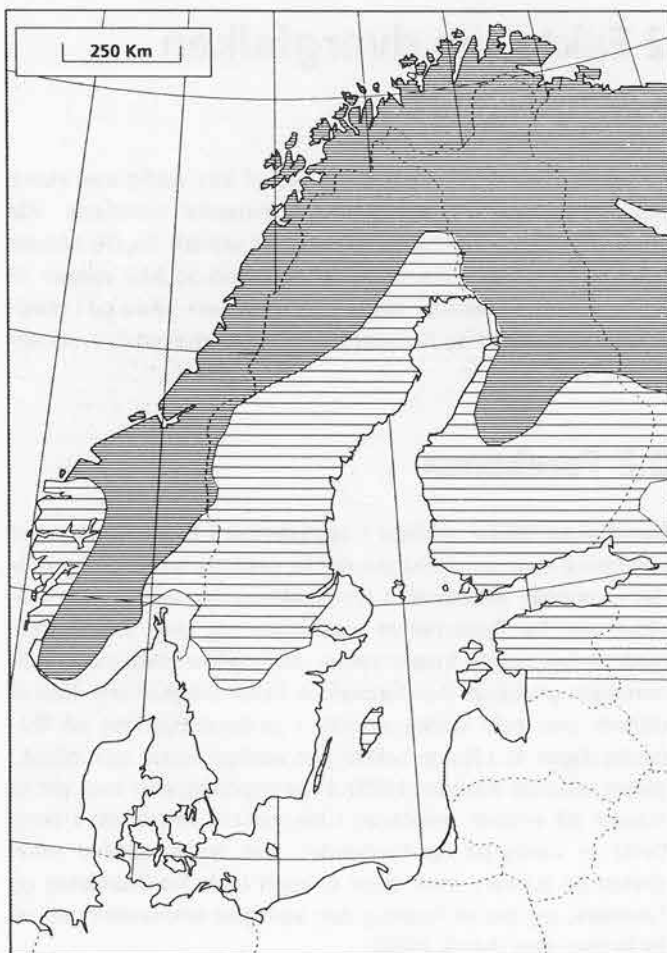
Dvergfalken er vår minste rovfugl; den er ikke særlig mye større enn en gråtrost. Utbredelsen er sirkumpolar holarktisk. Vår underart, *Falco columbarius aesalon*, er utbredt fra De britiske øyer gjennom Fennoskandia, Nord-Russland og Sibir østover til Jenisei. Andre underarter hekker videre østover i Asia og i Nord-Amerika. På Island og Færøyene hekker underarten *F. c. subaesalon*.

## 2.2 Forekomst

Dvergfalken hekker vanligst i bjørkebeltet i fjellregionen, men kan hekke hvor som helst der det er godt om småfugl, og hvor det er egnede reirplasser. I skogstraktene foretrekker den områder som har åpne partier med myrer og vann. Den hekker også på den nesten treløse kysten, men sjelden midt inne i tett, homogen granskog. Den foretrekker heller skogkantene. Den er utbredt over hele landet, unntatt i jordbruksbygdene på Østlandet (**figur 1**). I Norge hekker den vanligst i trær, som oftest i gamle kråkereir (Haftorn 1971). I vier-regionen, eller hvor det er mangel på egnede reirplasser i tre, hekker den oftest i berg. Dette er vanlig på Sør-Vestlandet. Den legger sjelden reiret direkte på bakken, men dette er kjent både fra Trøndelag og Finnmark, og det er forøvrig den vanligste reirplasseringen på De britiske øyer (Meek 1988).

## 2.3 Hekking

Tilgjengeligheten av reiret er relativt enkel når det ligger i et tre, men i berg kan det være vanskelig å komme til. Stedtroheten er stor. Reirene ligger ofte bare få meter fra tidligere års reir (Cramp & Simmons 1980). Den kan hekke allerede som ettåring, hvilket er påvist i 2-18 % av tilfellene i Skottland (Newton et al. 1986, Rebecca et al. 1992). Den legger 3-5 egg, rugetida er 28-32 d, og ungenes reirtid er 18-20 d (Haftorn 1971). Antall hekkende par i Norge er ukjent, men er sannsynligvis firesifret. I Sverige ble bestanden i 1976 beregnet til ca 2 000 par (Ulfstrand & Högstedt 1976). Gjershaug et al. (1994) har anslått den norske hekkebestanden til 3-8 000 par.



**Figur 1**  
Dvergfalkens utbredelse i Fennoskandia (fra Haftorn (1971) og Gjershaug et al. (1994)). - The distribution of Merlin in Fennoscandia (from Haftorn (1971) and Gjershaug et al. (1994)).

## 2.4 Trekk og overvintring

Dvergfalken er i hovedsak en trekkfugl, som vanligvis ankommer i april/mai, noenlunde samtidig med de fleste trekkende spurvefuglene. Den forlater landet i september-oktober (-november). Enkelte individer overvintrer. En oversikt over utenlandsfunn av dvergfalker merket som reirunger i Norge er gitt i **tabell 1**. Det at gjenfunn mangler nesten helt fra januar og februar, tyder på at arten midtvinters trekker enda lenger sør, muligens til Nord-Afrika (Haftorn 1971). Det svenske gjenfangstmaterialet gir eksakt samme mønster, og heller ikke her har man en eneste konkret gjenfangst fra Afrika (Olsson 1980), så hypotesen om

Afrika som oppholdssted midtvinters er foreløpig uavklart. De fleste høstgjenfunn kommer fra Belgia, Frankrike og Spania, deretter kommer Sverige og Italia. Det er interessant å merke seg at de fleste av individene som er merket i Troms og Finnmark ser ut til å følge en noe mer østlig trekkroute enn de andre. Bl.a. er samtlige av gjenfunnene fra Italia av fugler fra de to nordligste fylkene, og gjenfunnene fra Østerrike og Finland støtter også opp under dette. Det er derfor trolig at dvergfalkene fra Troms og Finnmark drar ned til Østersjøen på høst-trekket, hvor sikkert en god del vil ta veien over de baltiske landene og videre nedover til Mellom-Europa og sørover videre til Italia, og muligens Afrika. Fra resten av landet kan en tenke seg trekk-ruter sørover via Lista og over Nordsjøen til Danmark og kontinentet, samt over Falsterbo videre til Danmark, Tyskland og Polen. I **figur 2** er de antatt viktigste trekkrutene om høsten for norske dvergfalker angitt.

## 2.5 Næring

Dvergfalken lever hovedsakelig av småfugl. Hele 678 av 717 bestemte byttedyr hos dvergfalk i Norge var fugl, i hovedsak små spurvefugler (Hagen 1952). De mest tallrike artene var heipiplerke *Anthus pratensis*, steinskvett *Oenanthe oenanthe*, gråtrost *Turdus pilaris*, løvsanger *Phylloscopus trochilus*, sivspurv *Emberiza schoeniclus*, heilo *Pluvialis apricaria* og bjørkefink *Fringilla montifringilla*. Dette bildet utfylles av en svensk undersøkelse fra Stora Sjøfallet 1975-78, hvor små spurvefugler fortsatt utgjorde over 80 % av antallet, men her var vektandelen vadefugler hele 23 %, hvor myrsnipe *Calidris alpina*, heilo, brus-hane *Philomachus pugnax* og grønnsilk *Tringa glareola* var de vanligste artene (Olsson 1980). En legger merke til at alle disse artene er trekkfugler. På Orknøyene dominerte tre spurvefuglarter klart i byttedyrmaterialet; heipiplerke 39 %, lerce *Alauda arvensis* 21 % og gråspurv *Passer domesticus* 18 %. Til sammen utgjorde disse 67 % av den totale byttedyrvekten (Meek 1988).

## 2.6 Hekkeundersøkelser

Svenska naturskyddsföreningen finansierte 1975-78 "Prosjekt stenfalk", med feltundersøkelser i Stora Sjøfallets nasjonalpark i Nord-Sverige, innbefattet miljøgiftundersøkelser i uklekte egg (Olsson 1977, 1980). Disse viste en gjennomsnittlig skallfortynning på ca. 20 %. På Orknøyene viste undersøkelser at bestanden og reproduksjonsraten på 1980-tallet var gått ned sammenlignet med tiåret før (Meek 1988). Også i England og Skottland har bestanden gått ned (Bibby & Natrass 1986, Newton et al. 1986).



**Tabell 1.** Utenlandsfunn av dvergfalker merket i Norge. - Foreign recoveries of merlins banded in Norway.

Land	Høst (sept.-des.)		Vinter (jan.-feb.)		Vår (mar.-mai). )		Sommer (jun.-aug.)		Hele året		Landets andel av totalen	
	Autumn (Sep.-Dec.)		Winter (Jan.-Feb.)		Spring (Mar.-May		Summer (Jun.-Aug)		All year		Contry percentage	
	Hele landet	Troms &	Hele landet	Troms &	Hele landet	Troms &	Hele landet	Troms &	Hele landet	Troms &	Hele landet	Troms &
	All country	Finnmark	All country	Finnmark	All country	Finnmark	All country	Finnmark	All country	Finnmark	All country	Finnmark
Sverige Sweden	5	1			1				6	1	8	17 %
Finnland Finland	1	1							1	1	1	100 %
Danmark Denmark	3		1		2				6	0	8	0 %
Nederland Netherlands	3				4				7	0	10	0 %
Belgia Belgium	10		1		1				12	0	16	0 %
Tyskland Germany	3	1	1		1	1			5	2	7	40 %
Østerrike Austria	1	1							1	1	1	100 %
Frankrike France	14	4	2	1	2				18	5	25	28 %
Italia Italy	6	6							6	6	8	100%
Spania Spain	8	2	1				1		10	2	14	20 %
Portugal Portugal							1		1	0	1	0 %
Alle land All countries	54	16	6	1	11	1	2	0	73	18	100	25 %

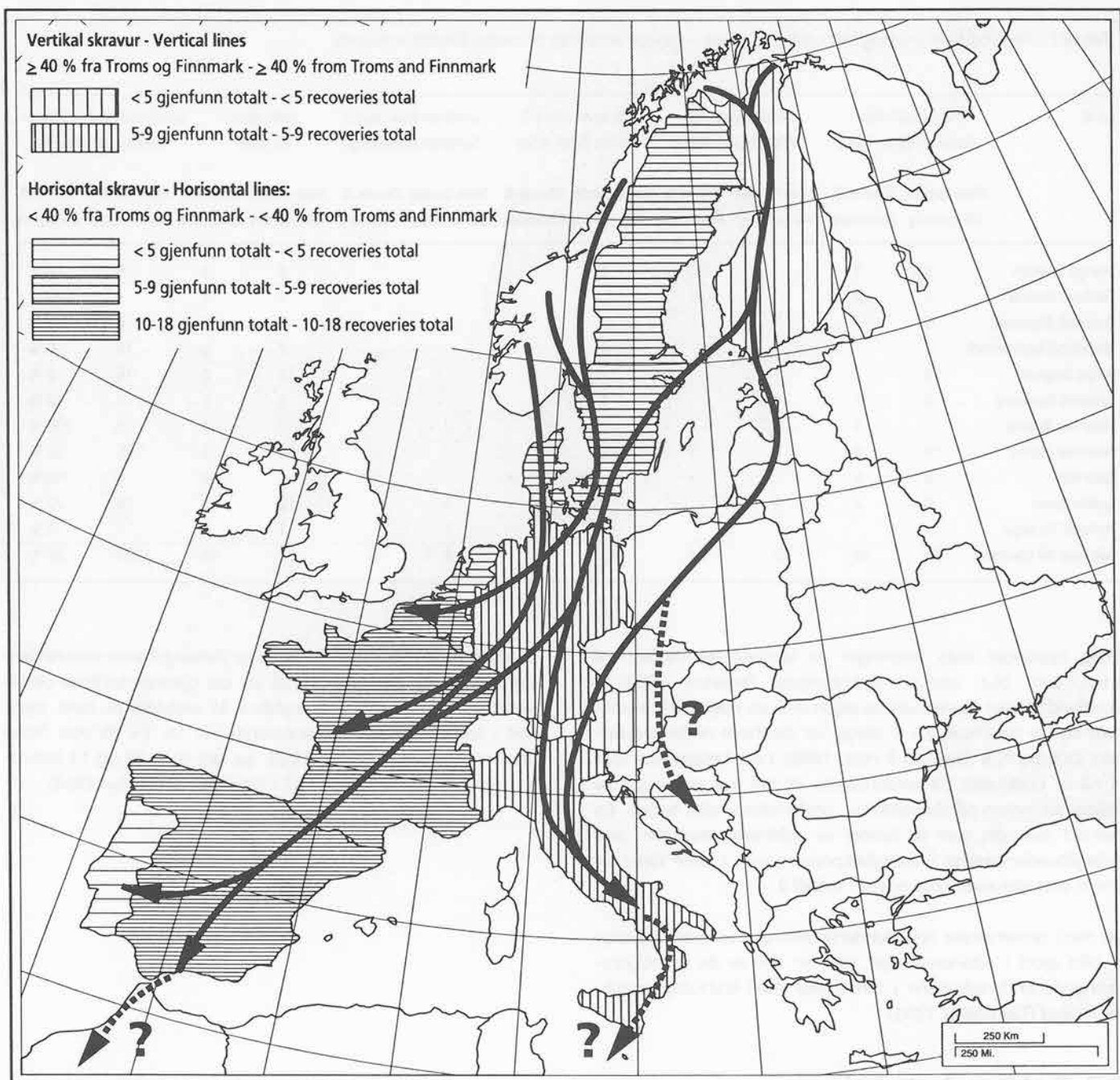
Tidlig oppdaget man virkninger av landbrukskjemikalier på arten, som bl.a. nedsatt hekkesuksess (Newton 1973). I Skottland ble det funnet samvariasjon mellom høyt kvikksølvinnhold og lav hekkesuksess. I tillegg var det høye nivåer av diel-drin, DDE og PCB (Newton & Haas 1988). I alle bestandene som til nå er undersøkt på verdensbasis, er det vist virkninger av miljøgifter, enten på skalltykkelse, hekkesuksess eller begge. En oversikt over det som er funnet av publiserte resultater over miljøgiftundersøkelser i dvergfalkpopulasjoner i ulike deler av artens utbredelsesområde er vist i **tabell 2**.

De mest systematiske hekkeundersøkelsene over arten i Norge er blitt gjort i Alta-vassdraget som en del av de konsesjonsbetingede undersøkelsene i forbindelse med kraftutbygginga i vassdraget (Tømmerås 1993).

## 2.7 Trekkundersøkelser

Trekkfugltellingene ved Falsterbo i Sør-Sverige tyder på at den delen av den fennoskandiske bestanden som trekker over dette punktet begynte å avta på 1950-tallet og var svært lav rundt 1960. En viss økning ser ut til å ha funnet sted de senere åra, i likhet med andre arter rovfugl (Wallin 1984). Tellingene ved

Revtangen ornitologiske stasjon ved Stavanger viser samme tendens (**figur 3**). I årene 1949-55 var det gjennomsnittlige observerte antallet trekkende dvergfalker 35 individer pr. høst, mens det i årene 1956-63 i gjennomsnitt var 16. De to siste årene som er publisert, 1962 og 1963, var det bare 10 og 13 individer, mens det var helt oppe i 62 i 1951 (Bernhoft-Osa 1964).

**Figur 2**

Antatte trekkruiter om høsten for dvergalk merket i Norge, basert på ringmerkingsgjenfunn. - Suggested autumn migration routes of merlins banded in Norway, based on ring recoveries.

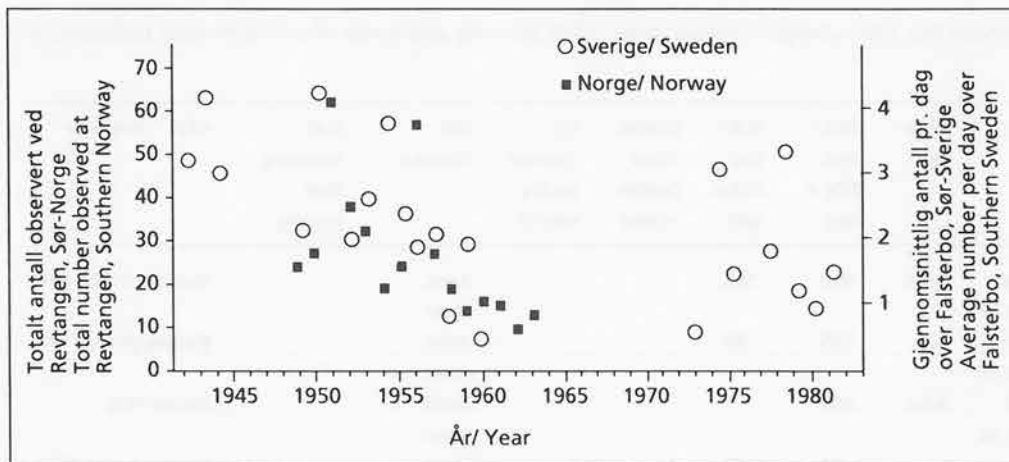
**Tabell 2.** Skallfortynning og miljøgiftnivåer hos ulike dvergfalkpopulasjoner. *Shell thinning and levels of environmental pollutants in different merlin populations.*

Sted Area	År Year	Organ Tissue	Alder Age	DDE i lipid DDE in lipid	PCB i lipid PCB in lipid	Dieldrin i lipid Dieldrin in lipid	Hg (tørrvekt Hg (dry weight)	Mål Statistics	Skall- fortynning Shell thinning	Kilde Reference
Wisconsin, USA	1969	Subkutant fett <i>Subcutaneous fat</i>	Adult	900	560			Aritm. mean		Risebrough et al. 1970
Wisconsin, USA	1969	Subkutant fett <i>Subcutaneous fat</i>	Juv.	140	83			Aritm. mean		Risebrough et al. 1970
Newfoundland	1969	Subkutant fett <i>Subcutaneous fat</i>	Adult	800				Aritm. mean		Temple 1972
Shetland	1981-86	Egg		60	90	4	6	Geom. Mean		Newton & Haas 1988
Orknøyene Orkneys	1982-87	Egg		87	57	8	6	Aritm. mean	15	Meek, 1988
Skottland Scotland (Highlands)	1981-86	Egg		120	30	5	2	Geom. mean		Newton & Haas 1988
NE Skottland NE Scotland	1980-89	Egg		118	49	5	2	Geom. mean	16	Rebecca et al. 1992
Galloway & Uplands	1981-86	Egg		40	50	4	3	Geom. mean		Newton & Haas 1988
Nord-England Northern England	1981-86	Egg		120	80	8	2	Geom. mean		Newton & Haas 1988
Lake District	1981-86	Egg		100	70	8	2	Geom. mean		Newton & Haas 1988
Wales	1981-86	Egg		80	30	5	2	Geom. mean		Newton & Haas 1988
De britiske øyer totalt <i>The British Isles, combined</i>	1981-86	Egg		100	50	5	2	Geom. mean	12	Newton & Haas 1988
Montana, USA	1978-81	Egg		270	12	4		Aritm. mean	20	Becker & Hull Sieg 1987
Newfoundland	1969	Egg		120				Aritm. mean.	9	Temple 1972
Canada, prærien* <i>the prairie</i>	1969-73	Egg		130	18	5,7	0,7	Aritm. mean	18	Fyfe et al. 1976
Canada, prærien* <i>the prairie</i>	1975-76 <sup>1</sup>	Egg		56	20	2,6		Median	10	Fox & Donald 1980
	1975-76 <sup>2</sup>	Egg		332	20	5		Median	25	Fox & Donald 1980
Nord-Sverige Northern Sweden	1973-78	Egg		345	125		3,2	Aritm. mean.	20	Olsson 1980
Norge Norway	1978-93	Egg		200	34	2	1	Geom. mean	10-20	Denne undersøkelsen <i>This study</i>

\* Beregnet fra originaldata. Forholdet 1:6:10 mellom konsentrasjonene basert på ferskvekt: tørrstoff: lipid er brukt, og pre-DDE skallindeks på 1,33 er benyttet. - Calculated from original data. The relation 1:6:20 between the concentrations based on fresh weight: dry matter: lipid basis is used. A pre-DDE shell index of 1,33 is assumed.

1 \* Lavforurenset gruppe\* - "Low contaminated group"

2 \* Høyforurenset gruppe\* - "High contaminated group"

**Figur 3**

Trekket av dvergfalk over Falsterbo, Sør-Sverige 1945-80 (etter Wallin 1984), og over Revtangen, Jæren 1949-63 (Bernhoft-Osa 1964). Data mangler for perioden 1964-72. - The migration of merlins over Falsterbo, Southern Sweden 1945-80 (after Wallin 1984), and Revtangen, Jæren 1949-63 (Bernhoft-Osa 1964). No data are available for the period 1964-72.

## 3 Metoder og materiale

### 3.1 Feltarbeidet

Det ble sendt brev og skjema til alle fylkesmennene og til alle fylkesavdelinger av Norsk ornitologisk forening, samt enkelte kommunale miljøvernledere som vi visste var "ildsjeler". Noen fjelloppsynsmenn ble også kontaktet. I tillegg ble lokale ornitologer og rovfuglentusiaster over hele landet tilskrevet eller oppringt. Det ble inngått avtale med Per Tømmerås, Vitenskapsmuseet i Trondheim om innsamling av egg- og fjærmateriale i Alta-Kautokeino-vassdraget. Feltmedarbeidere innen TOV-prosjektet ble også instruert. På grunn av sen oppstart ble lite materiale innsamlet i 1992. Det lå også en kraftig begrensning i det at vi var henvist til kun å samle inn uklekkte egg (røtegg). 1993 fikk vi tillatelse fra DN til å samle inn friske egg fra reir med fire egg eller mer. Dette ga betydelig større muligheter til å samle inn materiale, og det ble samlet inn 21 egg, mot bare 3 egg året før.

Den overveiende delen av materialet skriver seg fra Finnmark, noe som begrenser mulighetene til å analysere for geografiske variasjoner.

### 3.2 Referansematerialet

Det forelå allerede et referansemateriale av egg, det meste i samlingene ved våre naturhistoriske museer. Noen egg er stilt til

rådighet av private personer. Det er målt skalltykkelse på 79 egg fra før 1947 og 82 egg etter 1947 (før/etter DDT), fordelt på henholdsvis 23 og 72 kull. Noen av prøvene er samleprøver av eggfragmenter, og kan derfor skrive seg fra flere egg. Eggskalldykkelse er målt ved hjelp av et spesiallaget mikrometer med en nøyaktighet på 0.01 mm. På hele egg ble det boret et hull ved ekvator av egget. Her ble det tatt 4 mål vinkelrett på hverandre til hver sin side, og gjennomsnittsverdien beregnet. For eggskall ble det tatt mål av opptil 10 fragmenter pr. kull, og bare biter hvor skallhinna var intakt og uforvitret ble brukt. En skallindeks er også beregnet. Her bruker en vekten av det tomme, tørre eggskallet dividert på lengde ganger bredde (Ratcliffe 1967), med en korreksjon for hulldiametere og formen på egget (Nygård & Waadeland, i manuskript).

### 3.3 Kjemiske analyser

#### 3.3.1 Organiske stoffer

Alle analysene fram til 1988 er utført ved Veterinærinstituttet i Oslo. Analysene av egg før 1988 ble utført på et begrenset utvalg av stoffer; kun DDE, total-PCB (bestemt ved sammenligning med en teknisk PCB-blanding), HCB, g-HCB, dieldrin og kvikksølv er rapportert (Holt et al. 1979, Frøslie et al. 1986). Metoden var gasskromatografi på pakket kolonne. Analysene fra perioden etter 1988 er utført ved Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole ved hjelp av kapillærkolonne-teknikk, noe som muliggjør separasjon av de enkelte komponentene i PCB-

gruppen. Med små modifikasjoner, ble metoden beskrevet av Brevik (1978) anvendt for ekstraksjon og opprensing av prøvene. Individuelle PCB-kongenerer og pesticider ble bestemt gasskromatografisk mot korresponderende individuelle standarder innkjøpt fra Cambridge Isotope Laboratories, Woburn, Mass., USA (PCBer, kjemisk renhet >99 %) og Supelco, Bellefonte, Penn., USA (pesticider, kjemisk renhet 99 %). Gasskromatografen (GC) var av merket Carlo Erba HRGC 5300 Mega Series, med elektronfanger NI-63(Carlo Erba Instrumentazione, Milano, Italia). Kapillærkolonnen var en 60 m, 0,25 mm i.d., 0,25 µm film (tykkelse SPB-5 kolonne (Supelco SA, Gland, Sveits). GC-parameter var: Injeksjonstemperatur 270 °C, detektortemperatur 300 °C, bæregass H<sub>2</sub>, 2 ml/min. makeup gass 5 % Ar/CH<sub>4</sub> 60 ml/min. split 1:30, splitless tid 180 sek. Injeksjonstemperatur 90 °C i 3 min. 25°/min. til 180 °C, holdes i 2 min. 1,5°/min. økning til 220 °C (i 2 min.), 3°/min. økning til 275° (i 10 min.), rundt 65 min./prøve. En Olivetti computer installert med Maxima 820 kromatografi-arbeidsstasjon (Millipore Waters, Milford, Mass., USA) tilkopledd til gasskromatografen var anvendt for å identifisere og kvantifisere følgende forbindelser i alle analyserte prøver: 19 polyklorerte bifenyler (PCB); kongenerene PCB 28, 74, 66, 99, 149, 118, 153, 105, 141, 138, 187, 128, 156, 157, 180, 170, 194, 206, og 209, 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 har deltatt i flere internasjonale ringtester for å sikre akseptabel analysekvalitet (WHO/UNEP, 1982,1992, ICES/IOC/OSPARCOM 4 trinn, 1990-1993). I alle testene ble analysekvaliteten funnet å være tilfredsstillende. Kvantifiseringsgrensa var 2 ng/g for pesticider og PCB kongenerer. Ikke detekterte forbindelser ble gitt verdien null. Sum PCB er summen av konsentrasjonene av enkeltkongenerer på kapillærkolonne.

Ved bruk av denne teknikken var det mulig å identifisere mange av de enkelte PCB-komponentene, som det i alt finnes 209 av. Skiftet av metodikk underveis har imidlertid medført visse problemer med å sammenligne gamle og nye resultater. Ved parallellkjøring av prøver har en funnet fram til følgende gjennomsnittlige korreksjonsfaktorer for forholdet mellom verdiene målt på pakket kolonne (p) i forhold til kapillærkolonne (k):  $DDE_k = DDE_p \cdot 0,8$ ;  $sum PCB_k = total-PCB_p \cdot 0,8$ ;  $HCB_k = HCB_p \cdot 1,2$ ;  $Lindan_k = Lindan_p \cdot 2,2$ . Ved analyse av materialet fra 1993 ble det oppdaget problemer med manglende lineær respons i utstyret. Dette førte til preliminær rapportering av for høye verdier for DDE. Resultatene som ble presentert i rapporten for 1992 (Nygård et al. 1992) var således for høye. Prøvene er nå analysert om igjen, og de nye, lavere verdiene er brukt i denne rap-

porten. Forholdet mellom nye og gamle verdier varierte fra 0,24 til 0,79, avhengig av DDE-nivået i prøven. Det var ikke nok materiale igjen av egg nr. 1413.1, 1416.1 og 1424.1 til reanalyse. Korreksjonsfaktoren er satt til 0,5 for disse.

### 3.3.2 Korreksjonsfaktorer

Når en sammenligner verdier av klor-organiske stoffer i organprøver med ulikt lipidinnhold, bør det korrigeres for lipidkonsentrasjonen i prøven. Klor-organiske 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 prolatt spheroide,

$$V = 0.51 \cdot \pi L b^2,$$

(Hoyt 1979) hvor  $l$  er eggets lengde,  $b$  er bredden.

Hvis skallet var målt uten hinne (uh), ble tykkelsen med hinne (mh) beregnet ut fra formelen  $T_{mh} = T_{uh} \cdot 0,651 + 107,2$ , ut fra en empirisk formel basert på egg hvor begge mål var kjent. Korreksjonsfaktorer,  $c$ , finnes ved å dele vekten av egget ved tømmedidspunktet ( $W_t$ ) med den beregnede ferskvekten av egget:

$$c = \frac{W_t}{W_f},$$

hvor ferskvekten finnes ved å multiplisere eggets beregnede volum i g/ml med eggets tetthet  $W_f = V_f \cdot 1,043$  i ml (Romanoff & Romanoff 1949) Lignende korreksjonsfaktorer er benyttet av Stickel et al. (1973) og Helander et al. (1982).

### 3.3.3 Tungmetaller

Både i 1992 og i 1993 ble det samlet inn mytefjær ved reir. Fjær samlet inn på og ved hekkeplassen ble pakket i individuelt merkede plastposer. Forut for analysen ble fjærene så langt det var

mulig identifisert til type og alder ved hjelp av skinnmateriale som referanse. Deretter ble det ytre av fjærene skrapet med en skalpell av rustfritt stål for å fjerne eventuell ytre kontaminering. Fjærene ble håndtert med engangshansker av polyetylen.

Fjærene er analysert for tungmetaller ved NINA's laboratorium i Tungasletta 2 ved bruk av atomabsorpsjonsspektrometri (AAS). Prøvene ble oppsluttet og inndampet i mikrobølgeovn 'Milestone MLS 1200' i beholdere av perfluoralkohol (PFA) ved tilsetning av 65 % Scan-pure HNO<sub>3</sub>. Metallkonsentrasjonene ble målt ved hjelp av atomabsorpsjonsspektrometri, Perkin Elmer, modell 1100B med FIAS 200 automatisk injeksjonssystem. For bestemmelsene av bly, kadmium og kvikksølv ble det brukt grafittovn HGA 700 med autosampler ASI 70 og hydridsystem. For kvikksølvbestemmelsene ble det for å få maksimal følsomhet brukt Perkin Elmer's amalgamsystem for FIAS 200. Dette øker følsomheten med en faktor på 5-10.

Som standard ble benyttet internasjonalt sertifisert materiale, Bovine liver 1577A. Resultatene viser godt samsvar mellom de oppgitte og funne verdier (**tabell 3**). Analyselaboratoriet ved NINA opererer nå med følgende deteksjonsnivåer i fast materiale, forutsatt 0,1 g innveid prøve: Kadmium (Cd) 0,025 ppm, bly (Pb) 0,5 ppm, sink (Zn) 1 ppm, kobber (Cu) 1 ppm, Aluminium (Al) 0,5 ppm, kvikksølv (Hg) 0,01 ppm. Materialet fra 1993 er ennå ikke analysert, i påvente av en avklaring omkring videreføring av tungmetallanalysene.

Kvikksølvinnholdet i egg (total-Hg) ble analysert ved Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole ved hjelp av atomabsorpsjonsspektroskopi, kalddampsteknikk (Hatch & Ott 1968).

**Tabell 3.** Analyser av sertifiserte standardprøver til kontroll av analysekvalitet. Alle verdier er oppgitt som mg/kg. -Analyses of certified standard samples for control of analytical quality. Values in mg/kg.

Standard	Sertifiserte verdi Certified value			Vår verdi Our value		
	Gjennomsnitt Average	min	max	Gjennomsnitt Average	Standard-avvik Standard dev.	n
Storfelever (1577A) Bovine liver (1577A)						
Aluminium Al	0,8*	-		0,78	0,14	10
Bly Pb	0,14	0,12	0,16	0,14	0,06	43
Kadmium Cd	0,44	0,38	0,50	0,45	0,11	25
Kopper Cu	158	151	165	162	15,4	61
Kvikksølv Hg	0,004	0,002	0,006	0,004	0,002	5
Sink Zn	123	115	131	133	10,3	61
Dogfish liver (DOLT-1)						
Bly Pb	1,36	1,07	1,65	1,12	0,22	7
Kadmium Cd	4,18	3,9	4,46	3,99	0,23	7
Kopper Cu	20,8	19,6	22,0	18,0	1,49	7
Kvikksølv Hg	0,225	0,188	0,262	0,236	0,019	7
Sink Zn	92,5	90,2	94,8	82	4,4	6

\* Standarden ikke sertifisert for Al. Oppgitt verdi er funnet av Veterinærinstituttet (0,77 ppm) og Umeå Universitet (0,84 ppm). -The standard sample was not certified for Al. The indicated value is the approximate concentration given by the Norwegian Veterinary institute, Oslo (0,77 ppm) and the University of Umeå, Sweden (0,84 ppm, see Sivertsen 1991).

## 4 Resultater

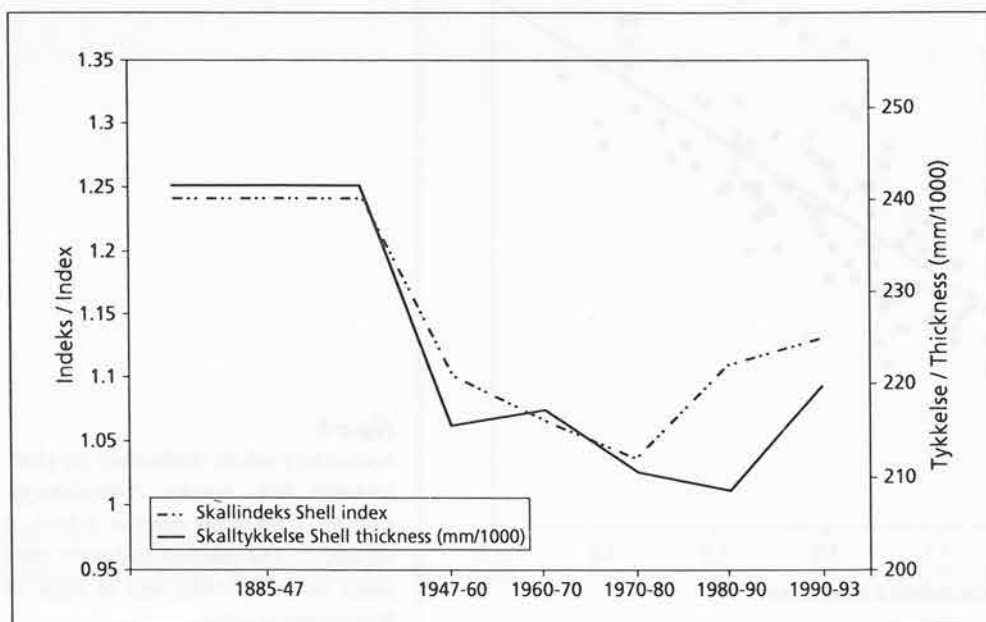
### 4.1 Eggskalltykkelse

Utviklingen av dvergfalkegg i Norge 1885-1993 er vist i **figur 4** og i **tabell 4**. Eggskallene var betydelig fortynnet i hele perioden mellom 1947 og 1990, med en fortynning på 10-16 % berende på målemetoden. Enkeltegg har vært opptil 30 % tynnere enn normalt. Tendensen på 1990-tallet er en bedring, og den gjennomsnittlige fortynningen er nå på ca 9 %. Sammenhengene mellom skalltykkelse målt med mikrometer og skallindeks er vist i **figur 5**. Den viser at det er en god korrelasjon mellom målene ( $r = 0,802$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 124$ ).

### 4.2 Miljøgiftanalyser

Miljøgiftanalysene av 38 dvergfalkegg fra 1978-93 analysert ved Veterinærinstituttet/Norges Veterinærhøgskole er vist i **tabell 5**. Her er kun nivåene for de viktigste giftstoffene vist. Analysene utført på pakket kolonne er korrigert slik som nevnt i kap. 3.3, for å gjøre de sammenlignbare med de nyere analysene. Materialet av egg samlet inn i 1988-93 ble analysert ved hjelp av kapillærkolonne-teknikk, og dette er presentert i **tabell 6**. Det er analysert for DDT og metabolitter, HCB,  $\alpha$ -,  $\beta$ - og  $\gamma$ -HCH, noen stoffer i klordan-gruppen, Mirex, og 19 forskjellige PCBer (PCB-congenerer), samt kvikksølv. Fettinnholdet og tørrstoffinn-

holdet er også bestemt. DDE er det giftstoffet som klart er det dominerende i eggene. Forholdet mellom skallindeksen og DDE-innholdet i eggene (alle fra forskjellige kull) er vist i **figur 6**. De er negativt korrelerte, og sammenhengen er signifikant ( $r = -0,54$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 38$ ). De norske verdiene for skallfortynning og DDE-innhold i dvergfalkegg er sammenlignet med andre populasjoner i **figur 7**. Forholdet mellom DDE og PCB i eggene hos noen undersøkte dvergfalkbestander er satt opp i **figur 8**. Denne oversikten viser at PCB-nivåene i norske dvergfalker er lave i forhold til DDE-nivåene, og på nivå med det en finner på De britiske øyer. I **tabell 6** er resultatene av de enkelte komponentene i PCB-gruppen presentert. De høyeste konsentrasjonene hadde (IUPAC-nr) PCB 153, 180, 138, 170 og 187, 118 og 194. De fleste av disse har et relativt høyt antall kloratomer (mellom 5 og 7). Nivåene er gjennomgående lave. Blant de såkalte mono-ortho-koplanare PCB-ene finner vi nr. 118, 105, 156 og 157 (IUPAC-nr.), hvorav nr. 118 og 156 har relativt høye nivåer. Dieldrin ble påvist i dvergfalkegg rundt 1980, men er under deteksjonsgrensa i dagens materiale.

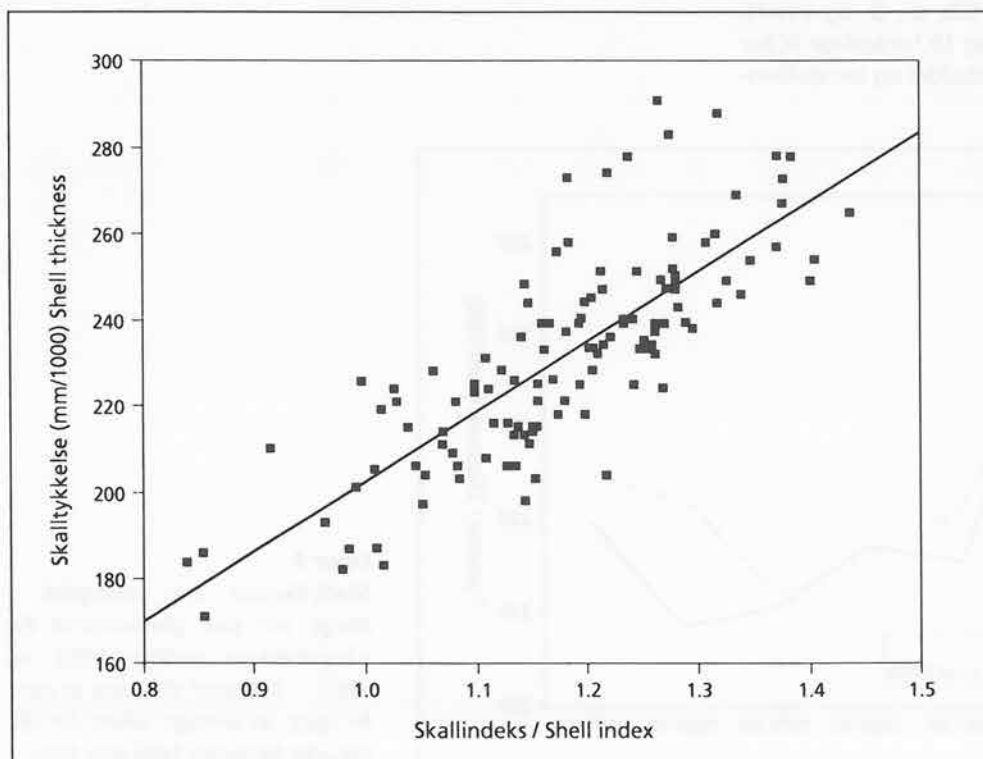


**Figur 4**

Skalltykkelsen hos dvergfalk i Norge vist som gjennomsnitt for tiårsperiodene mellom 1885 og 1993. - The shell thickness in merlin eggs, as average values for the decades between 1885 and 1992.

**Tabell 4.** Skalltykkelse hos dvergfalkegg i Norge i ulike perioder. Gjennomsnittsverdier for kull er brukt i beregningene. - Shell thickness in merlin eggs in Norway in different time periods. Clutch averages are the basis of the calculations

Periode Period	Median skalltykkelse Median shell thickness mm/1000	% avvik % deviation	n	p (M-W U-test) en-halet one-tailed	Skallindeks Shell index	% avvik % deviation	n	p (M-W U-test) en-halet one-tailed
1885-1947	239,0		23		1,23		21	
1947-60	210,7	-11,8	9	< 0,001	1,10	-10,6	9	<0,001
1960-70	216,5	-9,4	6	0,05	1,02	-17,1	6	0,02
1970-80	203,5	-14,9	4	0,01	0,97	-21,1	4	0,03
1980-90	205,5	-14,0	14	< 0,001	1,15	-6,5	11	0,004
1990-93	219,0	-8,4	39	< 0,001	1,14	-7,3	19	0,002



**Figur 5**

Forholdet mellom skallindeks og skalltykkelse hos norske dvergfalkegg.  $N=124$ ,  $r$  (Pearson corr) = 0.802,  $p < 0.001$ . - The relation between shell index and shell thickness in eggs of Norwegian merlins.



**Tabell 5** Konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i dvergfalkegg i Norge 1978-93. Verdiene er ng/g, omregnet til ferskvektsbasis.  
- Levels of important environmental pollutants in merlin eggs in Norway 1978-93. The levels are ng/g on a fresh weight basis.

J.nr.	Ind. nr.	År	Kommune	DDE	Sum-PCB	HCB	Dieldrin	Lindan	Hg
2	3097	1978	Snåsa	12867	5222	1101	47	83	662
2	3096	1980	Meråker	17696	4045	1043	n.a.	35	237
1	1227	1983	Alta	7416	6431	315	237	n.a.	320
2	3153	1985	Volda	2307	604	4	n.a.	n.a.	67
1	1412	1988	Alta	5655	455	60	n.d.	163	266
1	1411	1988	Alta	12484	1363	63	n.d.	238	357
1	1422	1988	Alta	14771	1857	132	n.d.	183	914
1	1413	1988	Alta	17269	518	26	n.d.	345	518
1	1424	1988	Alta	67940	2560	134	n.d.	1825	735
1	1421	1989	Alta	8571	888	60	n.d.	120	384
1	1416	1989	Alta	9308	1052	130	n.d.	372	135
1	1414	1989	Alta	12252	3237	227	n.d.	264	212
1	1415	1989	Alta	18488	862	106	n.d.	191	487
1	1444	1990	Alta	3004	809	8	n.d.	120	231
1	1376	1992	Rennebu	17980	2257	88	n.d.	279	144
1	1375	1992	Meldal	4616	1013	52	n.d.	35	182
1	1377	1992	Målselv	10487	244	25	n.d.	67	84
1	1463	1993	Øystre Slidre	5488	1245	30	n.d.	56	10
1	1464	1993	Øystre Slidre	5763	1631	63	n.d.	102	87
1	1461	1993	Nore/Uvdal	1791	483	41	n.d.	33	57
1	1462	1993	Nore/Uvdal	3837	926	25	n.d.	33	10
1	1465	1993	Tydal	5508	1100	25	n.d.	183	142
1	1466	1993	Tydal	24010	1840	10	n.d.	610	100
1	1468	1993	Hemnes	6363	1026	27	n.d.	63	63
1	1467	1993	Rana	5814	1352	54	n.d.	63	136
1	1460	1993	Fauske	3679	1298	43	n.d.	77	180
1	1459	1993	Kautokeino	3522	1187	91	n.d.	86	182
1	1438	1993	Kautokeino	3845	1276	45	n.d.	683	350
1	1454	1993	Kautokeino	4158	810	53	n.d.	88	308
1	1440	1993	Kautokeino	7082	1224	55	n.d.	32	197
1	1458	1993	Kautokeino	46168	2710	79	n.d.	166	10
1	1450	1993	Alta	1271	440	16	n.d.	16	86
1	1435	1993	Alta	1740	600	20	n.d.	30	300
1	1453	1993	Alta	1819	535	9	n.d.	45	134
1	1449	1993	Alta	3970	440	7	n.d.	36	223
1	1452	1993	Alta	4593	717	27	n.d.	35	195
1	1451	1993	Alta	5459	718	38	n.d.	19	211
1	1437	1993	Tana	4181	861	35	n.d.	53	246

n.a. = Ikke analysert - Not analysed

n.d. = Under deteksjonsgrensa - Below detection limit

**Tabell 6** Miljøgiftinnholdet i egg av dvergfalk samlet inn etter 1988, analysert ved hjelp av kapillærkolonne-teknikk. Verdiene er oppgitt som ng/g på våtvektsbasis, og er ikke korrigert for variasjoner i vann- og fettinnhold. For kvikksølv er verdier under deteksjonsgrensa oppgitt som 10 ng/g. For klororganiske stoffer er deteksjonsgrensa 2 ng/g. - Levels of environmental pollutants in eggs of merlin collected after 1988, analysed with capillary column gas chromatography. The values are ng/g on a wet weight basis, and are not corrected for their water or lipid content. For mercury, the detection limit was 10 ng/g, and for organochlorines 2 ng/g.

J.nr.	1411.1	1412.1	1413.1	1422.1	1424.1	1414.1	1415.1	1416.1	1421.1	1444.1	1375.1
Kommune Municip.	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Meldal
Fylke County	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	ST
År Year	1988	1988	1988	1988/89	1988/89	1989	1989	1989	1989	1990	1992
Tørrstoff Dry matter %	21	19	44	22	34	23	20	83	18	18	19
Fett Fat %	7,9	6,86	5,34	4,06	10,75	7,47	5,08	9,23	7,1	2,98	5,65
HCB	82	68	60	175	170	314	153	561	69	21	64
α-HCH										21	
β-HCH	298	190	795	221	2293	314	264	1548	141	272	22
γ-HCH	2	4	2	32	16	47	6	53	2	0	13
Sum-HCH	300	194	797	253	2309	361	270	1601	143	293	35
Oxychlordaner	41	16	2	134	83	259	56	193	36	51	65
Cis-chlordaner	2	2	2	2	2	2	2	2	2	32	2
Trans-nonachlor	2	2	2	39	10	35	2	2	2	9	2
Trans-chlordaner										18	
Cis-nonachlor	10	4	2	23	16	26	11	26	9		2
Sum-chlordaner	55	24	8	198	111	322	71	223	49	134	71
Mirex	12	2	2	16	10	18	10	36	8		2
p,p'-DDE	37327	27461	80328	32227	171795	27883	41902	80319	20431	7278	6712
p,p'-DDD	7	2	2	53	164	85	14	20	48	13	2
o,p'-DDT										21	
p,p'-DDT	2	2	50	2	2	21	2	224	2	7	22
Sum-DDT	41443	30486	89216	35833	190877	31066	46529	89400	22734	7319	7475
PCB-28	3	2	8	6	17	4	3	9	4	9	2
PCB-74	2	2	49	84	28	61	13	69	8	57	2
PCB-66										14	
PCB-99	19	12	2	42	30	49	17	55	2	21	31
PCB-149	2	2	2	9	2	2	2	13	2	0	2
PCB-118	69	40	51	140	109	223	60	189	52	138	64
PCB-153	625	161	339	842	1052	1413	407	1550	352	636	480
PCB-105	10	9	2	26	22	32	12	33	10	27	2
PCB-141	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	2
PCB-138	211	68	178	380	477	826	177	606	133	275	179
PCB-187	96	24	64	153	165	268	127	246	64	101	67
PCB-128	19	8	19	44	40	67	11	60	12	27	14
PCB-156	32	13	21	49	45	89	23	75	26	40	21
PCB-157	5	3	2	10	2	13	6	14	5	10	2
PCB-180	364	93	295	496	862	859	196	1007	219	361	191
PCB-170	108	32	92	147	228	271	66	327	77	137	52
PCB-194	119	37	60	85	128	167	63	196	60	83	33
PCB-206	20	9	9	13	15	46	16	28	7	12,8	8
PCB-209	17	12	7	14	15	29	14	45	4	10	20
Sum-PCB	1723	529	1202	2542	3239	4421	1215	4524	1039	1958	1172
Heptachlor epoxide										23	
Hg	410	310	1200	1250	930	290	690	580	450	560	210

(forts.)

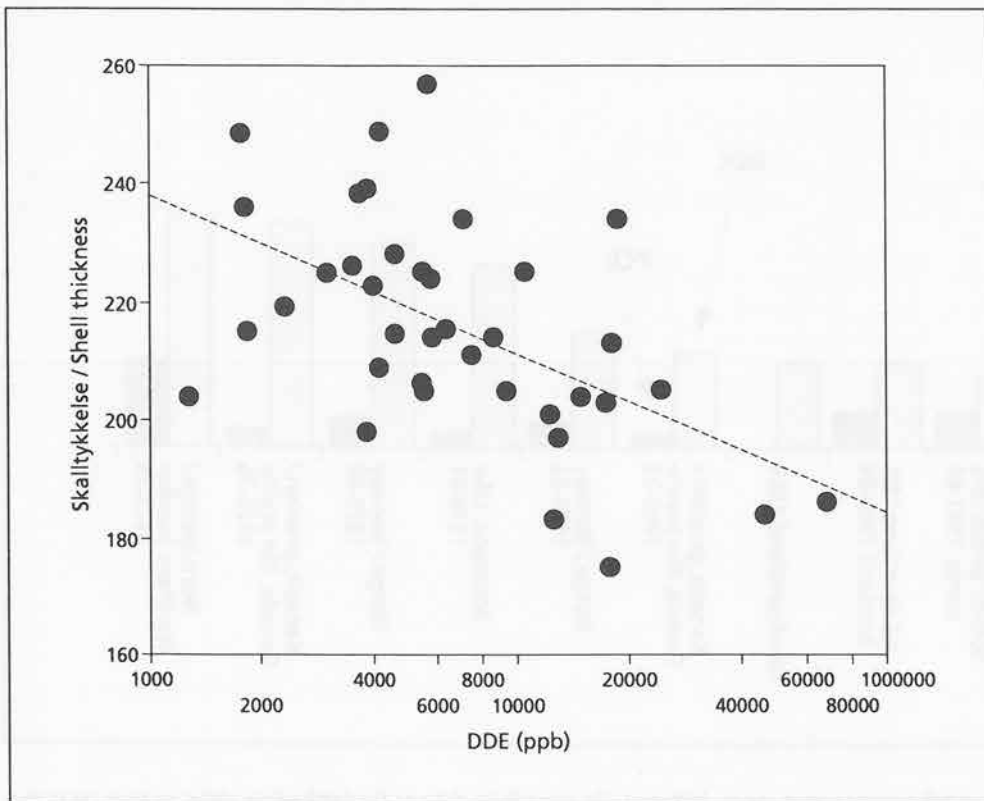
Tabell 6 forts.

J.nr.	1376.1	1377.1	1435.1	1438.1	1440.1	1449.1	1450.1	1451.1	1452.1	1453.1	1454.1
Kommune Municip.	Rennebu	Målselv	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Fylke County	ST	Tr	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Dato Date	1992	1992	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993
Tørrstoff Dry matter %	21	20	16	14	20	14	15	15	17	14	16
Fett Fat %	5,32	6,2	5,15	3,24	6,17	1,92	5,36	4,93	4,44	1,94	4,74
HCB	113	27	24,1	52,8	69	9	30,2	43,1	33	13,7	58,7
α-HCH			0	0	0	0	0	0	0	0	0
β-HCH	202	55	24,4	753,7	36,4	47,3	30,3	15,3	42,2	51,5	93,9
γ-HCH	143	27	6,6	2,3	3,9	5,3	2,2	1,1	1	11,2	1,5
Sum-HCH	345	82	31	756,1	40,3	52,6	32,5	16,4	43,2	51,5	95,4
Oxychlordaner	120	28	70,7	90	58,1	26,7	43,7	44,5	71,4	35,5	49,6
Cis-chlordaner	2	2	19,4	27,8	29,4	15	14	18,1	14,1	14,2	24,5
Trans-nonachlor	31	2	0	9	3,6	0	0	3,6	16	1,9	4
Trans-chlordaner			28,8	37,2	31,2	26	23,1	7,5	17,3	36,3	31
Cis-nonaklor	18	2									
Sum-chlordaner	171	34	118,8	210,1	133,9	71,2	97,4	76,4	140,2	94	141,7
Mirex	2	2									
p,p'-DDE	54778	24419	1742,6	4282,1	8968,4	5507,5	2370	5701,5	5191,8	2035	4716,7
p,p'-DDD	2	2	0	25,8	4,7	0	0	0	0	1,2	0
o,p'-DDT			6,2	13,5	17	5,7	10,1	8,7	9,8	5,4	9,5
p,p'-DDT	34	2	5,2	179,3	54,7	17	11	12	9,6	8,5	15,5
Sum-DDT	60840	27109	1754	4501	9045	5530	2391	5722	5211	2050	4742
PCB-28	2	2	2,1	3,5	2,8	0	2	7,7	3,1	2,2	0
PCB-74	20	5	71,2	67,2	58,8	23,9	47,3	44,2	56,9	20,8	46,8
PCB-66			9,6	7,9	0	6,2	12,8	11,9	0	6,6	7,2
PCB-99	17	2	17,3	17	22,6	6,5	9,2	11,8	4,4	23,1	27
PCB-149	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCB-118	66	11	37,6	73,4	91,4	27,6	49,1	70,3	59	38,2	50,5
PCB-153	989	86	169,7	433,6	495,8	171,7	269,1	211,8	277,7	191,6	286,1
PCB-105	10	2	8,5	13,3	18	6	8,9	22,8	9,9	7,1	9,6
PCB-141	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PCB-138	263	34	79,5	173,7	209,6	76,8	101,5	117,6	119,4	78,3	131,2
PCB-187	165	19	22,6	73,5	97,7	36,4	45,8	32,8	50,7	27,4	49,3
PCB-128	23	3	8,2	16,6	16,4	7,4	9,6	12,6	11,3	7,9	15
PCB-156	37	5	8,5	28,2	32,1	12,9	18,2	14,1	17	11,7	15,1
PCB-157	2	2	2,5	5,8	6,4	2,4	3,9	3,9	4	2,8	3,5
PCB-180	867	73	96,6	292,5	284,3	125,9	134,6	114,4	144,5	114,3	177,2
PCB-170	184	25	31,8	106,2	110,3	52	48,8	41,1	54,2	38,1	56,1
PCB-194	151	17	21,7	85,8	80,3	42,9	43,3	21,3	38,1	25,4	32
PCB-206	19	2	4,9	12,5	13,8	7,6	7,1	4,2	7,2	4,5	5,7
PCB-209	15	2	5,7	11	13,6	6,8	7,4	5,5	8,1	3,3	6,9
sum-PCB	2834	294	598	1422	1554	613	819	748	806	603	919
Heptachlor epoxide			0	46,1	11,6	3,5	16,7	2,7	21,3	6,2	32,6
Hg	180	100	300	390	250	310	160	220	220	150	350

(forts.)

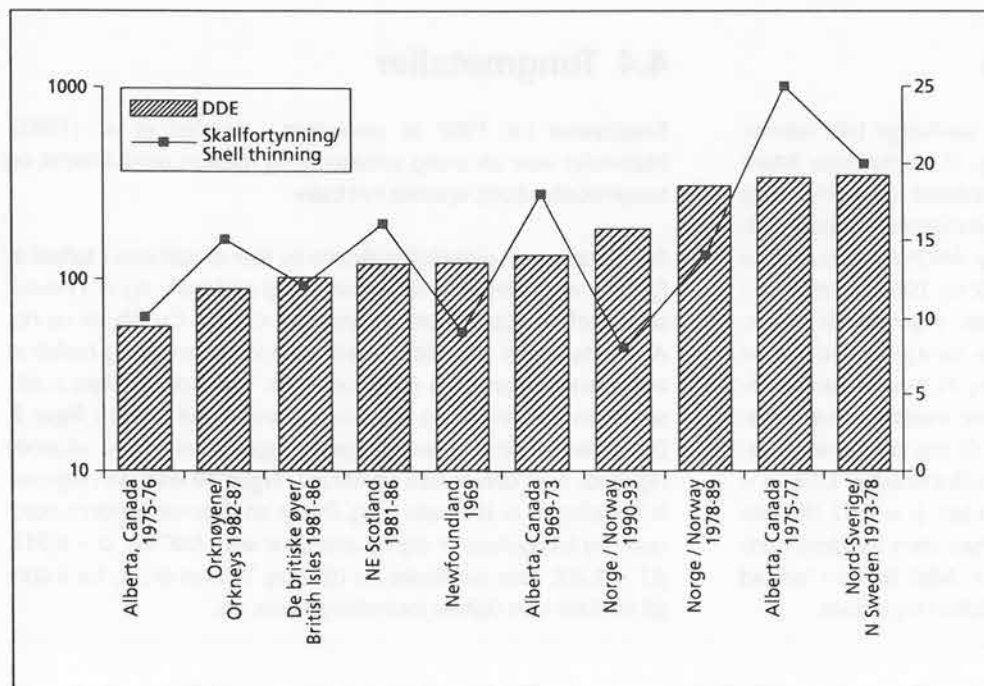
Tabell 6 forts.

J,nr, Kommune Municip, Fylke County Dato Date	1458,1 Alta F 1993	1459,1 Alta F 1993	1437,1 Tana F 1993	1460,1 Fauske N 1993	1461,1 Nore/Uvd B 1993	1462,1 Nore/Uvd B 1993	1463,1 Ø.Slidre O 1993	1464,1 Ø.Slidre O 1993	1465,1 Tydal ST 1993	1466,1 Tydal ST 1993	1467,1 Rana N 1993
Tørrstoff Dry matter %	53	27	18	20	17	41	49	28	18	13	17
Fett Fat %	3,28	4,44	5,62	7,39	2,15	2,88	6,51	3,93	5,45	2,61	4,78
HCB	96	188,7	44,2	49,1	47	65,3	147,3	130,4	32,5	12,4	64,5
α-HCH	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
β-HCH	211	169,6	34,9	85,9	38,3	75,1	246,4	192,4	197,2	588,5	70,3
γ-HCH	0	7,2	26,3	2,5	0	16	17,1	16,3	25,3	21,2	0
Sum-HCH	211	176,8	61,2	88,4	38,3	91,1	263,5	208,7	222,5	609,7	70,3
Oxychlordaner	85,4	181,7	60,4	75,4	39	85,7	223,4	131,1	70	52,4	85,8
Cis-chlordaner	43,9	45,5	18,9	23,9	24,8	15	85,5	67,2	19,5	26,6	74,9
Trans-nonachlor	7,1	12,8	4,4	11,7	1,5	10,2	22,9	11,9	5,2	5,1	8,5
Trans-chlordaner	32,2	22,5	26,6	22,2	44,3	25,5	52	14,3	37,3	50,9	93,2
Cis-nonaklor											
Sum-chlordaner	209,7	343,8	134,9	178,1	136	178,1	513,7	272,5	161,8	164,9	303,2
Mirex											
p,p'-DDE	58438	7216,6	4763,8	4275,1	2185,5	10567,4	25310	11868,9	6607,9	24005	6414,1
p,p'-DDD	110,9	108,8	0	47,2	6	48	61,5	85,5	16,7	45,1	7,7
o,p'-DDT	31,2	29,2	9,2	15,3	6,4	24,3	57,2	42,2	14,3	14,9	14,8
p,p'-DDT	9,3	0	20,9	4,7	1,5	12,9	13,6	18,4	6,6	3,8	3,2
Sum-DDT	58589	7355	4794	4342	2199	10653	25442	12015	6646	24069	6440
PCB-28	9,1	0	1,7	1,8	1	3,6	9,8	10,1	2,4	2,3	2,1
PCB-74	85,7	198,1	54,2	70,6	49,7	102,9	244,3	159	66,3	57	91,8
PCB-66	21,6	12,9	9,3	7,4	6,7	11,3	0	18,6	4,2	15,3	20,2
PCB-99	52,1	33,9	14	25,2	28,1	34,4	91,9	59,6	28,6	37	86,9
PCB-149	4,9	7,2	0	2,2	0	0	7,1	7,7	0	3,1	2,7
PCB-118	195,2	159,6	59,2	66,5	29,8	118,6	328,6	270,2	58,3	82,5	98,5
PCB-153	939,4	711,3	302,6	443,3	164,9	813,8	1870,9	1066,2	399,2	550,9	457,6
PCB-105	38,7	31,9	10,6	11,6	6,9	20,6	57,1	54,3	11,2	16,1	17,7
PCB-141	1,2	0	0	0	0	0	0	2	0	1,8	1,3
PCB-138	450	313	134,1	206,3	72	301,3	996,6	487	150,8	249	211
PCB-187	170,8	191,9	52,8	77,9	25,6	129,5	283,5	187,3	70,4	115	71
PCB-128	38,6	33,1	12,1	16,4	7,2	28,5	84,6	51,2	13,1	19,3	20,3
PCB-156	66,8	45,8	16,7	24,9	10,1	46,5	100,2	64,5	29,9	28,3	24,5
PCB-157	13,4	9,9	4,2	4,8	2,3	9,2	21,5	15,3	6	5,4	4,8
PCB-180	834	415,3	173,4	285,9	103,9	572,7	1047,5	541,8	262,4	402,9	227
PCB-170	250,7	154,6	59,2	95,1	40,1	191,6	355,5	203,4	90	133,3	79,4
PCB-194	200,2	108,5	43,6	71,4	28,6	128	171,2	114,8	95,4	96,1	48
PCB-206	32,3	21,9	10	11,9	4,8	19,8	29	19,5	15,6	12,8	9,1
PCB-209	28,8	33,3	20,1	13	4,7	12,5	35,7	25,6	13,7	7,8	13,6
Sum-PCB	3433	2482	977	1514	586	2545	5741	3358	1317	1836	1488
Heptachlor epoxide	41,1	81,4	24,7	45	26,5	41,6	129,9	48	29,7	29,9	40,9
Hg	10	380	280	210	70	10	10	180	170	100	150



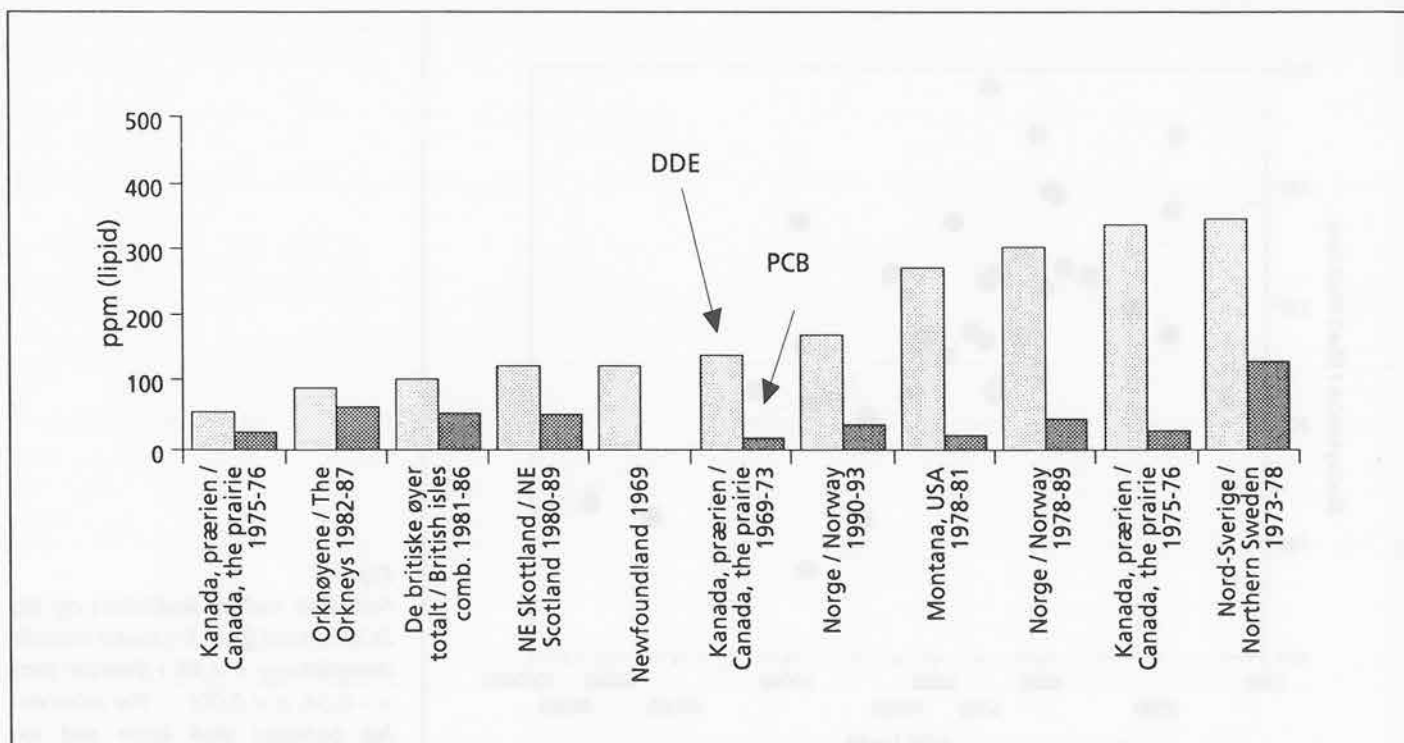
**Figur 6**

Forholdet mellom skallindeks og log DDE-innhold (ppb, ferskvekt) i norske dvergfalkegg.  $n = 38$ ,  $r$  (Pearson corr) = - 0,54,  $p < 0,001$ . - The relationship between shell index and log DDE-concentration (ppb, fresh weight) in merlin eggs from Norway.



**Figur 7**

Skallfortynning og DDE-nivå i noen dvergfalkepopulasjoner. De kanadiske data er fra forskjellige deler av samme populasjon. - Shell thinning and DDE levels in some merlin populations. The Canadian data are from different parts of the same population.



**Figur 8**

Forholdet mellom DDE og PCB i noen dvergfalkpopulasjoner (ppm, fettvekt). De kanadiske data er fra forskjellige deler av samme populasjon. - The relation between DDE and PCB in some merlin populations (ppm, lipid weight). The Canadian data are from different parts of the same population.

### 4.3 Geografisk variasjon

Materialet er fordelt på fire regioner. 1) Sør-Norge (alle fylkene sør for Møre og Romsdal og Trøndelag), 2) Midt-Norge (Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene), 3) Nordland, og 4) Troms og Finnmark. Konsentrasjonene ble først konvertert til base 10-logaritme før statistisk analyse (one-way ANOVA). Resultatene er gitt i **tabell 7**. Bare materialet for 1992 og 1993 er tatt med i analysene, for å unngå langtidsvariasjoner. Ingen av de organiske stoffene viste signifikante regionale forskjeller ved denne metoden. Det var en tendens til at DDE-, PCB- og lindanverdiene var høyest i Midt-Norge. En test hvor materialet var gruppert i Midt-Norge mot resten av landet (T-test på log-transformerte verdier, to-halet) ga følgende signifikansnivåer: DDE:  $p = 0,06$ , PCB:  $p = 0,08$ , HCB:  $p = 0,99$ , lindan:  $p = 0,02$  (for alle grupper d.f. = 3,20). Det er altså en ganske sterk tendens i retning av høye DDE-, PCB- og lindanverdier i Midt-Norge i forhold til resten av landet, og for lindan er forskjellen signifikant.

### 4.4 Tungmetaller

Resultatene for 1992 er presentert i Nygård et al. (1993). Materialet viste en mulig sammenheng mellom produktivitet og tungmetallinnhold, spesielt kvikksølv.

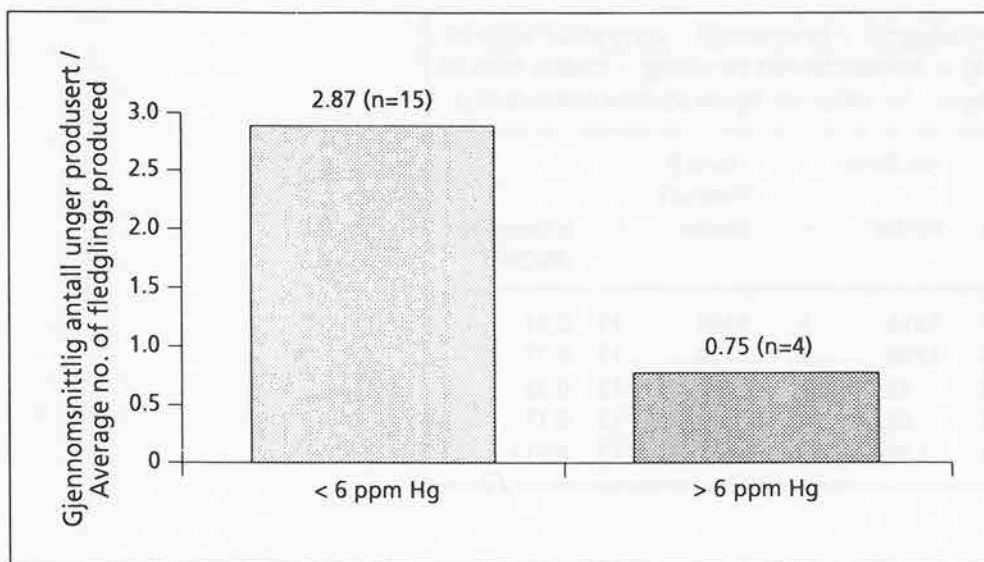
Resultatene av tungmetallanalysene av fjær er satt opp i **tabell 8**. Fjærene er samlet inn i forbindelse med reirbesøk, og er i hovedsak mytefjær. Fjærene ble analysert for Cd, Zn, Cu, Pb, Al og Hg. Al-resultatene er ikke vist i tabellen, da vi her antagelig hadde et kontamineringsproblem på laboratoriet. Forholdet mellom kvikksølvnivåene i fjærene og reproduksjonsresultatet er vist i **figur 9**. Det er en tendens til lavere reproduksjonsresultat med stigende Hg-verdi, men den er ikke signifikant. **Figur 10** viser den regionale fordelingen av kvikksølv i egg. Det er en stigende tendens nordover, og forskjellene er signifikante (one-way ANOVA.  $p = 0,017$ , d.f. = 3,20). Bare materialet fra 1992 og 1993 er brukt, for å unngå effekter som skyldes forandringer over tid.

**Tabell 7.** Mediane konsentrasjoner av miljøgifter i dvergfalkegg i geografiske regioner. Verdier er beregnet på ferskvektsbasis, og er log-transformert før testing. - Median levels of pollutants in merlin eggs in Norway, by region. The values are log-transformed before testing.

	Sør-Norge		Møre & Trøndelag		Nordland		Troms & Finnmark		p (one-way ANOVA)
	Median	n	Median	n	Median	n	Median	n	
DDE	4663	4	11744	4	5814	3	4158	13	0,31
PCB	1085	4	1470	4	1298	3	718	13	0,17
HCB	35,6	4	38,5	4	43,0	3	35,1	13	0,92
Lindan	44,5	4	231,2	4	63,5	3	44,6	13	0,17
Hg	33,6	4	142,6	4	136,1	3	197	13	0,017

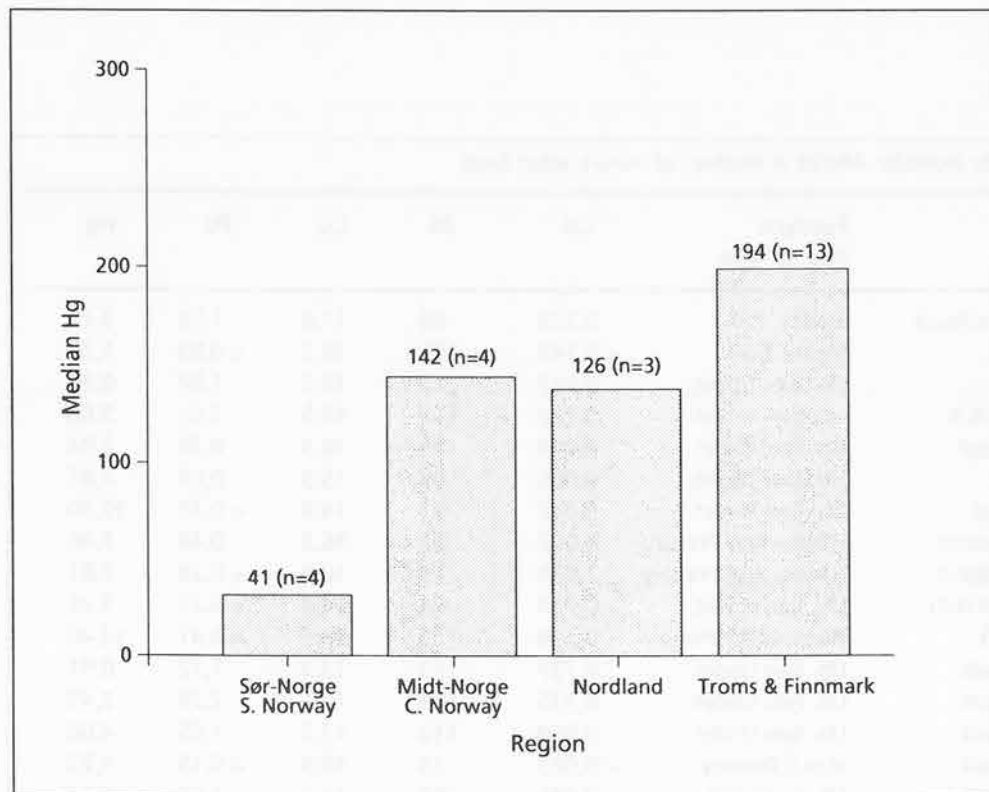
**Tabell 8.** Metaller i dvergfalkfjær, adulte individer. Metals in feathers of merlin, adult birds.

Prosjekt-Innr No	År Year	Sted Site	Fjærttype Feather type	Cd	Zn	Cu	Pb	Hg
1.1131.1	1976	Engerdal, Hedmark	Stjertfj. Tail	0,103	68	11,6	1,53	3,15
1.1112.1	1992	Snåsa, N-Tr.	Stjert? Tail?	< 0,143	172	10,3	< 0,93	1,72
1.1113.1	1992	Meldal, S-Tr.	Ub. fjær Undet.	0,212	132	14,0	1,87	0,70
1.1114.1	1992	Sunddal, M & R.	Ub. fjær Undet.	0,182	117	16,5	2,01	9,68
1.1115.1	1992	Ø. Slidre, Oppl.	Ub. fjær Undet.	0,044	85	16,3	0,39	2,94
1.1116.1	1992	Vågå, Oppl.	Ub. fjær Undet.	0,066	109	15,3	0,67	4,85
1.1117.1	1992	Valdres, Oppl.	Ub. fjær Undet.	0,047	97	14,8	< 0,35	10,30
1.1119.1	1992	Rendalen, Hedm.	Håndsv.fjær Primary	0,087	92	16,2	0,48	1,46
1.1120.1	1992	Grane, Nordland	Håndsv.fjær Primary	2,975	79	10,4	< 0,28	2,01
1.1121.1	1992	Namsskogan N-Tr.	Ub. fjær Undet.	0,737	64	14,8	< 0,25	3,28
1.1122.1	1992	Røyrvik, N-Tr.	Håndsv.fjær Primary	0,218	75	16,9	< 0,41	10,48
1.1123.1	1992	Alta, Finnmark	Ub. fjær Undet.	0,737	113	13,3	1,72	0,91
1.1124.1	1992	Alta, Finnmark	Ub. fjær Undet.	0,335	140	13,1	2,29	2,49
1.1125.1	1992	Alta, Finnmark	Ub. fjær Undet.	0,599	110	13,2	1,05	4,66
1.1126.1	1992	Alta, Finnmark	H.sv.fj Primary	< 0,023	73	10,9	< 0,15	1,23
1.1127.1	1992	Alta, Finnmark	Ub. fj. Undet.	0,091	109	11,0	1,39	1,23
1.1128.1	1992	Alta, Finnmark	Ryggfjær Back	0,230	114	18,8	2,27	1,38
1.1129.1	1992	Alta, Finnmark	Ub. fj. Undet.	0,155	80	10,1	1,43	1,92
1.1130.1	1992	Kvikne, Hedmark	Ub. fj. Undet.	0,237	107	10,5	2,07	6,09
1.1118.1	1992	Kvikne, Hedm.	Stjert Tail	0,672	145	10,0	4,06	8,52
Median				0,200	107,8	13,3	1,22	2,71



**Figur 9**

Forholdet mellom kvikksølvnivå i fjær av hekkende dvergfalk og deres reproduksjonsresultat. Mesteparten av materialet er fra Finnmark 1992. - The relation between mercury levels in feathers of breeding merlins and their breeding output. The bulk of material is from Finnmark 1992.



**Figur 10**

Regional fordeling av kvikksølv (ferskvekt) mellom landsdeler i egg av dvergfalk i Norge 1992-93. - Regional distribution of mercury (fresh weight) in eggs of merlin in Norway 1992-93.



## 4.5 Samvariasjon mellom giftstoffer

I **tabell 9** er samvariasjonen mellom de ulike miljøgiftene vist. Verdiene er omregnet til base<sub>10</sub>-logaritmer før testing. Alle korrelasjonskoeffisientene (Pearson corr.) er positive, de fleste signifikante. Dårligst samvariasjon er det mellom kvikksølv og organiske miljøgifter, og sterkest samvariasjon ( $r = 0,74$ ) er det mellom HCB og sum-PCB.

**Tabell 9.** Pearsons korrelasjonskoeffisienter ( $r$ ) mellom de viktigste miljøgiftene i dvergfalkegg. Det er brukt log-transformerte verdier på ferskvektsbasis. - Pearson correlation coefficients ( $r$ ) between the most important environmental pollutants in merlin eggs. Log-transformed values on a fresh weight basis are used.

PCB	0,5570			
n	38			
p	< 0,001			
HCB	0,5182	0,7435		
n	38	38		
p	0,001	< 0,001		
Lindan	0,6636	0,3855	0,2066	
n	36	36	36	
p	< 0,001	0,020	0,227	
Hg	0,1641	0,1136	0,3103	0,2990
n	38	38	38	36
p	0,325	0,497	0,058	0,077
	DDE	PCB	Lindan	Hg

To-halet signifikansnivå. -Two-tailed level of significance.

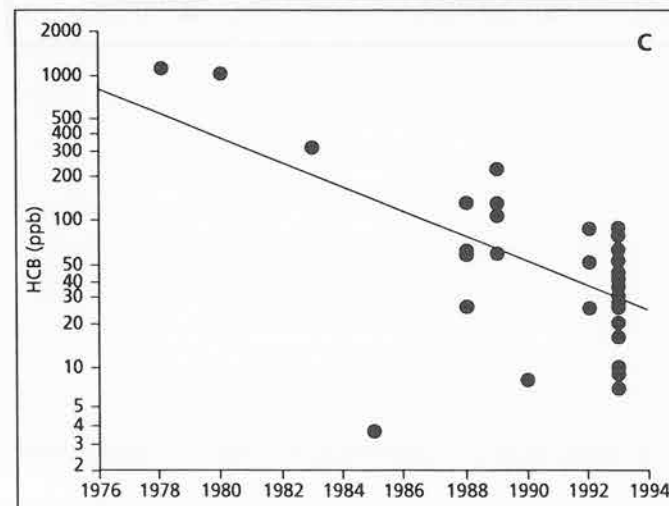
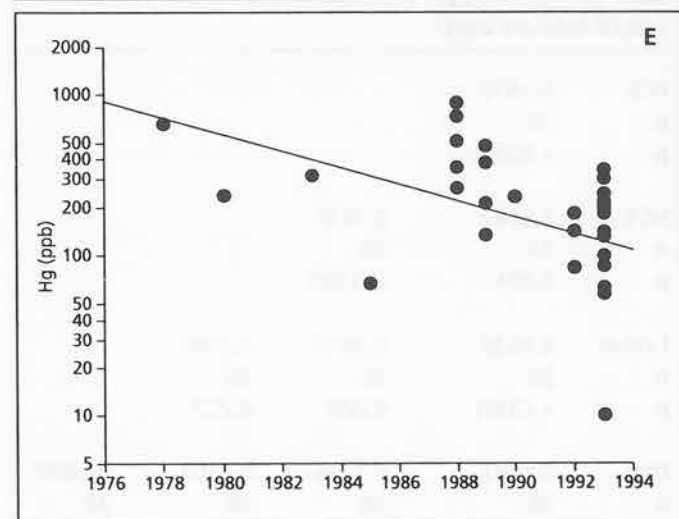
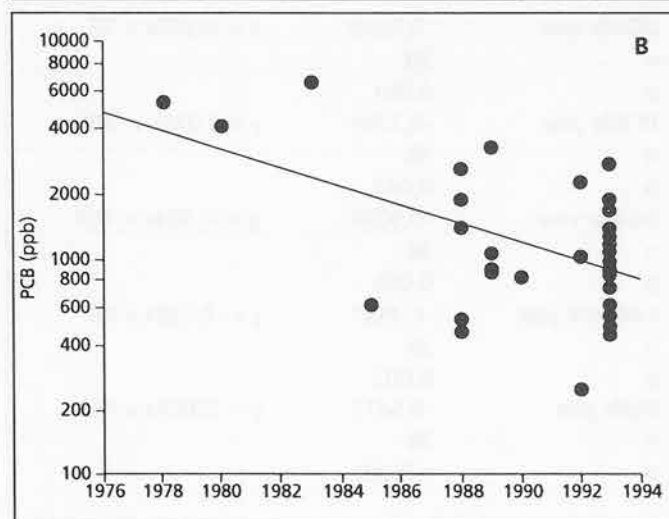
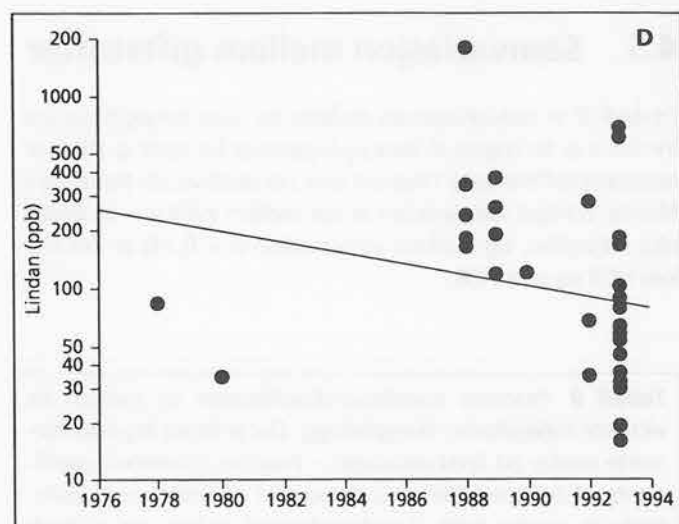
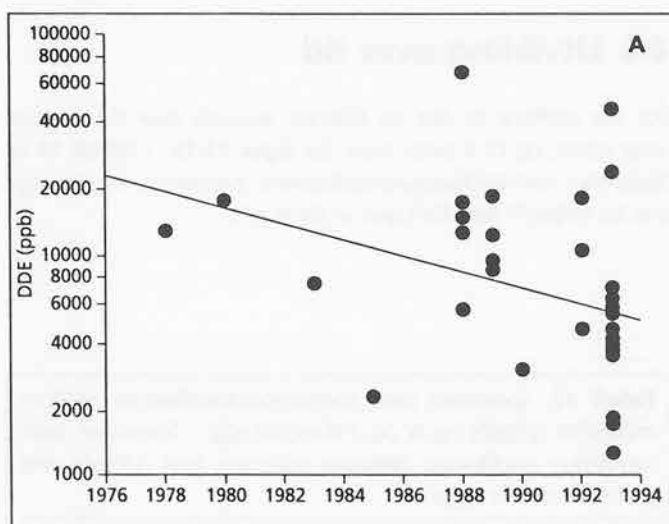
## 4.6 Utvikling over tid

For alle stoffene er det en fallende tendens over tid. Lindan avtar minst, og HCB avtar mest. (se **figur 11-15**). I **tabell 10** er Spearman rank-korrelasjonskoeffisienter presentert, og ligningene for miljøgift som funksjon av tid er gitt.

**Tabell 10.** Spearman rank korrelasjonskoeffisienter mellom miljøgifter ( $y$ )(ppb) og år ( $x$ ), i dvergfalkegg. - Spearman rank correlation coefficients between pollutant level ( $y$ )(ppb) and year ( $x$ ) in merlin eggs.

DDE/år year	-0,5040	$y = -0,036x + 76$
n	38	
p	0,001	
PCB/år year	-0,2751	$y = -0,043x + 88$
n	38	
p	0,047	
HCB/år year	-0,5038	$y = -0,084x + 169$
n	38	
p	0,001	
Lindan/år year	-0,4521	$y = -0,028x + 58$
n	36	
p	0,003	
Hg/år year	-0,5411	$y = -0,051x + 103$
n	38	
p	< 0,001	

En-halet signifikansnivå -One-tailed level of significance.



**Figur 11 a-e.**

Miljøgiftkonsentrasjonene i dvergfalkeegg i Norge 1978-93. Verdiene er oppgitt som ppb, omregnet til ferskvektsbasis. Spearman rank-korrelasjoner, en-halet. - The concentrations of pollutants in Merlin eggs in Norway 1978-93. The values are ppb, corrected for moisture loss. Spearman rank correlations, one-tailed. a) DDE:  $n = 38$ ,  $r = -0,504$ ,  $p = 0,001$ , b) PCB:  $n = 38$ ,  $r = -0,275$ ,  $p = 0,047$ , c) HCB:  $n = 38$ ,  $r = -0,503$ ,  $p = 0,001$ , d) Lindan:  $n = 36$ ,  $r = -0,452$ ,  $p = 0,003$ , e) Hg:  $n = 38$ ,  $r = -0,541$ ,  $p < 0,001$ .

## 5 Diskusjon

### 5.1 Bestandsendringer

Trekldata for dvergfalk over Falsterbo tyder på at det var en betydelig reduksjon i antallet på høsttrekket i en årrekke. Under halvparten av det normale antallet dvergfalker trakk ut over Falsterbo pr. dag på 1970-tallet sammenlignet med førkrigstall (**figur 3**). Det er grunn til å tro at den fennoskandiske bestanden må betraktes som sammenhengende, og at disse tallene også sier noe om utviklingen i vår egen bestand. Gjenfunn av ringmerkede fugler ser ut til å bekrefte dette, da det er sammenfall mellom overvintringsområdene til norske og svenske dvergfalker (**tabell 1**, Olsson 1980).

### 5.2 Trekkmønster

Det ser ut som den delen av bestanden som hekker i Troms og Finnmark har et mer østlig trekk enn både den sør-norske og den svenske bestanden (**figur 2**). Dette kan gi forskjellig miljøgiftbelastning på grunn av ulik bruk av kjemikalier i de ulike delene av artens overvintringsområde, eller at den beskatter byttedyr fra ulike næringskjeder. Det er kjent at andre arter som hekker i Finnmark kan ha et mer østlig trekk, bl.a. gjelder dette fiskeørn (Österlöf 1977).

I hvilken grad trekkmønsteret er den bakenforliggende årsak til de høyere kvikksølvnivåene i nordlige dvergfalker, og høyere verdier av klororganiske stoffer i Midt-Norge, må stå som et åpent spørsmål inntil videre. Dette bør en imidlertid undersøke nærmere.

### 5.3 Organiske miljøgifter

Det er kjent at rovfugl har en stor tendens til å bioakkumulere organiske miljøgifter fra føden, p.g.a. dårlig utviklet evne til å metabolisere (avgifte) fremmedstoffer (Walker 1992). I stedege arter i terrestrisk miljø finner en vanligvis lave nivåer av klorerte miljøgifter. I dvergfalken, derimot, ble det funnet til dels svært høye nivåer av DDE, som var den dominerende miljøgift. Gjennomsnittlig ble det funnet ca 10 ganger lever PCB-nivåer, og til dels svært lave nivåer av andre organiske miljøgifter. I sjøfugl er PCB funnet å være den dominerende miljøgift i vår del av verden (Gabrielsen et al. 1994). Forskjellen i miljøgiftmønster og nivåer mellom terrestriske arter skyldes hovedsaklig forskjeller i eksponering via føden. De uventet høye DDE-nivåene må skyl-

des høyt belastet føde. Dette kan skje på trekk- og overvintringslokalitetene, men også gjennom fødevalget på hekkeplasesene, som i stor grad utgjøres av trekkfugl ( se kap. 2.5).

#### 5.3.1. DDE og skallfortynning

Analysene viser at dvergfalker som hekker i Norge har vært utsatt for en betydelig belastning av miljøgifter, og at denne tendensen varer ved. En betydelig skallfortynning er påvist. I gjennomsnitt er den på ca 15 % etter 1947, det året en for alvor regner at DDT kom i bruk i stor skala i vår del av verden. På 1960- og 1970-tallet ser skallfortynningen ut til å ha vært helt oppe i 20 %, og enkeltlegg har vært opptil 30 % tynnere enn normalt. Resultatene våre er i klart samsvar med det man fant i Stora Sjøfallets nasjonalpark i Sverige på 1970-tallet, der skallfortynningen også var rundt 20 %. Dette tyder også på at en har med samme populasjon å gjøre i de to nabolandene. Etter 1980 har det tilsynelatende skjedd en forbedring i den norske bestanden, slik at skallfortynningen i det aller nyeste materialet ikke er mer enn rundt 10 %. Newton (1979) har vist at når en rovfuglbestand er utsatt for en skallfortynning på over 15 % i en årrekke, vil bestanden gå ned. Den primære effekten er at reproduksjonsraten går ned på grunn av istykkerruging av egg og nedsatt klekkbarhet. Den molekylære forklaringen er at DDE (et stabilt nedbrytningsprodukt av DDT) hemmer den enzymatiske mobiliseringen og transporten av kalsium fra egglederen over til egget (Lundholm 1987). I tillegg kommer at fosterdødeligheten øker med økende DDE-nivåer (Newton & Bogan 1978).

Våre data viser både høye giftnivåer, spesielt av DDE, og betydelig eggskallfortynning. Det er derfor all grunn til å hevde at den norske hekkebestanden av dvergfalk har vært påvirket negativt av dette, i form av nedsatt reproduksjonsrate og bestandsreduksjon i perioden 1960-80.

En hovedkonklusjon må være at den norske bestanden har vært sterkt påvirket av miljøgifter etter krigen. Det ser ut til å være en klar sammenheng mellom DDE-nivået og skallfortynning (**figur 6**). Denne sammenhengen er vist hos en mengde rovfuglbestander og andre arter (Newton 1979), og dessuten i en rekke dvergfalkbestander ulike steder i verden (**figur 7**), og er nå etablert som en vitenskapelig kjensgjerning. Det norske materialet avviker noe fra de fleste andre undersøkte bestandene, ved at skallfortynningen er lavere enn DDE-nivået skulle tilsa. Imidlertid vanskeliggjør det tolkningen at utvalgene ikke er helt parallelle; det er målt skalltykkelsen på mange egg i materialet hvor gif-tinnholdet ikke er målt. En må også holde klart at det er DDE-

nivået i morfuglen som påvirker skalltykkelsen, ikke nivået i egget som sådan. Også andre egenskaper hos morfuglen spiller inn, så som alder, kondisjon og muligens også andre miljøgifter (Lincer 1972). Et egg fra 1992 (Rennebu i Sør-Trøndelag) og to fra Alta i 1988 inneholdt alle over 1000 ppm DDE på fettvektsbasis. Dette er blant de høyeste verdiene som er målt i fugegg i Norge. Disse eggene var mellom 15 og 22 % tynnere enn normalt. Det er svært overraskende at en hele 20 år etter at de fleste land i vår del av verden innførte forbud mot bruk av DDT som sprøytemiddel, fortsatt finner rekordhøye nivåer av nedbrytningsproduktet DDE. Det er nærliggende å sette søkelyset mot de delene av verden hvor vi vet at DDT fortsatt brukes. Dette er i første rekke de landene i Afrika hvor malaria- og tse-tse-flueplagen er stor. DDT brukes fordi det er billig, og det er relativt trygt å bruke for mennesker. Imidlertid må dette bare stå som en hypotese, all den stund konkrete ringmerkingsfunn fra Afrika mangler, både av norske og svenske dvergfalker. Heller ingen dvergfalker merket på De britiske øyer er funnet igjen sør for Spania (Heavensides 1987). Det er verdt å merke seg at DDE-nivåene i britiske dvergfalkbestander i snitt er lavere enn i Norge (tabell 2).

Forholdet mellom DDE, DDD og DDT er slik at det ikke tyder på at dvergfalken har fått i seg nylig anvendt DDT. Mesteparten av DDT er brutt ned til DDE, som er det stabile nedbrytningsproduktet, og for fugl det mest skadelige. I snitt ligger DDT-andelen på under 1 promille av total-DDT, noe som tyder på at det her dreier seg om "gammel" DDT.

### 5.3.2 PCB

Nivåene av PCB ligger i snitt ca. en tierpotens under DDE-nivåene. Dette er svært lavt i forhold til de fleste andre rovfuglarter i Norge (Nygård 1991). Nivåene er imidlertid på samme nivå som på De britiske øyer (Newton & Haas 1988, Meek 1988, Rebecca et al. 1992). Nivåene er såpass lave at det er ingen grunn til å tro at det har noen effekt på hekkesuksessen til dvergfalken i Norge i dag. Newton & Bogan (1978) viste i et materiale av spurvehauk *Accipiter nisus* at klekkesuksessen avtok med økende PCB-innhold i eggene. I en analyse av et større materiale noen år senere ble ikke denne sammenhengen bekreftet (Newton et al. 1986).

De ulike PCB-komponentene har til dels svært ulike kjemiske og biologiske egenskaper. De såkalte non-ortho coplanare PCBene (ingen kloratomer i ortho-posisjon) er antatt å være de giftigste. Disse ligner på dioxin i sin struktur, og er like vanskelige å påvise ved kjemisk analyse (Tanabe et al. 1987). Biologisk viktigere er

de såkalt mono-ortho coplanare PCBene (ett kloratom i ortho-posisjon), som riktignok har noe lavere toksisitet enn non-ortho-gruppen, men som opptrer i langt høyere konsentrasjoner. I denne gruppen finner vi PCB 105, 118, 156 og 157 (Dewally et al. 1991), som er målt i moderate konsentrasjoner i dvergfalkeggene, men som tilsammen i snitt utgjør 15 % av total-PCB (tabell 6). Selv om de opptrer i lavere konsentrasjoner enn mange av de andre PCBene, kan de representere en stor del av den totale PCB-toksisiteten.

Biologiske effekter av PCB er vanskelige å skille ut fra effekter av andre klorerte hydrokarboner på grunn av stor grad av positiv samvariasjon. Lincer (1972) påviste synergisme mellom PCB og DDE på skalltykkelse i et føringforsøk med en nær slektning av vår dvergfalk, den amerikanske spurvefalken *Falco sparverius*. I et føringforsøk viste han at 3 ppm DDE alene i maten ga 15 % skallfortynning, 10 ppm Aroclor 1254 alene (en kommersiell PCB-blanding) ga 3 % tykkere skall, mens stoffene gitt i en blanding ga 19 % skallfortynning. På bakgrunn av dette kan en stille spørsmål om den relativt lave skallfortynningsgraden hos våre egg sett i forhold til DDE-innholdet skyldes det lave PCB-nivået?

### 5.3.3 Andre organiske stoffer

En oversikt over de organiske analysene 1988-93 er gitt i tabell 6. Nivåene av heksaklorbenzen (HCB) er relativt lave, den geometriske middelvei for 33 egg fra 1988 til 1993 var i gjennomsnitt 1,3 ppm på fettvektsbasis.

Oksyklordan, cis-klordan, trans-nonaklor, cis-nonaklor er metabolitter av pesticidet klordan. Det har vært forbud mot bruk av klordan i Norge siden 1967. Det er derfor mest sannsynlig at dette stoffet stammer fra inntak av forurenset føde fra steder utenfor Norge, enten ved inntak på overvintringslokaliteter eller som inntak av trekkfugler som har overvintret i forurensete områder.  $\beta$ -HCH er en HCH-isomer som det fins litt av i teknisk HCH, og er den mest stabile isomeren. Det skjer en isomerisering av  $\gamma$ -HCH (lindan) til  $\beta$ -HCH i marine miljø. Lindan er noe brukt i norsk natur, til dels som erstatning for DDT, fordi det brytes raskere ned. Det er ikke totalforbud mot stoffet enda, men bruken av det er svært begrenset, det er ikke tillatt som generelt bekjempningsmiddel i landbruket.

Mirex er et 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 (Eisler 1985). Det deltar i dag i det store globale kretsløpet av langtransporterte persistente miljøgifter. De nivåene vi har funnet er lave; den høyeste verdien er 0,4 ppm på fettvektbasis (0,036 ppm våtvekt). Det er likevel grunn til å peke på det forholdet at et svært potent og persistent insekticid fra andre deler av verden når hit i såpass målbare mengder. Vi vet ikke om Mirex har vært brukt i noen av dvergfalkens overvintringsområder.

## 5.4 Tungmetaller

### 5.4.1 Kvikksølv

Dvergfalken er en av de få artene hvor det er vist en sammenheng mellom kvikksølvbelastning og produktivitet. I et materiale fra De britiske øyer fant Newton & Haas (1988) en signifikant negativ korrelasjon mellom kvikksølvkonsentrasjonen i eggene og antall flygedyktige unger. Noe tilsvarende ble ikke funnet for DDE, dieldrin eller PCB. De konkluderte med at effekten ser ut til å inntre ved 3 ppm Hg tørrvekt. Her er det imidlertid mye som er uklart. Newton & Haas (1988) fant at effekten av kvikksølv syntes å være større i Skottland enn på Orknøyene og Shetland, uten at de hadde noen god forklaring på det. Det antydtes at kvikksølvet kunne opptre i forskjellige former (eksempelvis i ulik metyleringsgrad), men dette var ikke undersøkt. Våre data viser en geometrisk middelvei på ca. 0,4 ppm våtvekt. Dette tilsvarer ca. 2 ppm på tørrvektbasis. Enkelte egg har høyere innhold enn 3 ppm, så en kan ikke utelukke at også kvikksølv hos enkeltpar kan nedsette produktiviteten. En indikasjon på at det kan være en slik sammenheng får en også når en sammenholder Hg-nivåene i mytefjær fra foreldrene samlet inn ved reiret. **Figur 9** viser en tendens til nedsatt produktivitet med økende kvikksølvnivå. Sammenhengen er imidlertid ikke signifikant. Det er mange ukjente variabler involvert, spesielt variasjonen i kvikksølvnivå mellom enkeltfjær innen samme individ, som kan være betydelig (Braune 1987).

### 5.4.2 Andre metaller

Det er kjent at ulike metaller kan nedsette levedyktigheten hos fugl. Pedersen et al. (1992) fant i et felteksperiment at høye verdier av Cd hos lirypehøner hadde negativ virkning på reproduksjonsresultatet. Det er også påvist høye kadmiumnivåer i norske hønsefugler (Fimreite et al. 1990). Det er vist at bly kan være svært giftig for rovfugl. Akutt blyforgiftning er påvist hos kalifor-

niakondoren (Pattee et al. 1990). Det er imidlertid vanskelig å relatere de nivåene vi har funnet i fjærene til toksiske nivåer i blod. Til dette trengs det mer eksperimentell forskning. **Tabell 11** viser en signifikant sammenheng mellom reproduksjonsresultatet målt som antall flygedyktige unger og bly- og kobberinnholdet i fjær av voksne fugler, funnet ved reiret (negativ korrelasjon med bly, positiv korrelasjon med kobber). Materialet er imidlertid såpass lite at en skal være forsiktig med å trekke konklusjoner om dette. Kobber og sink blir regulert av fysiologiske mekanismer, da de er essensielle metaller.

## 5.5 Utviklingstendenser

Det er nødvendig å ta store forbehold når det gjelder å framskrive trender på et lite materiale. Spesielt må en være varsom når en har få punkter i én ende av x-aksen. Dette gjelder i vårt tilfelle, da det er få gamle egg i materialet. Dessuten ligger det en ekstra usikkerhet i skifte av analysemetodikk for det materialet som er datert etter 1988. Når disse forbehold er tatt, ser det ut til at alle miljøgiftene avtar, og HCB mest av alle. Deretter følger Hg, PCB, DDE og lindan. At lindan avtar minst kan sikkert forklares med at det fortsatt er tillatt brukt, også i Norge (i begrenset grad), slik at det stadig blir tilført noe nytt giftstoff til naturmiljøene.

**Tabell 11.** Korrelasjonskoeffisienter mellom de forskjellige metallene i fjær og reproduksjonsresultatet. - Correlation coefficients between metals in feathers and the reproductive output.

		Cd	Zn	Cu	Pb	Hg
Zn	r	-0,15				
	n	18				
	p	0,55				
Cu	r	-0,30	-0,15			
	n	18	20			
	p	0,142	0,517			
Pb	r	0,55	-0,67	-0,36		
	n	14	14	14		
	p	0,04	0,009	0,203		
Hg	r	-0,17	-0,02	0,22	0,42	
	n	18	20	20	14	
	p	0,509	0,925	0,348	0,130	
Antall unger N. of fledglings	r	0,13	-0,14	0,47	-0,55	-0,32
	n	17	19	19	14	19
	p	0,621	0,565	0,042	0,043	0,182

To-halet signifikansnivå. - Two-tailed level of significance.

## 6 Forslag til oppfølging

Det er ønskelig å klarlegge hvor mye av dvergfalkens miljøgiftbelastning som skriver seg fra vinteroppholdsstedene, og hvor mye som skriver seg fra hekkeområdene. Dette kan gjøres på følgende måte: Først samles det inn et materiale av friske egg. Miljøgiftnivåene sammenlignes med det en finner i ungene fra samme kull. I ungene vil det skje en fortykning av de miljøgiftene som den fikk fra egget etter hvert som de vokser, og de vil bli tilført nye gjennom maten. Forskjellen mellom egg og unger i samme kull vil kunne si oss noe om lokal belastning i næringsmiljøet, kontra det som stammer fra morfuglen. Prøvene fra ungene kan være blod og fjær, og det kan være vevsprøver tatt med biopsi-teknikker. Teknikkene er veletablerte og beskrevet i internasjonal litteratur. I tillegg bør en samle inn aktuelle byttedyr i næringsområdene, og analysere disse for miljøgifter. En kvantitativ og kvalitativ byttedyrundersøkelse i utvalgte regioner bør gjøres i samband med dette.

En bør gå nærmere inn på det som ser ut til å være en økt tungmetallbelastning i nord. Bakgrunnsnivåene finnes ved å analysere tungmetallinnholdet i fjær i eldre museumsmateriale. For å overvåke utviklingen, bør det samles inn et tilsvarende materiale av egg for analyse med visse mellomrom, forslagsvis hvert tredje eller femte år.

## 7 Sammendrag

I forbindelse med Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) ønsket Direktoratet for naturforvaltning å finne gode indikatorarter for organiske miljøgifter i norsk natur. Innledende analyser viste at de artene som rutinemessig ble innsamlet til bl.a. tungmetallovervåking, i hovedsak herbivore, ikke var godt egnede til å overvåke organiske miljøgifter, på grunn av nivåer under deteksjonsgrensa. En tidligere utredning hadde vist at dvergfalk var en aktuell overvåkingsart. Dvergfalken er kanskje vår alminneligste rovfugl. Den hekker over hele landet, den er stedtro, reirene er relativt lett tilgjengelige, og den er følsom for miljøgifter. Ut fra dette ble derfor satt i gang et arbeid for å skaffe dvergfalkegg fra så mange områder i Norge som mulig i 1992. Materialet ble imidlertid svært lite, da en valgte å begrense innsamlingen til uklekte egg. Prosjektet ble derfor fulgt opp i 1993 med tillatelse til å samle inn et begrenset antall friske egg. I denne rapporten presenteres det data over miljøgiftnivåene i 38 dvergfalkegg og fjær fra 20 fugler.

En har benyttet museenes samlinger til å skaffe referansemateriale. Eldre egg, i alt 79 fra før DDT-perioden, er blitt veid og målt for å finne ut hva som er den normale eggtykkelsen for arten. Sammenlignet med 82 nyere egg viser det seg at fra 1947 og helt fram til 1980-tallet var reduksjonen i skalltykkelse mellom 10-20 %, mens den på 1990-tallet har vært ca. 9 % lavere enn normalt. Dette er statistisk signifikante verdier, og 15 % skallfortynning er holdt for å være nok til å nedsette dvergfalkens reproduksjonsevne.

Miljøgiftnivåene i eggene er høye sammenlignet med dvergfalkpopulasjoner i andre land. Av de organiske miljøgiftene er DDE det klart dominerende. DDE-konsentrasjonene i eggene er overraskende høye, og overgår de fleste andre undersøkte dvergfalkpopulasjoner. Skallfortynningen er noe lavere enn det en kunne vente, vurdert ut fra DDE-nivåene. Spørsmålet om dette har en sammenheng med de lave PCB-nivåene blir reist.

PCB-nivåene er 10 ganger lavere enn DDE-nivåene, men mer likt det man finner i andre dvergfalkbestander. De er bl.a. av samme størrelsesorden som på De britiske øyer. Opptil 19 forskjellige PCB-komponenter er målt. Det ble målt moderate mengder av svært giftige koplanare PCB-komponenter, men de utgjorde en relativt stor andel av total-PCB. Moderate mengder av andre persistente organiske miljøgifter ble også funnet, bl.a. av HCB (heksaklorbenzen), lindan, klordan og Mirex, et maurmiddel som er brukt i store mengder i Nord-Amerika. Dette viser at dvergfalken får i seg og akkumulerer miljøgifter som deltar i de store, globale kretsløp.

Kvikksølvnivåene målt i mytefjær funnet ved hekkeplassene var på nivå med det som er kjent fra De britiske øyer. Resultatene antyder at det i likhet med i Skottland er en viss sammenheng mellom høyt kvikksølvnivå og lav produktivitet. Det samme forholdet synes også å gjelde for bly, men det trengs ytterligere undersøkelser for å trekke sikre konklusjoner om dette.

Materialets størrelse gjør det vanskelig å trekke sikre konklusjoner om geografiske variasjoner i miljøgiftbelastning. Det er en klar tendens til høyere kvikksølvnivåer i Nord-Norge, og en viss tendens til høyere nivå av klororganiske stoffer i Midt-Norge. Det er en fallende tendens over tid for alle miljøgiftene, tydeligst for HCB, og svakest for lindan.

Det blir foreslått oppfølging av prosjektet for å finne ut hvor stor del av dvergfalkens forurensningsbelastning som skriver seg fra opptak i overvintringsområdene, og hvor mye som skyldes lokal forurensning.

Resultatet av undersøkelsene i 1992 og 1993 bekrefter at dvergfalken er en av fugleartene i Norge som har høyest miljøgiftbelastning, og at den egner seg godt som indikatorart for organiske miljøgifter, og muligens også for metaller.

## 8 Summary

In connection with the "Programme for terrestrial monitoring", the Directorate for Nature Management wanted to find good indicator species for organic pollutants in Norwegian nature. Analyses have shown that the species previously selected for monitoring of heavy metals, mainly herbivores, were not suited for monitoring of organic pollutants, due to levels below detection limits. An earlier review had pointed at the merlin as a good candidate for monitoring of organic pollutants. It is possibly the most numerous bird of prey in Norway, it has site fidelity, the nests are quite easily accessible, and it is sensitive to pollutants. Therefore efforts were made to collect merlin eggs in 1992, from all parts of the country. Unfortunately, the sample became very small, since the collecting was restricted to added eggs only. Permission to collect a limited sample of fresh eggs was therefore obtained in 1993. The analysed material comprised of 38 eggs and feathers from 20 birds, the majority from Finnmark county.

Reference material was obtained from collections in Norwegian museums of natural history. Eggs from the period before-DDT usage, were weighed and measured to obtain the normal thickness values. Compared with recent eggs, it was revealed that from 1947 up through 1980's the reduction in shell thickness was between 10 - 20 %. In the 1990's it has been on the average 9 % below pre DDT-levels. The differences are statistically significant, and the levels are sufficient to imply reduced productivity.

The levels of pollutants in eggs, especially DDE, are high compared with other countries. The shell thinning is less than expected from the DDE levels. This is discussed in relation to the low PCB levels detected.

The PCB levels are lower than the DDE levels by a factor of more than 10, but quite similar to those found in other populations of merlin. They are of the same magnitude as found on the British Isles. The eggs were analysed for up to 19 different congeners of PCB's. Moderate levels of highly toxic coplanar PCB's were found, but in relatively high proportions of the total-PCB. Other persistent organic pollutants were also detected, like HCB (hexachlorobenzene), lindane, chlordane and Mirex, a persistent pesticide used especially against ants in North America. This shows that the merlin is exposed to global pollution.

The mercury levels in moulted feathers found at the nests, were comparable to those of the British Isles. The results imply that,



like in Scotland, there may be a connection between high mercury levels and low productivity. The same seems to apply for lead, but more research is needed to draw safe conclusions.

The limited material makes conclusions about regional trends difficult to draw. There is, however, a rather clear tendency toward higher mercury levels in the north, and there are also indications of higher organochlorine levels in the middle part of the country. All the pollutants investigated seem to decline over time, most evident for HCB and least for lindan.

Further investigations to follow up certain topics are proposed, like establishing the relative magnitude between the pollutant load accumulated in the wintering areas, compared to that of the breeding areas. The possible mercury problem in the north also needs further study.

The results from 1992 and 1993 confirm that the merlin is one of the bird species in Norway with the highest burden of pollutants. It also seems clear that it is well suited as an indicator species for organic pollutants and perhaps also heavy metals.

## 9 Litteratur

- Becker, D.M. & Hull Sieg, C. 1987. Eggshell quality and organochlorine residues in eggs of merlins, *Falco columbarius*, in South-eastern Montana. - Can. Field-Nat. 10: 369-372.
- Bernhoft-Osa, A. 1964. Rovfugltrekket på Revtingen. - Stavanger Museum Årbok 1963: 97-104.
- Bibby, C. J. & Nattrass, M. 1986. Breeding status of the Merlin in Britain. - Brit. Birds 79: 170-185.
- Braune, B. 1987. Comparison of total mercury levels in relation to diet and molt for nine species of marine birds. - Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 217-224.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1980. The birds of the western palearctic. - Oxford University Press. Oxford.
- Devially, É., Weber, J-P., Gingras, S. & Libiberté, C. 1991. Coplanar PCBs in human milk in the province of Quebec, Canada: Are they more toxic than dioxin fed infants? - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 47: 491-498.
- Eisler, R. 1985. Mirex hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. - Fish and Wildlife Service. U.S. Department of the Interior. Biological report 85(1.1).
- Fimreite, N., Barth, E.K. & Munkejord, Aa. 1990. Cadmium and selenium levels in tetraonids from selected areas in Norway. - Fauna Norv. Ser. C, Cinclus 13: 79-84.
- Fox, G. A. 1971. Recent changes in the reproductive success of the pigeon hawk. - J. Wildl. Manage. 35: 122-128.
- Fox, G. A. & Donald, T. 1980. Organochlorine pollutants, nest-defence behaviour and reproductive success in merlins. - Condor 82: 81-84.
- 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. & Walker, W. E. 1976. Pollutant effects on the reproduction of the prairie falcons and merlins of the Canadian prairies. - Can. Field-Nat. 90: 346-355.
- Gabrielsen, G.W., Skaare, J.U., Polder, A., & Bakken, V. 1994. Chlorinated hydrocarbons in Glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) at the southern part of Svalbard. - Sci. Tot. Environ. (akseptert for publisering i 1994).
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. 1994. - Norsk fugleatlas. Norsk ornitologisk forening, Klæbu.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Universitetsforlaget. Oslo.
- Haftorn, S. 1971. Norges fugler. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Hatch, W.R., & Ott, W.L. 1968. Determination of submicrogram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. - Anal. Chem. 40: 2085-2087.

- Heavysides, A. 1987. British & Irish merlin recoveries, 1911-1984. - Ring. & Migr. 8: 29-41.
- Helander, B., Olsson, M. & Reuthergård, L. 1982. Residue levels of organochlorine and mercury compounds in unhatched eggs and the relation to breeding success in white-tailed sea eagles *Haliaeetus albicilla* in Sweden. -Holarctic Ecol. 5: 349-366.
- Henny, C. J., Bean, J. R. & Fyfe, R. W. 1976. Elevated heptachlor epoxide and DDE residues in a merlin that died after migration. - Can. Field-Nat. 90: 361-363.
- 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.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. - NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. - NINA Oppdragsmelding 132: 1-38.
- Lincer, J.L. 1972. The effects of organochlorines on the American Kestrel (*Falco sparverius* Linn.). - Cornell University, Ph.D. thesis.
- Lundholm, E. 1987. Thinning of eggshells in birds by DDE: Mode of action on the eggshell gland. - Comp. Biochem. Physiol. 88C: 1-22.
- Løbersli, E. M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN-Rapport 8: 1-98. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Meek, E. R. 1988. The breeding ecology and decline of the Merlin *Falco columbarius* in Orkney. - Bird Study 35: 209-218.
- Newton, I. 1973. Egg breakage and breeding failure in British merlins. - Bird Study 20: 241-244.
- 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 birds of prey. - Environ. Pollut. 55: 29-40.
- Newton, I. & Bogan, J. 1978. The role of different organochlorine compounds in the breeding of British Sparrowhawks. - J. Appl. Ecol. 15: 105-116.
- Newton, I. & Haas, M. B. 1988. Pollutants in merlin eggs and their effects on breeding. - Brit. Birds 81: 258-269.
- Newton, I., Bogan, J.A. & Rothery, P. 1986. Trends and effects of organochlorine compounds in sparrowhawk eggs. - J. Appl. Ecol. 23: 461-478.
- Newton, I., Meek, E. & Little, B. 1986. Population and breeding of Northumbrian Merlins. - Brit. Birds 79: 155-171.
- Nygård, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Waadeland, H., i manuskript. A correction factor for adjusting eggshell index values for hole size and eccentricity.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Dalen, T. 1992. Miljøgifter i dvergfalk. Landsomfattende kartlegging. Feltsesongen 1992. - NINA, upubl. framdriftsrapport.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skåre, J.U. 1993. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. - NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Olsson, B. 1977. Reproduktion, äggskalsförtunning, biocider etc. hos svenska stenfalkar *Falco columbarius*. - Göteborgs universitet.
- Olsson, B. O. 1980. Prosjekt stenfalk, rapport 1975-78. - Svenska naturskyddsföreningen, Stockholm.
- Pattee, O.H., Bloom, P.H., Scott, J.M., & Smith, M.R. 1990. Lead hazards within the range of the California condor. - Condor 92: 931-937.
- Pedersen, H.C., Myklebust, I., Nygård, T. & Sæther, M. 1992. Akkumulering og effekter av kadmium i lirype. - NINA Oppdragsmelding 152: 1-27.
- Ratcliffe, D. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - Nature, Lond. 215: 208-210.
- Rebecca, G.W., Cosnette, B.L., Hardey, J.J.C., & Payne, A.G. 1992. Status, distribution and breeding biology of the Merlin in north-east Scotland, 1980-89. - Scottish Birds 16: 165-183.
- Romanoff, A. & Romanoff, A. 1949. The avian egg. Wiley & Sons, New York. s.
- Risebrough, R., Florant, G. & Berger, D. D. 1970. Organochlorine pollutants in peregrines and merlins migrating through Wisconsin. - Can. Field-Nat. 84: 247-253.
- Sivertsen, T. 1991. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. - DN-Notat 15: 1-53. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Sjöstrand, B. 1964. Simultaneous determination of mercury and arsenic in biological and organic material by activation analysis. - Anal. Chem. 36: 814-819.
- Skåre, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl 1991. - Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, Fellesavdeling for farmakologi og toksikologi, Oslo. Programrapport 28: 1-6.
- Stickel, L.F., Wiemeyer, S. & Blus, L.J. 1973. Pesticide residues in eggs of wild birds: adjustment for loss of moisture and lipid. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 9: 193-196.
- Tanabe, S., Kannan, N., Subramanian, An., Watanabe, S. &

- Tatsukawa, R. 1987. Highly toxic coplanar PCB's: Occurrence, source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. - Environ. Pollut. 47: 147-163.
- Temple, S. A. 1972. Chlorinated hydrocarbon residues and reproductive success in eastern North American merlins. - Condor 174: 105-106.
- Tømmerås, P.J. 1993. Konsekvensundersøkelser på rovfugl og kråkefugl i Alta-Kautokeino- og Reisavassdragene. Årsrapport 1992. - Zool. avd. Notat 1993, 1. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet.
- Ulfstrand, S. & Høgstedt, G. 1976. Hur många fåglar häckar i Sverige? - Anser 15: 1-32.
- Walker, C.H. 1992. The ecotoxicology of persistent pollutants in marine fish-eating birds. I: C.H. Walker & D.R. Livingstone (red): Persistent pollutants in marine ecosystems. SETAC Spec. Publ. Ser., Pergamon Press, s 211-263.
- Wallin, K. 1984. Decrease and recovery patterns of some raptors in relation to the introduction and ban of alkyl-mercury and DDT in Sweden. - Ambio 13: 263-265.
- Watson, J. 1979. Food of merlins nesting in young conifer forest. - Bird Study 26: 253-258.
- Österlöf, S. 1977. Migration, wintering areas, and site tenacity of the European Osprey *Pandion h. haliaetus* (L.). - Ornis Scand. 8: 61-78.

# Rapporter utgitt innen terrestrisk overvåkingsprogram (TOV)

- \* Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport nr. 8.
- 1 Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13. - 14.11. 1989. NINA Notat nr. 2.
- 2 Holten J., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding nr. 24.
- 3 Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28.
- 4 Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 25.
- 5 Sandvik, J. & Axselsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktelinger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S. (stensil).
- 6 Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning nr. 21.
- 7 Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding nr. 37.
- 8 Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i referanseområder, Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4.
- 9 Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991-9.
- 10 Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991-6.
- 11 Johnson, P. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder, UiB (stensil).
- 12 Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8.
- 13 Frogner T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Jordforsuringsstatus 1990. Norsk inst. for skogforskning. (stensil).
- 14 Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning. (stensil).
- 15 Brattbakk, I., Høyland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. - NINA Oppdragsmelding nr. 91.
- 16 Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding nr. 80.
- 17 Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil)
- 18 Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding nr. 62.
- 19 Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, botanisk institutt. (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 20 Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA oppdragsmelding nr. 85.
- 21 Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking - Moser. En kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, Inst. for uorg. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet. (stensil.) (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 22 Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning. NILU OR: 31/91.
- 23 Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelser av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 24 Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding nr. 75.
- 25 Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 42.

- 26 Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-  
overvåking 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 83.
- 27 Økland, R. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation environment rela-  
tionhips and boreal coniferous forest in the Solhomfjell area,  
Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia*, 16: 1-254. Oslo. ISBN  
827420-018-7.
- 28 Skåre, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking.  
Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for  
farmakologi og toksikologi Veterinærinstituttet/Norges veteri-  
nærhøgskole. (stensil).
- 29\* Nybø S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram.  
Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3.
- 29 Jenssen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av  
jord og jordvann 1991. Norsk institutt for skogforskning, 9/92
- 30 Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturo-  
vervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell,  
Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990/91. Norsk institutt for  
luftforskning, NILU OR: 58/92.
- 31 Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking.  
Lavkartlegging i Lund og Åmotsdalen - 1991. DN-notat 1992-3.
- 32 Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992.  
Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell,  
Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA  
Oppdragsmelding nr. 132.
- 33 Brattbakk, I. Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992.  
Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmots-  
dalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 131.
- 34 Bruteig, I. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking.  
Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav i fjellbjørke-  
skog. Manual. Universitetet i Trondheim, botanisk institutt.  
(stensil).
- 35 Wegener, C., Hansen, M & Bryhn Jacobsen, L. 1992. 1992.  
Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite  
ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk polarinstitutt. Meddelelser  
nr. 121.
- 36 Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking.  
Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge.  
NINA Oppdragsmelding 137.
- 37 Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking.  
Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148.
- 38 Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturo-  
vervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALL-  
FORSK, AVH.
- 39 Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-  
overvåking i Møsvatn - Austfjell 1992. NINA  
Oppdragsmelding 209.
- 40 Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking.  
Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell,  
Åmotsdalen, Møsvatn - Austfjell, Lund og Solhomsfjell 1992.  
NINA Oppdragsmelding nr. 221.
- 41 Nygård, T., Jordhøy, P. & Utne Skaare, J. 1993. Terrestrisk  
naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter  
i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding nr. 232.
- 42 Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking .  
Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn,  
Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforsk-  
ning, NILU OR 13/93.
- 43 Jensen, A & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking.  
Overvåking av jord og jordvann 1992. Norsk institutt for skog-  
forskning, NISK 12/93.
- 44 Gaare, Eldar 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-  
målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-  
Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding  
nr. 230.
- 45 Hannisdal, A. & Myklebust, I 1993. Terrestrisk naturover-  
våking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1993. DN-rap-  
port 1994 - 6.
- 46 Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav  
på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK,  
Universitetet i Trondheim.
- 47 Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i  
hjordedyr. NINA Utredning nr.58.
- 48 Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i gran-  
skog i referanseområdet Solomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5.
- 49 Tørseth, K. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til  
feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforsk-  
ning, NILU OR 25/94.
- 50 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturo-  
vervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA  
Forskningsrapport nr. 56.

- 51 Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 285.
- 52 Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 286.
- 53 Kålås, J.A., Framstad, E., H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 296.
- 54 Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividalen. - ALLFORSK rapp.1/94
- 55 Gaare, E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av 137Cs i TOV-områdene Dividalen, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding nr. 300.

## Brosjyrer/foldere

- \* Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag (Bok-mål), Direktoratet for naturforvaltning (DN).
- \* Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN.
- \* Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN.
- \* Vi holder øye med Solhomfjell. Resultater 1990 og 1991, DN.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

0 56

**nina**  
**forsknings-**  
**rapport**

ISSN 0802-3093  
ISBN 82-426-0498-3

Norsk institutt for  
naturforskning  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim  
Tel. 73 58 05 00