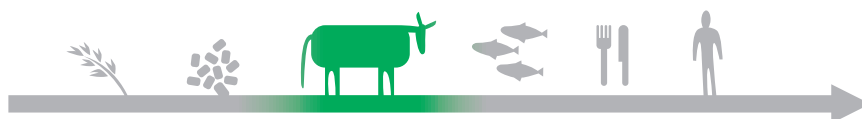


# Miljøgifter i hubro i Norge 1994-2014 - Rottegifter, klororganiske forbindelser og toksiske metaller



# Miljøgifter i hubro i Norge 1994-2014 -

## Rottegifter, klororganiske forbindelser og toksiske metaller

### Innhold

Sammendrag .....	3
Innledning .....	4
Hubro .....	4
Rottegifter .....	4
Klororganiske miljøgifter .....	5
Toksiske metaller .....	5
Overvåking og aktører .....	6
Om rapporten .....	6
Materiale og metoder .....	6
Hubroene .....	6
Rottegifter .....	8
Klororganiske miljøgifter .....	8
Toksiske metaller .....	9
Resultater og diskusjon .....	9
Rottegifter .....	9
Klororganiske miljøgifter .....	12
Toksiske metaller .....	16
Samlet belastning med miljøgifter .....	17
Relevante lenker .....	18
Referanser .....	19

#### Forfattere

Aksel Bernhoft<sup>a</sup>, Vidar Torget<sup>b</sup>, Turid Vikøren<sup>a</sup>,  
Robin Ørnstrud<sup>c</sup>, Jan Ludvig Lyche<sup>b</sup>, Morten  
Sandvik<sup>a</sup>, Hildegunn Viljugrein<sup>a</sup>, Attila Tarpai<sup>a</sup>,  
Cecilie Marie Mejdell<sup>a</sup>, Knut Madslie<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Veterinærinstituttet,

<sup>b</sup>NMBU Veterinærhøgskolen,

<sup>c</sup>Havforskningsinstituttet

#### Oppdragsgiver

Fylkesmannen i Nordland



### Handlingsplan for Hubro

ISSN 1890-3290

© Veterinærinstituttet 2018

Design omslag: Reine Linjer

Foto forside © Veterinærinstituttet, Hubro med  
vingebrudd

## Sammendrag

Rapporten oppsummerer analyser av rottegifter basert på antikoagulerende stoffer, klororganiske miljøgifter og toksiske metaller i leverprøver fra 100 hubro (*Bubo bubo*) funnet i Norge i perioden 1994 til 2014. De aller fleste fuglene ble funnet døde, men enkelte var funnet i live, men skadet/syke. De kjemiske analyseresultatene fra fuglene er analysert statistisk opp mot funnsted og -år, kjønn og alderskategori, ernæringsstatus, og patologiske sjukdomsfunn.

Det ble påvist rottegifter i 72 % av fuglene, en til fire ulike rottegifter i hvert individ. Bromadiolon ble hyppigst påvist. Sannsynlig eksponering er via inntak av byttedyr som har inntatt slike gifter. Funnene tyder på en stor utbredelse av rottegifter i norsk miljø. Hos 18 % av hubroene var rottegiftkonsentrasjonene over et nivå som er antatt helseskadelig for rovfugler/ugler.

Konsentrasjonene av klorerte, organiske miljøgifter var generelt svært høye og til dels høyere enn beskrevet i tidligere tilsvarende studier. Enkelte av hubroene hadde nivåer av PCB- og DDT-forbindelser blant de høyeste som er målt i norsk fauna. Sammenlignet med fettprøver av isbjørn fra Svalbard samlet inn på 1990-tallet, var mediannivåene av PCB og DDE (den mest persistente DDT-forbindelsen) i leverfett fra hubroene henholdsvis 3 og 70 ganger høyere. Mulige forklaringer på de høye miljøgiftnivåene er hubroens plass høyt i næringskjeden, ofte knyttet til marint miljø, og tilsynelatende en mindre utviklet evne til å omsette og skille ut giftstoffene enn f.eks. isbjørn.

Nivåene av tungmetaller i de fleste fuglene var lave. Enkelte fugler hadde forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv og bly, og én fugl hadde antatt dødelig blynivå - sannsynligvis som følge av bly i maten.

Summen av rottegifter viste økende konsentrasjon i analyseperioden. For de klorerte organiske miljøgiftene som PCB og DDT, var det ingen signifikant endring over tid, til tross for at bruken av slike stoffer har vært forbudt i flere tiår. Det var heller ingen endring over tid for de toksiske metallene, bortsett fra bly som gikk litt ned, noe som antakelig har sammenheng med forbudet mot bruk av blyhagl.

For rottegiftene var det ingen forskjell mellom hubro funnet i hhv. kystkommuner og innlandskommuner, mens det var mindre rottegift i hubroene funnet nord i landet enn de funnet i Sør-Norge. De klorerte miljøgiftene viste høyere konsentrasjoner i kyst- enn i innlandskommuner, og noe lavere konsentrasjoner i nord enn i sør. Konsentrasjonen av arsen, kadmium og kvikksølv var også høyest i hubro fra kysten, og kadmium og bly var i lavere konsentrasjoner i hubro fra nord enn de fra sør.

Fuglenes ernæringsstatus så ikke ut til være påvirket av målte konsentrasjoner av rottegifter, men høy belastning med klorerte miljøgifter viste klar sammenheng med dårligere hold. Det er velkjent at høy belastning med PCB, DDT og andre tilsvarende stoffer kan føre til avmagring, selv om stoffene også kan måles i høyere konsentrasjoner som følge av avmagring. Hos hubroene var sammenhengen mellom disse miljøgiftene og ernæringsstatus så stor at det er sannsynlig at avmagringen var en følge av giftbelastningen. Videre har de klororganiske stoffene også ulike biokjemiske og fysiologiske effekter som kan influere på helsestatus. Over halvparten av fuglene hadde en belastning med slike stoffer over en antatt terskel for effekter. Også nivåene av bly, kadmium, og kvikksølv var høyere i fugler med redusert hold.

Flere av giftstoffene var høyt korrelerte med hverandre. Det gjelder i særdeleshet de klorerte, organiske miljøgiftene som alle er svært fettløselige og persistente stoffer. Også flere av metallene - bly, kadmium, og kvikksølv - var signifikant korrelert med de klorerte miljøgiftene. Rottgiftene viste ingen sammenheng med de andre giftgruppene.

Hos en betydelig andel av hubroene var konsentrasjonene av de målte giftene sett under ett forenlig med helseskadelig effekt som sannsynligvis har ført til død eller sterk svekkelse. Det er sannsynlig at dette særlig gjelder kronisk syke, avmagrete fugler, men giftbelastningen kan også ha påvirket atferd, for eksempel årvåkenhet, i enkelte tilfeller. Svært mange av fuglene (79 %) var døde som følge av traume på

grunn av møte med høyspentanlegg (61 %) eller andre ytre årsaker (18 %). Om giftbelastning var medvirkende årsak til slik død eller ikke, er det uansett grunn til å merke seg at så mange fugler drepes av møte med menneskelig infrastruktur.

De undersøkte fuglene ble funnet døde eller skadet/syke, og trolig derfor ikke helt representative for totalbestanden av hubro i Norge. Samlet sett er det likevel grunn til å anta at den høye miljøgiftbelastningen har effekt på hubropopulasjonen i Norge, da forgiftning er sannsynlig dødsårsak eller sterk medvirkende til død hos et betydelig antall av de undersøkte hubroene.

## Innledning

### Hubro

Hubro (*Bubo bubo*) er verdens største ugle. Den var tidligere utbredt over det meste av Norge og store deler av Europa. I løpet av 1900-tallet gikk bestanden sterkt tilbake, hovedsakelig grunnet fangst/jakt med skuddpremie frem til arten ble totalfredet i 1971. Hubro finnes fremdeles over hele landet, men har sin tettteste bestand i kystnære områder fra Vest-Agder til Helgeland - lengre nord er den sjelden (1).

Hubro, som er nattaktiv, har et anonymt levesett og er derfor vanskelig å kartlegge. Et landsdekkende kartleggingsprosjekt i regi av Norsk Ornitologisk Forening i 2008-2012 anslo hubrobestanden til 451 - 681 hekkende par (2). De største tetthetene ble funnet langs kysten, mens forekomsten på Sørøstlandet og Østlandet var mindre og mer spredd. Enkelte delpopulasjoner syntes å være i tilbakegang. Det ble konkludert med at det ikke var indikasjoner på at hubroen var i fremgang noen steder og det ble antatt at det hadde vært en svak nedgang i bestanden totalt sett (ca. 10 % i løpet av knapt 30 år (tre hubro-generasjoner)). Lurøy kommune i Nordland huser Nord-Europas tettteste bestand av hubro, med 40-50 hekkende par.

En hubrobiotop inneholder alltid en bratt bergvegg, og reiret legges nær denne rett på bakken i en oppsparket grop. Hubroen er en standfugl, men ungfuglene streifer en del første leveår og forflytninger på opptil 220 km er kjent (3). Den lever lenge og høyeste registrerte levealder for norsk vill hubro er 23 år.

Hubroen er en utpreget generalist i matveien og tilpasser seg derfor den lokale fødetilgangen. Den jakter primært i det åpne landskapet, ikke i tettvokst skog, og gjengroing er derfor uheldig. Kystlyngheiene er eksempel på viktige leve- og jaktområder. God fødetilgang er avgjørende for god hekkesuksess og i enkelte områder er det lite hekking utenom i smågnagerår. Undersøkelser av gulpeboller fra hubro viser at den spiser virveldyr av alle varianter: pattedyr, fugler, amfibier (frosk) og fisk. Av og til tar den også krabber, snegler og biller (4). Blant pattedyr dominerer smågnagere som mus av ulike arter, vånd, brunrotte og lemen. Den kan også ta ekorn, piggsvin, hare, revunger, røyskatt og snømus. Blant fugler dominerer sjøfugler som ender, måker, alkefugler og vadere (inkludert hegre), men også hønsefugler (storfugl, orrfugl, jerpe, rype og tamhøns), kråkefugler, duer, hakkespetter, dagrovfugler og ugler står på menyen (4). Sammensetningen av byttedyrarter i kosten avhenger av tilholdssted. Ved kysten domineres den av fugler (> 60 %) og i innlandet av smågnagere (> 50 %). Det er verdt å merke seg at flere av byttedyrartene er altetere eller rovdyr, og flere er sterkt knyttet til menneskelig aktivitet (eksempelvis brunrotte). Dette gjør hubroen utsatt både for miljøgifter som akkumulerer i næringskjeden og for muse-/rottegift. Foreløpig er det mangelfull kunnskap om påvirkningen av miljøgifter på bestanden av hubro i Norge.

### Rottegifter

Det er flere typer muse- og rottegifter, de som vanligvis brukes inneholder blodfortynnende stoffer, med en fellesbetegnelse kalt antikoagulanter. Disse giftstoffene hindrer blodets koagulering ved å hemme vitamin K-avhengige enzymer, og den dødelige effekten hos smågnagere (og andre dyr) er forblødning.

De virkestoffene som finnes på det norske markedet, er stoffer basert på kumarin. Warfarin var den første kumarin-forbindelsen som ble tatt i bruk som rottegift. Denne, samt et par andre lignende forbindelser,

ble etter hvert kalt førstegenerasjons antikoagulerende muse- og rottegifter. Hos mus og rotte har warfarin og andre førstegenerasjons-stoffer en moderat giftighet og dyr trenger vanligvis å spise av giften flere ganger for at effekten skal være dødelig (5). Etter noen år ble det utviklet mer potente forbindelser med betydelig lengre utskillestid. De nye preparatene er giftigere enn førstegenerasjonsstoffene og kalles superwarfariner eller annengenerasjons antikoagulerende muse-og rottegifter. Superwarfariner blir værende i dyr og i miljø over lang tid og kan dermed også utgjøre en potensiell helsetrussel for viltlevende rovdyr, som f.eks. hubro. Enkelte rovdyr kan potensielt også eksponeres direkte ved å spise utlagte rottegifter i sin opprinnelige form, men dette antas å være svært lite aktuelt for hubro med tanke på deres naturlige næringsvalg. At ville rov- og åtseldyr kan eksponeres for rottegifter gjennom byttedyr, er vist i en oppsummering av en rekke studier (6).

Antikoagulerende muse-og rottegifter har blitt mye benyttet i Norge. Mulig eksponering og effekter hos andre dyrearter har vært lite studert, men ved rutinemessig sykdomsoppklaring ved Veterinærinstituttet er det gjennom mange år påvist slike forgiftningstilfeller, først og fremst hos hund. En studentfordypningsoppgave ved NMBU fant antikoagulerende rottegifter i leveren hos 20 % av hunder kommet inn for obduksjon ved Veterinærhøgskolen (7).

En norsk studie av hubro viste spor av superwarfariner i lever hos fem av åtte undersøkte individer (8). På bakgrunn av disse resultatene ble derfor denne studien igangsatt for å undersøke om rottegifter var utbredt hos hubro på nasjonalt nivå.

### Klororganiske miljøgifter

Mange av de klororganiske miljøgiftene - som industrijemikalier som PCB og pesticider som DDT, har vært produsert fra første halvdel av 1900-tallet. På grunn av økende restriksjoner har produksjon, bruk og utslipp av disse stoffene avtatt de siste tiårene (9). Det finnes mye data om forekomst av klororganiske miljøgifter i naturmiljøet og det er to tidligere slike studier på hubro i Norge (10, 11). Disse studiene var basert på færre fugler. Forøvrig er det lite publiserte data når det gjelder slike miljøgifter i hubro.

Andre halogenerte, organiske miljøgifter som bromerte flammehemmere og fluorforbindelser, har først i senere tid - eller ennå ikke - blitt gjenstand for den samme strenge reguleringen, og flere studier viser økende konsentrasjoner av slike forbindelser i miljøet (12,13).

De halogenerte miljøgiftene er persistente (de brytes svært sakte ned), akkumuleres i næringskjedene og utgjør en risiko for kroniske skader på mennesker, dyr og miljø. Mange studier har vist at slike miljøgifter kan føre til en rekke negative effekter hos dyr og mennesker (14).

### Toksiske metaller

Bly, kvikksølv, kadmiem og arsen er giftige metaller som ikke har noen klare biologiske funksjoner i kroppen hos høyrestående dyr og mennesker. Det er lite kunnskap om forekomst av disse metallene i hubro, men en tidligere studie viste at hubro i perioden 1965-1976 hadde relativt høy belastning med kvikksølv (10).

Blyforgiftning er en velkjent problemstilling hos en rekke fuglearter, blant annet i Nord-Amerika og Europa. Veterinærinstituttet har i en årrekke diagnostisert blyforgiftning hos svaner forårsaket av opptak av blyhagl eller blyøkker fra sedimenter under næringssøk. Blyforgiftning er også påvist hos viltlevende arter av and og gås.

Det finnes svært lite publiserte data når det gjelder blyforgiftning og -belastning hos norske rovfugler, men Veterinærinstituttet laget i 2015 en rapport til Stortingets energi- og miljøkomité om blynivå i et utvalg av norske rovfugler (15). Rapporten oppsummerte undersøkelser av leverprøver fra 116 kongeørn, 115 havørn og 37 jaktfalk innsamlet fra hele landet i perioden 1973-2014. Bly ble påvist hos 95 % av fuglene. Totalt 4 % av fuglene hadde blykonsentrasjoner forenlig med akutt blyforgiftning (> 5 µg/g våtvekt; 7 % av kongeørnene, 3 % av jaktfalkene og 1 % av havørnene. Videre ble det funnet blybelastning

av mulig klinisk betydning (1 - 5 µg/g våtvekt) hos 15 % av kongeørnene, 7 % av havørnene og 5 % av jaktfalkene.

I 1991 ble det forbudt å bruke blyholdig hagleammunisjon ved jakt i våtmark i Norge, og totalforbud ble innført i 2005. I 2015 vedtok Stortinget, på tross av sterke faglige råd mot dette fra de biologiske- og veterinærmedisinske fagmiljøene, igjen å tillate bruk av blyhagl utenfor våtmarksområder og skytebaner.

På bakgrunn av funnene av bly hos kongeørn, havørn og jaktfalk, samt mangel på kunnskap om de siste tiårs nivå av andre toksiske metaller, ønsket Veterinærinstituttet å undersøke konsentrasjonene av toksiske metaller hos hubro i Norge.

## Overvåking og aktører

Veterinærinstituttet overvåker helsesituasjonen til ville dyr gjennom obduksjoner og laboratorieanalyser av syke og døde dyr fra hele landet, og materiale (blod/organer) fra ville dyr lagres i biobank.

Miljøtoksikologisk laboratorium ved NMBU Veterinærhøgskolen arbeider hovedsakelig med forskningsprosjekter og rutineanalyser av miljøgifter i biologiske prøver. Laboratoriet er akkreditert og samarbeider med mange av landets forskningsinstitusjoner - både med forskning og analyser.

Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES), som nylig er blitt en del av Havforskningsinstituttet, forsker på ernæring til fisk og hvordan konsum av fisk og sjømat virker på helsen vår. Laboratoriet utfører laboratorieanalyser, inkludert metallanalyser, av en rekke prøvetyper.

## Om rapporten

Denne rapporten oppsummerer funn av antikoagulant-rottegifter, klorerte organiske miljøgifter og toksiske metaller i leverprøver fra 100 hubro (unge og voksne av begge kjønn) funnet i Norge i perioden 1994 til 2014. Rapporten er en utvidelse av rapporten «Nivåer av tungmetaller, rottegifter og organiske miljøgifter i norske hubroer fra 1998-2014» utgitt av Veterinærinstituttet (16). I den rapporten ble det påvist at de fleste fuglene hadde vært eksponert for en eller flere rottegifter. Videre ble det påvist høye konsentrasjoner av enkelte halogenerte, organiske miljøgifter - spesielt klorerte forbindelser som PCB og DDT. Tungmetallene viste derimot generelt lavere konsentrasjoner - bortsett fra noen individer med forhøyet nivå av kvikksølv og bly.

Denne nye rapporten er utvidet med flere hubro fra Veterinærinstituttets biobank for å kunne gi et statistisk bedre grunnlag for konklusjoner. Det ses også nærmere på i hvilken grad det er forskjeller på giftnivåene i fuglene over tid og mellom geografiske områder. Videre vurderes gifteksponering relatert til dødsårsak og det estimeres giftstoffenes effekt på både enkeltindivid og hubrobestanden.

## Materiale og metoder

### Hubroene

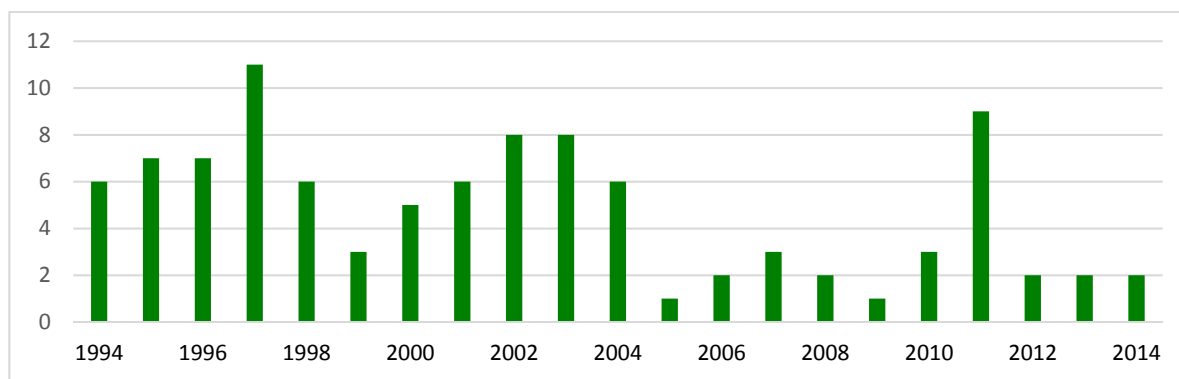
Totalt 100 hubro fra ulike deler av landet er inkludert i studien (tabell 1, figur 1, figur 2). Fuglene er obdusert ved Veterinærinstituttet og ble hovedsakelig sendt inn av autoriserte preparanter, som er pliktige til å sende inn hubroer de stopper ut slik at skrotten kan undersøkes med tanke på dødsårsak.

Tabell 1 presenterer hoveddiagnose, basert på obduksjonsfunn og innsenders opplysninger, sammenholdt med ernæringsstatus. Det kan i enkelte tilfeller være vanskelig å fastsette en sikker dødsårsak eller konkludere hvilke funn som er av størst betydning, særlig på individer der kun skrotten (uten skinn, hode, vinger og føtter) er obdusert. Graden av forråtnelse (kadaverose) vil også påvirke mulighetene til å fastslå dødsårsak ved obduksjon.

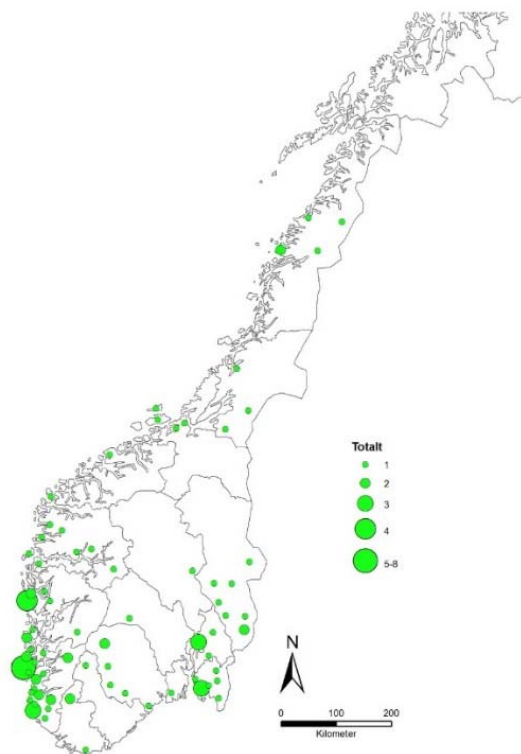
Tabell 1. Oversikt over hoveddiagnose basert på innsenders opplysninger og obduksjonsfunn sammenholdt med vurdert ernæringsstatus i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

Hoveddiagnose basert på anamnese (sykehistorie) og obduksjonsfunn	Sum	Ernæringsstatus					
		Godt hold	Middels hold	Under middels	Dårlig hold	Mager/kakektisk	Ikke vurdert
Truffet høyspentledning	61	22	19	5	2	13	
Påkjørt	13	7	2	4			
Annen ytre skade	5		2			2	1
Avmagret*	15				3	12	
Blødning uten ytre skade	1		1				
Ingen sikker hoveddiagnose	5		2	2	1		
Sum	100	29	26	11	6	27	1

\*Sannsynlig dødsårsak eller sterkt medvirkende til at fuglene døde.



Figur 1. Antall analyserte hubro (totalt 100) fordelt på årstall.



Figur 2. Funnsted for 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i perioden 1994-2014. Størrelsen på punktene illustrer antall prøver fra hver kommune.

Hele 61 % av hubroene hadde kommet bort i høyspentledninger, noe som indikerer at dette kan være en viktig dødelighetsfaktor hos hubro. Denne dødsårsaken er satt dels basert på opplysninger fra funnstedet og gjerne bekreftet ved obduksjonsfunn som sviskader og andre skader, ofte med blødninger. En av fuglene med funn som indikerte høyspentskade, hadde blyhagl i kroppen etter skadeskyting (ikke direkte dødelig). Denne fuglen var mager - forenlig med langvarig helseproblem muligens forårsaket av skuddskadene. Det var også mange andre magre fugler i denne gruppen. Totalt 13 % døde som følge av påkjørsel av bil, tog eller fly, mens fem % hadde fysisk skade av annen årsak; en var skutt, en hadde blitt hengende fast i et fotballnett, en i et piggrådgerde, en hadde flydd på et vindu og den siste var skadet av ukjent årsak. Hos 15 % av fuglene var hovedfunnet avmagring, uten at obduksjonsfunn kunne forklare årsaken til dette. En fugl hadde indre blødninger uten tegn til ytre skade og for fem fugler ble det ikke funnet noen dødsårsak.

## Rottegifter

Analysen for følgende rottegifter ble utført med LC-MS (væskekromatografi med massespektrometri) ved Veterinærinstituttet i Oslo:

- Warfarin, kumatetralyl (førstegenerasjons antikoagulanter).
- Bromadiolon, brodifakum, difenakum, flokumafen (annengenerasjons antikoagulanter).

Deteksjonsgrensene for de ulike rottegiftene var: warfarin 0,03 ng/g; kumatetralyl 0,51 ng/g; bromadiolon og brodifakum 1,80 ng/g; difenakum 0,75 ng/g; flokumafen 0,30 ng/g.

Prøver hvor det ikke ble funnet rottegifter ved første analyse, ble tilsatt forskjellige konsentrasjoner av rottegiftene (5,10 og 100 ng/g) for å måle gjenfinning som varierte fra 87 til 95 %. Det ble ikke korrigert for gjenfinning ved beregning av resultatene. Analysemetoden er basert på publiserte kvantitative og fullt validerte metoder (8, 17).

## Klororganiske miljøgifter

Analysene ble gjennomført på Miljøtoksikologisk laboratorium ved NMBU Veterinærhøgskolen gjennom akkrediterte eller kvalitetssikrede prosedyrer. Analysene ble gjennomført ved homogenisering, væske-væske-ekstraksjon, fettopprensing ved hjelp av syre, og deteksjon med GC-MS (gasskromatografi-massespektrometri) og analyseresultatene er gitt som konsentrasjon i leverfett ( $\mu\text{g/g}$  fett).

Følgende miljøgifter inngår i denne rapporten:

- PCB-forbindelser: PCB-47, PCB-52, PCB-56, PCB-66, PCB-74, PCB-87, PCB-99, PCB-101, PCB-105, PCB-110, PCB-114, PCB-118, PCB-128, PCB-136, PCB-137, PCB-138, PCB-141, PCB-149, PCB-151, PCB-153, PCB-156, PCB-157, PCB-170, PCB-180, PCB-183, PCB-187, PCB-189, PCB-194, PCB-196, PCB-199, PCB-206, PCB-209.
- DDT-forbindelser: p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDD, p,p'-DDT, o,p'-DDT.
- Sum klordan (oksyklordan, trans-klordan, cis-klordan, trans-nonaklor).
- HCB, sum HCH ( $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH) og mirex.

### Forkortelser

PCB = polyklorerte bifenyler, DDT = diklor-difenyl-triklor-etan; DDD = diklor-difenyl-diklor-etan, DDE = diklor-difenyl-diklor-etylen, HCB = heksaklorbenzen, HCH = heksaklor-sykloheksan.

Deteksjonsgrensene ved analysene er angitt i ng/g lever våtvekt og varierte en del mellom kjøringene. For PCB-forbindelser var deteksjonsgrensene mellom 0,005 og 3,6 ng/g; for DDT-forbindelser mellom 0,030 og 6,3 ng/g; for klordan-forbindelser mellom 0,005 og 0,21 ng/g; for HCB 0,005-0,057 ng/g; for HCH-forbindelser mellom 0,005 og 0,40 ng/g; for mirex 0,015-0,32 ng/g.

Bromerte og en del fluorerte forbindelser ble analysert i de 64 prøvene som var inkludert i den første rapporten (16). Fordi de klorerte forbindelsene viste de høyeste konsentrasjonene og dermed ble ansett som de viktigste blant alle de halogenerte forbindelsene som ble analysert til den første rapporten, ble



disse forbindelsene prioritert ved analyse av de 36 nye prøvene inkludert i denne rapporten. Andre forbindelser er fortsatt under analyse, og disse resultatene vil bli publisert i vitenskapelige artikler.

## Toksiske metaller

Analysene ble gjennomført ved NIFES (nå Havforskningsinstituttet).

Frysetørket homogenisert lever ble syreoppløst for å frigjøre metaller. Metoden baserer seg på dekomponering av prøven i salpetersyre og hydrogenperoksid og oppvarming i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200). Målingene ble gjort ved hjelp av induktiv koplet plasma-massespektrometer (ICPMS, Agilent 7500c).

Ekstern kalibrering (standardkurve) ble brukt til kvantitativ bestemmelse av metaller med rodium som intern standard for å korrigere for eventuell drift i instrumentet. Metoden er akkreditert, og riktighet og presisjon for metallbestemmelsene blir rutinemessig bestemt ved analyser av sertifisert referansemateriale (SRM) og ved deltagelse i sammenlignende laboratorieprøvinger. Kvantifiseringsgrensen for bly er 0,01 µg/g, for kvikksølv og kadmium 0,002 µg/g, og for arsen 0,004 µg/g våtvekt.

## Statistiske analyser

For statistisk behandling ble det brukt halv deteksjonsgrense for prøver under deteksjonsgrensene. I tillegg til deskriptiv statistikk av giftene enkeltvis, ble rottegifter og grupper av klororganiske miljøgifter (PCB, DDT og HCH) oppsummert som sum giftkonsentrasjoner pr fugl. Korrelasjoner mellom parvise gifter/giftgrupper er gitt som Pearson korrelasjon av ln-transformerte giftkonsentrasjoner.

Mulige sammenhenger av (sum) giftkonsentrasjoner og 1) mønster over tid, 2) geografiske mønster (kyst mot innland, forskjeller mellom landsdeler) og 3) fuglenes ernæringsstatus (gitt ved kategorier som presentert i tabell 1) ble utforsket. For å teste effekt av tidsperiode som et tillegg til å teste en lineær trend over tid, ble dataene inndelt i tre 7-års perioder (1994-2000, 2001-2007 og 2008-2014). Ved bruk av multippel regresjon ble det testet om kovariater (alder, kjønn, geografi, tid/tidsperiode) hadde avgjørende innflytelse på resultatene som presenteres i rapporten.

Konsentrasjonen av de fleste giftstoffene var svært skjevfordelt. Regresjonsanalysene ble derfor kjørt med Gamma-fordeling og ln-link til responsvariabelen. For hvert giftstoff/giftgruppe testet, ble den modellen beholdt som hadde færrest forklaringsvariable og størst forklaringskraft (høyest log-likelihood-verdi i forhold til antall parametere i modellen), og som ikke viste gjenværende mønster til kovariatene som ikke kom med i modellen. Forklaringsfaktorer med  $p < 0.05$  ble vurdert som statistisk signifikante.

For nærmere utforsking av mønster over tid, ble sum giftkonsentrasjoner modellert ved å tilpasse en ikke-lineær spline-funksjon av tid med maksimum 4 frihetsgrader (R-pakken mgcv). For sum rottegift ble den ikke-lineære regresjonen kjørt med Gamma-fordeling med ln-link, mens for sum PCB ble det brukt normal-fordeling med ln-transformert responsvariabel. Statistikken ble kjørt i R versjon 3.4.3 (R Core Team (2017): A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>).

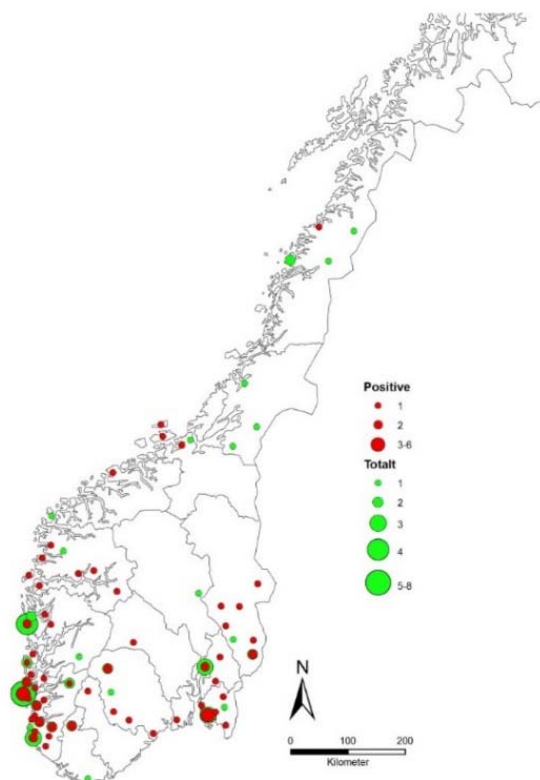
## Resultater og diskusjon

### Rottegifter

Det ble påvist en eller flere rottegifter i 72 % av hubroene (tabell 2 og figur 3). De positive individene var relativt jevnt fordelt i Sør-Norge, mens det var få positive fugler i nord. Det var ingen statistisk signifikant forskjell mellom kyst- og innlandskommuner. Det var ikke signifikante forskjeller mellom aldersgruppe eller kjønn.

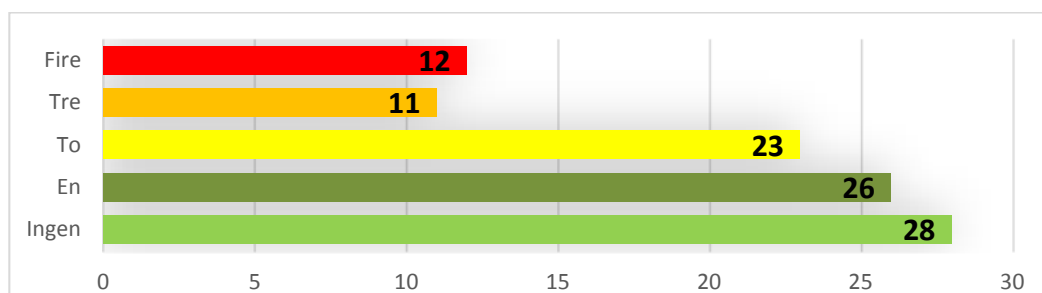
Tabell 2. Konsentrasjoner (ng/g lever våtvekt) av rottegifter påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

	Sum rottegifter	Bromadiolon	Brodifakum	Difenakum	Flokumafen	Warfarin	Kumateralyl
Median	9,25	6,85	<1,80	<0,75	<0,30	<0,03	<0,51
Gjennomsnitt	44,1	23,3	13,3	4,05	2,96	0,06	<0,51
Minimum		<1,80	<1,80	<0,75	<0,30	<0,03	<0,51
Maksimum	296,8	291,5	165,1	204,9	71,5	3,00	1,70
Antall påvist	72	55	33	28	23	15	5
Antall >100 ng/g v.v.	18	7	2	1	0	0	0

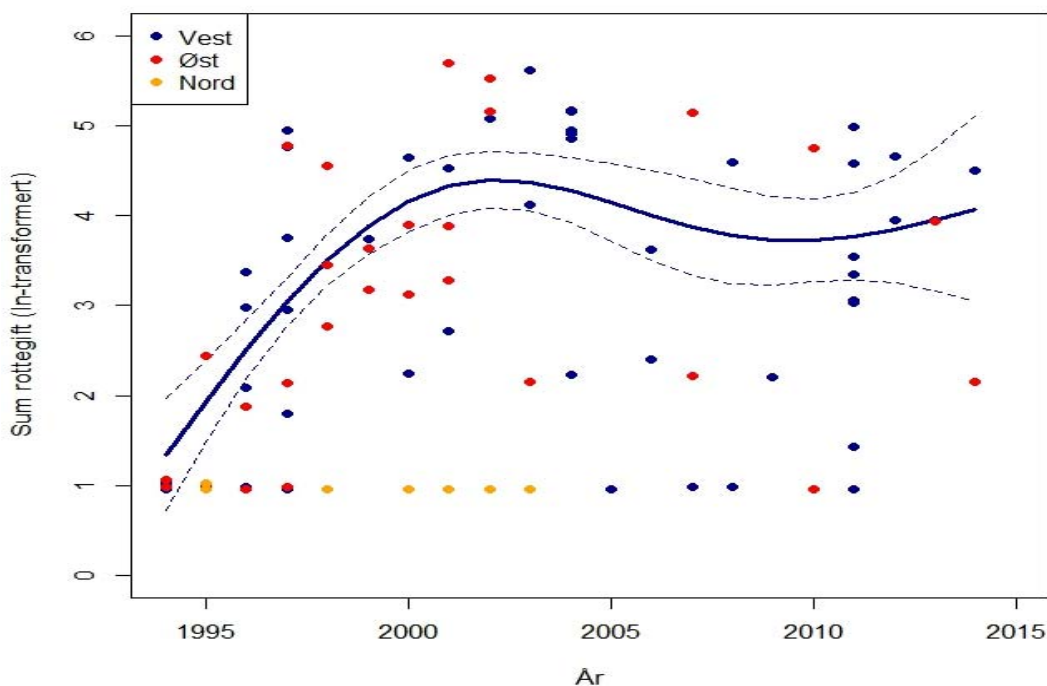


Figur 3. Geografisk fordeling av 100 hubro funnet døde eller skadet/syke 1994-2014, med spor av rottegifter (røde) og uten rottegifter (grønne). Størrelsen på punktene illustrer antall prøver fra hver kommune.

Det ble hovedsakelig påvist annengenerasjons rottegifter. Bromadiolon ble påvist i 76 % av de positive leverprøvene. Videre ble brodifakum påvist i 46 %, difenakum i 39 %, flokumafen i 32 %, warfarin i 21 % og kumatetralyl i 7 % av de positive leverprøvene. I nær halvparten av de 100 fuglene ble det påvist to eller flere ulike rottegifter. I enkelte individer ble opptil fire ulike rottegifter påvist (figur 4).



Figur 4. Antall ulike typer rottegifter påvist i prosentvis fordeling av de 100 hubroene.



Figur 5. Konsentrasjon av sum rottegifter (ln-skala av ng/g lever) i 100 hubro vist som spline-funksjon (prediksjonslinje og konfidensintervall) over tid fra 1994 til 2014. Landsdelen der hver hubro ble funnet, er vist med farge.

Både rottegiftpåvisning og -konsentrasjoner økte fra første (1994-2000) til andre (2001-2007) sjuårsperiode, men nivået endret seg ikke signifikant fra andre til siste periode (2008-2014). Figur 5 viser sum rottegifter i hubro gjennom undersøkelsesperioden på 21 år. Endringen over tid antas å gjenspeile økende bruk av slike midler. Man kan imidlertid ikke se helt bort fra at lang tids fryselagring kan ha redusert noe av innholdet av rottegifter i prøvene, men dette anses som lite sannsynlig.

Resultatene bekrefter tidligere funn av betydelig forekomst av rottegifter i norsk hubro, og gir grunn til bekymring. Høy prevalens, og ofte påvisning av flere rottegifter i samme fugl, indikerer en stor utbredelse av giftene i naturmiljøet. Den utbredte forekomsten av rottegifter i norsk hubro føyer seg inn i rekken av lignende funn hos ulike viltlevende rov- og åtseldyr - inkludert enkelte arter av rovfugler og ugler - rapportert fra andre land (6). I de fleste av disse studiene er det vanskelig å finne klare sammenhenger mellom påviste konsentrasjoner av rottegiftene i leveren og patologiske forgiftningsfunn. Det kan blant annet skyldes at målte leverkonsentrasjon ikke er et godt uttrykk for dyrenes eksponeringsdoser, og at mange av de undersøkte dyra har skader/sykdom som kan kamuflere forgiftningsfunn. De påviste konsentrasjonene av rottegifter i lever vil være et øyeblikksbilde som antakelig kan endre seg brått ved inntak av slik gift. Resultatene på hubro bør derfor først og fremst tolkes i relasjon til prevalens og i mindre grad kvantitativt.

Annengenerasjons rottegifter elimineres generelt raskt i den første fasen med en halveringstid i leveren på noen dager, med en påfølgende langsom eliminering med halveringstider på flere måneder (6). Det er derfor sannsynlig at funn av høye nivåer av rottegifter viser nylig høy eksponering. Det er også sannsynlig at dyr med slike høye leverkonsentrasjoner er spesielt utsatt for akutt forgiftning. Slikt sett er det derfor også grunn til å vurdere det kvantitative bildet av rottegiftene. Noen forskere har forslått en nedre grense for potensiell klinisk forgiftning eller død hos rovfugler/ugler på 100 ng/g for sum rottegifter i lever (18). Totalt 18 % av hubroene hadde sum rottegiftkonsentrasjon over denne grensen, og det er ikke usannsynlig at rottegiftene har bidratt til disse fuglenes død. Høye doser av rottegiftene gir akutt forblødning, men et slikt fatalt blødningsbilde, uten at funnet samtidig kunne relateres til ytre skade, ble kun registrert i én av

de 18 hubroene. Hovedkonklusjonen når det gjelder dødsårsak for de øvrige med spesielt mye rottegift, var som følger: Tolv hadde truffet høyspentledninger, to var påkjørt, mens tre var avmagret og bar preg av kronisk lidelse. I flere av fuglene akutt skadet av ytre årsaker, ble det også funnet indre blødninger, men det vites ikke om rottegiftbelastningen kan ha påvirket utviklingen av blødninger.

Ernæringsstatus hos de 18 fuglene med spesielt mye rottegift; 11 (61 %) i godt eller middels hold, tre (17 %) under middels og fire (22 %) i dårlig hold eller magre (inkludert de tre med avmagring som sannsynlig dødsårsak). Det er et lignende bilde som i totalmaterialet (tabell 1), men der var det noe høyere andel av fuglene som var i dårlig hold eller magre (33 %).

Lavgradig rottegiftbelastning kan medføre diverse mindre blødninger. For eksempel vil små blødninger til ledd kunne medføre smerter og nedsatt funksjonalitet, blødninger til øyne vil kunne redusere synsevnen, og blødninger i hjernen kan påvirke atferden og/eller sanseopplevelsene. Slike mindre blødninger vil derfor kunne redusere jaktsuksess, navigasjonsevne og oppmerksomhet. Det var ingen klar sammenheng mellom rottegiftbelastning i leveren og fuglenes ernæringsstatus, og det er derfor ikke grunnlag for å si at lavgradig rottegiftbelastning utgjør en kronisk lidelse og et velferdsproblem for hubroene. Tilsvarende mangel på sammenheng mellom ernæringsstatus og rottegiftbelastning ble funnet i en amerikansk undersøkelse av fire rovfugl/ugle-arter (19). Det kan likevel ikke utelukkes at rottegifteksponeringen kan påvirke risiko for død etter fysiske traumer, f.eks. gjennom å svekke fuglenes evne til å navigere.

### Klororganiske miljøgifter

Nivåene av klorerte organiske miljøgifter i hubroene var gjennomgående svært høye, og dominert av PCB- og DDT-forbindelser (tabell 3). Kun få fugler hadde lave nivåer av denne gruppen miljøgifter. Noen få individer trakk opp gjennomsnittet i betydelig grad, noe som gjenspeiles i forskjellene mellom gjennomsnitt og median (midterste verdi). I hubroen med de høyeste nivåene utgjorde de klorerte organiske miljøgiftene nær 10 % av vekten av leverfettet. Det var sterk korrelasjon mellom konsentrasjonen av disse giftstoffene i hubroene (tabell 4), som illustrerer at forbindelsene har en lignende evne til å oppkonsentreres i næringskjeden til hubro.

Tabell 3. Konsentrasjoner (i µg/g leverfett) av klorerte persistente miljøgifter påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

	Sum PCB	Sum DDT	Sum Klordan	HCB	Sum HCH	Mirex	Fett %
Median	35,2	17,1	0,445	0,590	0,111	0,171	3,56
Gjennomsnitt	264	163	2,14	1,22	0,288	0,419	3,72
Minimum	0,562	0,201	<0,010	<0,002	<0,026	<0,009	1,82
Maksimum	75 300	4 080	31,8	11,2	3,85	3,44	9,09
Antall påvist	100	100	100	99	93	94	

De to eldre vitenskapelige studiene på klorerte organiske miljøgifter hos hubro i Norge (10, 11) som var basert på færre fugler, viste det samme som i det foreliggende materialet; at hubro kan ha svært høye nivåer av slike gifter. For øvrig er det lite publiserte data når det gjelder slike miljøgifter i hubro.

Tidligere er det funnet betydelige nivåer av PCB i egg fra norske rovfugler, spesielt hos havørn og vandrefalk (20). I den studien ble konsentrasjonene angitt på våtvekt, men belastningen ser ut til å være nær de som er funnet i denne hubro-studien. I rovfugler og ugler fra Belgia har enkelte arter som spurvehauk, tårnugle og gråhegre vist svært høye nivåer av PCB- og DDT-forbindelser (21), sammenlignbare med nivåene funnet hos hubro fra Norge.

Dyr på toppen av den marine næringskjeden på Svalbard har svært høye konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter (22, 23). Nivåene hos hubro var like høye som i polarmåke fra Svalbard (23). Så å si alle hubroene hadde høyere nivåer av PCB- og DDT-forbindelser, samt HCB, enn mediannivåene i underhudsfett fra isbjørn (22). For sum klordan og sum HCH var nivåene i de to artene mer like, eller litt

høyere i isbjørnene. Median sum PCB- og sum DDT-nivåer i hubroen var henholdsvis 3 og 70 ganger høyere i hubroene enn i isbjørnene. Sammenligningen er mulig fordi disse stoffene har en relativt lik fordeling i kroppens fettvev enten man har målt i leverfett eller underhudsfett.

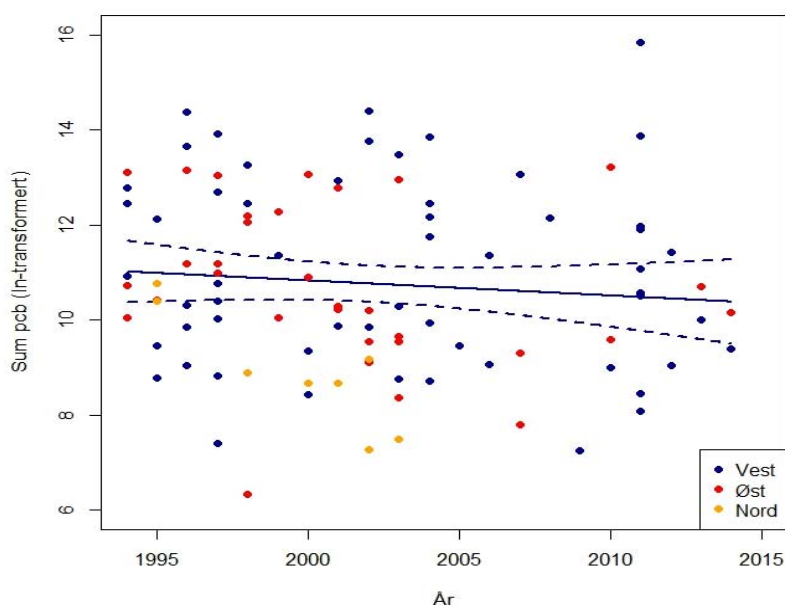
Tabell 4. Korrelasjoner mellom konsentrasjoner av klorerte, persistente miljøgifter (ln-transformerte data) i lever fra 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014. Alle er signifikante ( $p < 0,05$ )  $r > 0,20$ .

	Sum PCB	Sum DDT	Sum Klordan	HCB	Sum HCH
Sum DDT	0,94				
Sum Klordan	0,89	0,86			
HCB	0,74	0,69	0,82		
Sum HCH	0,85	0,81	0,88	0,76	
Mirex	0,90	0,86	0,84	0,74	0,79

De høyeste konsentrasjonene ble påvist i hubro funnet i kystkommuner. Eksempelvis var mediannivået av sum PCB i hubro funnet i innlandskommuner 2/3 av det i hubro funnet i kystkommuner. Forskjell mellom kyst og innland er forventet på grunn av stoffenes fettløselighet og persistens, og oppkonsentrasjon i den fettrike marine næringskjeden. Utfra dette kunne man ha forventet enda større forskjeller, men det kan være vanskelig å vite om fugler funnet i vestlandskommuner med mye kyst, har levd en marin eller terrestrisk tilværelse. Resultatene indikerer også at disse stoffene i stor grad kontaminerer terrestriske næringskjeder. En forklaring kan være at en del av hubroene i innlandsområder lever tettere på urbane områder, som kan ha høyere nivåer av slike giftstoffer.

Det ble også funnet forskjell mellom landsdeler, der hubro funnet i østlandsfylker hadde 2/3 av PCB-nivået hos hubro fra vestlandsfylkene. Hubro funnet lenger nord i landet (Nord-Trøndelag og Nordland) hadde lavere nivåer av disse giftene (f. eks. PCB mediannivå 1/9 av nivået i vestlandsfylkene). Det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom kjønn og aldersgrupper.

Det var ingen sikre tegn til endring av disse giftene i hubro gjennom den undersøkte tidsperioden på 21 år (figur 6). Da stoffer som PCB har vært forbudt å bruke i Norge siden 1980, viser dette at det kan ta svært lang tid før forekomsten av slike gifter reduseres i nevneverdig grad i naturen.



Figur 6. Konsentrasjon av sum PCB (ln-skala av ng/g leverfett) i 100 hubro vist som spline-funksjon (prediksjonslinje og konfidensintervall) over tid fra 1994 til 2014. Landsdelen der hver hubro er funnet, er vist med farge.

Tabell 5 gir oversikt over de individuelle PCB-forbindelsene funnet i hubroene. Sammenlignet med isbjørn (22) hadde hubro mer av lav til middels klorerte forbindelser (eksempelvis 5- og 6-klorerte PCB som PCB-105, -118, -128, og -138). Disse kan isbjørn delvis metabolisere. På den annen side hadde hubro relativt mindre av svært persistente PCB-forbindelser (som PCB-153, -170, -180). Den 5-klorerte PCB-99, samt 9- og 10-klorerte PCB-206 og -209 var til stede i relativt samme grad i de to artene. Samlet sett indikerer dette at hubro har mindre metaboliseringsevne for PCB enn isbjørn. Andre undersøkelser av PCB-kongenere i fugl, som diverse rovfuglarter og polarmåke (20, 24), viser et lignende mønster som i hubro.

Tabell 5. Konsentrasjoner (i µg/g leverfett) av individuelle PCB forbindelser påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

	Median	Gjennomsnitt	Maksimum	Medianen i % av sum PCB
PCB-47	0,007	0,277	7,89	0,02
PCB-52	0,018	0,106	1,19	0,05
PCB-56	0,002	0,401	36,2	0,01
PCB-66	0,261	1,38	35,8	0,74
PCB-74	0,358	1,83	40,6	1,02
PCB-87	0,857	4,67	96,4	2,43
PCB-99	1,63	12,2	343	4,62
PCB-101	0,010	0,203	14,2	0,03
PCB-105	0,592	3,72	102	1,68
PCB-110	0,019	0,186	4,60	0,05
PCB-114	0,028	0,302	9,90	0,08
PCB-118	2,51	18,9	524	7,13
PCB-128	0,627	5,43	151	1,78
PCB-136	0,012	0,499	47,6	0,03
PCB-137	0,179	1,79	46,8	0,51
PCB-138	5,59	54,5	1 610	15,87
PCB-141	0,001	0,004	0,063	0,00
PCB-149	0,246	1,55	37,5	0,70
PCB-153	11,5	99,3	3 410	32,75
PCB-156	0,598	7,17	173	1,70
PCB-157	0,148	1,48	39,5	0,42
PCB-170	2,04	5,02	44,2	5,80
PCB-180	4,66	12,9	146	13,23
PCB-183	0,901	11,4	300	2,56
PCB-187	1,55	13,3	304	4,39
PCB-189	0,072	0,245	1,91	0,20
PCB-194	0,781	2,60	22,6	2,22
PCB-196	0,507	1,71	15,7	1,44
PCB-199	0,016	0,068	2,72	0,05
PCB-206	0,147	0,513	3,71	0,42
PCB-209	0,125	0,327	2,92	0,36

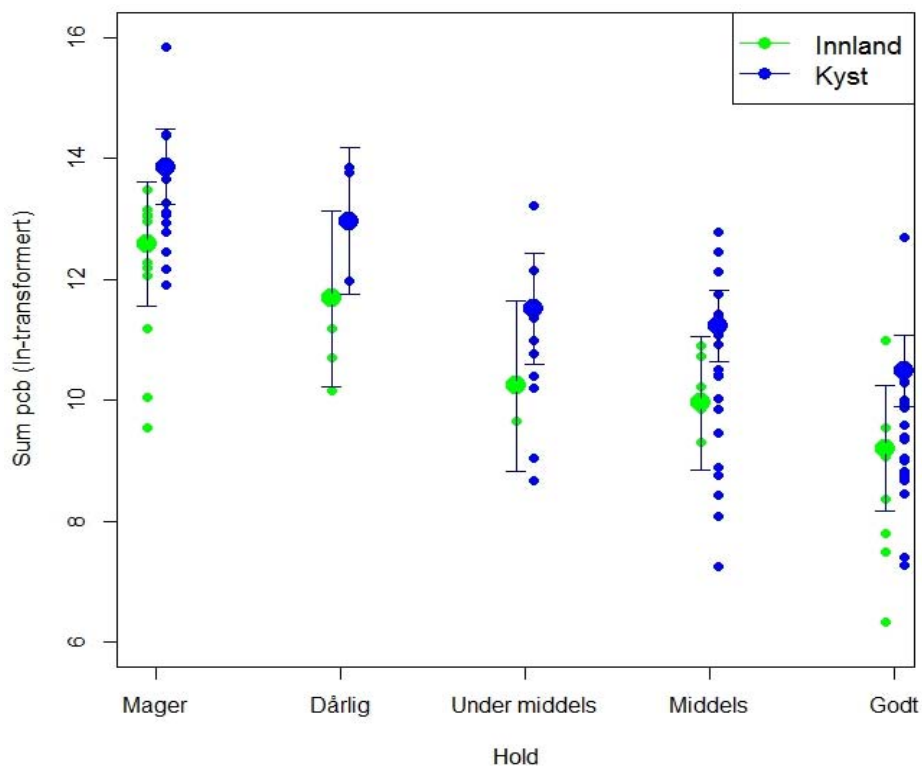
DDT-forbindelsene var totalt dominert av metabolitten p,p'-DDE som er den mest persistente i denne gruppen (tabell 6). Resultatet indikerer at DDT-forbindelsene gjenfunnet i hubroene i stor grad er metaboliserte stoffer som har endret seg gjennom næringskjeden. Hadde hubroene blitt eksponert for plantevernmiddelet DDT, ville en større andel vært p,p'-DDT og o,p'-DDT. Sammenlignet med isbjørn (22) er likevel mangfoldet av DDT-forbindelser og den ekstremt høye konsentrasjonen av DDE i hubro påfallende, og en indikasjon på at hubro har dårligere evne enn isbjørn til å metabolisere DDT-forbindelser.

Tabell 6. Konsentrasjoner (i µg/g leverfett) av individuelle DDT-forbindelser påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

	Median	Gjennomsnitt	Maksimum
p,p'-DDE	17,0	163	4 080
p,p'-DDD	0,067	0,280	7,29
o,p'-DDD	0,001	0,015	0,137
p,p'-DDT	0,003	0,008	0,088
o,p'-DDT	0,001	0,026	0,784

Konsentrasjonen av klorerte, organiske miljøgifter i hubroene viste sammenheng med deres ernæringsstatus (hold). Ved obduksjon ble hubroenes hold kategorisert i fem grupper, og sammenhengen med sum PCB er vist i figur 7. Det er kjent at konsentrasjonen i fett av persistente, fettløselige miljøgifter øker hvis dyra blir magrere. Det skyldes at nedbryting av fett går langt raskere enn nedbryting av disse giftstoffene, og at miljøgiftene oppkonsentreres i gjenværende fettvev.

Det var svært stor forskjell mellom giftkonsentrasjonen i hubro som ble kategorisert som magre og fuglene som var i godt hold. For sum PCB var mediankonsentrasjonen 48 ganger høyere i de magre fuglene enn i individene som var i godt hold, mens tilsvarende forhold for sum DDT var 45 ganger. Denne forskjellen var langt større enn den som kan forklares ut fra ernæringsstatus, hvor maksimum fettprosent i en hubrolever kun var 5 ganger høyere enn leveren med lavest fettprosent. Avmagring er en velkjent toksisk effekt av slike gifter, og det er sannsynlig at de høye konsentrasjonene av de organiske miljøgiftene ga en avmagringseffekt.



Figur 7. Konsentrasjon av sum PCB (ln-skala av ng/g leverfett) påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke 1994-2014 fordelt på ernæringsstatus (hold) for henholdsvis kyst- og innlandskommuner hvor hubroene er funnet.

Det er også beskrevet andre biologiske effekter som følge av eksponering for halogenerte organiske miljøgifter, som hormonelle eller immunologiske forstyrrelser, patologiske vevsforandringer og reproduksjons- og utviklingseffekter (14). En generell terskel for effekter av halogenerte organiske miljøgifter i faunaen er antydning å være vevskonsentrasjoner på rundt 1 ppm (14). Halvparten av hubroene hadde en vevskonsentrasjon av klorerte miljøgifter på 2 ppm ( $\mu\text{g/g}$ ) eller mer i leveren, regnet på våtvekt. Det betyr at over halvparten av hubroene i dette materialet hadde en belastning av slike gifter som sannsynligvis har hatt biokjemiske eller fysiologiske effekter som i mange tilfeller har påvirket helse og velferd, og som også kan ha vært medvirkende dødsårsak.

## Toksiske metaller

Kvikksølv ble funnet i konsentrasjoner som varierte fra 0,035 til 10  $\mu\text{g/g}$  lever våtvekt, og medianverdien var 1,2  $\mu\text{g/g}$  (tabell 7). Åtte av fuglene hadde kvikksølvkonsentrasjon over 5  $\mu\text{g/g}$ , hvor belastningen antas å kunne ha klinisk betydning (25). Kronisk eksponering av organisk kvikksølv er nevrologiske symptomer inkludert adferdseffekter og avmagring. Ernæringsstatus hos de åtte fuglene med relativt høy belastning var fem magre, én under middels og to i middels hold, noe som kan være forenlig med kroniske helseeffekter på grunn av kvikksølveksponering blant disse.

Resultatene viste påfallende lik konsentrasjonsspredning ( $<0,1-9,7$   $\mu\text{g/g}$  våtvekt) og medianverdi (1,3  $\mu\text{g/g}$ ) som Holt og medarbeidere (10) fant i leverprøver fra 13 hubro funnet i Norge mellom 1965 og 1976. Dette kan indikere at kvikksølvbelastningen hos den norske hubropopulasjonen har vært relativt uendret gjennom mange år. Det må imidlertid bemerkes at antallet hubro i den tidligere undersøkelsen var lavt. Studien til Holt og medarbeidere (10) inkluderte også andre uglearter, og samlet resultat for 57 individer av ugler viste en medianverdi av kvikksølv på 0,5  $\mu\text{g/g}$  lever, men samme totalspredning som for hubroene. Den studien fant at hubro lå relativt høyt i kvikksølv sammenlignet med andre uglearter, men at det var stor forskjell mellom individer.

Tabell 7. Konsentrasjoner (i  $\mu\text{g/g}$  lever våtvekt) av toksiske metaller påvist i 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014.

	Arsen	Bly	Kadmium	Kvikksølv	Tørrstoff %
Median	0,040	0,032	0,081	1,2	30,0
Gjennomsnitt	0,23	0,20	0,12	1,9	29,7
Minimum	$<0,004$	$<0,01$	0,003	0,035	21,2
Maksimum	5,7	11	0,77	10	32,1
Antall påvist	87	92	100	100	

Bly ble funnet i konsentrasjoner fra  $<0,01-11$   $\mu\text{g/g}$  lever våtvekt, med medianverdi 0,032  $\mu\text{g/g}$  (tabell 7). En fugl hadde  $> 5$   $\mu\text{g/g}$ , noe som er forenlig med at denne fuglen døde av blyforgiftning. Denne fuglen var mager, noe som er forenlig med blyets gradvis lammende virkning som ofte kan skje hos fugler. Det ble ikke påvist skuddskader eller rester av blyammunisjon ved røntgenundersøkelse av skrotten. Sannsynligvis var blyeksponeringen via maten, og det er sannsynlig at kilden til blyet var rester fra ammunisjon. Videre var det en hubro som hadde bly mellom 1 og 5  $\mu\text{g/g}$  som indikerer en viss toksisk blybelastning. Denne fuglen var i under middels hold. I en fugl ble det påvist ammunisjonshagl i skrotten, men denne hadde svært lav blykonsentrasjon (0,023  $\mu\text{g/g}$ ).

Hubroene hadde lavere blykonsentrasjoner enn de som tidligere er påvist hos norske kongeørn, havørn og jaktfalk (15). Tidligere miljøgiftundersøkelser av rovfugler og ugler i Norge har ikke inkludert blyanalyser. I studier av havørn i Finland og Sverige er det vist at blyforgiftning har høyere forekomst enn det som er funnet i Norge. Blyforgiftning var den viktigste dødsårsaken og utgjorde 30 % av dødeligheten i en finsk studie (26), mens det ble funnet 14 % blyrelatert dødelighet i en svensk studie av havørn (27).



Arsennivået var lavt i de fleste hubroene. Kjemisk form av arsen ble ikke undersøkt, men erfaring tilsier at det meste av arsen i marint miljø er i organisk form som er lite giftig. Sannsynligvis har derfor nivå mellom 1,0 og 5,7 µg/g våtvekt, som ble målt i tre fugler, vært uten helsemessig betydning for fuglene.

Nivået av kadmium (konsentrasjonsspredning 0,003-0,77 µg/g våtvekt) var lavt i leverprøvene og har, isolert sett, og ut fra dagens kunnskap, antakelig ikke utgjort noen toksisk belastning for hubroene.

Når det gjelder geografiske forskjeller for de toksiske metallene, var det klart mest kvikksølv og arsen i hubro fra kystkommuner kontra innlandskommuner. Medianverdiene av kvikksølv i kyst og innland var henholdsvis 1,6 og 0,55 µg/g, mens de respektive verdiene for arsen var 0,054 og 0,019 µg/g. Kadmium viste en lignende forskjell, med mer kadmium i fuglene fra vestlandsfylkene enn fylkene i øst, og minst i fylkene nordover (Nord-Trøndelag og Nordland). Det var også minst bly i fylkene nordover, men ingen forskjell mellom vest og øst.

Det var en signifikant nedgang i blynivået over tid. Medianverdiene for bly i første, andre og tredje 7-årsperiode var henholdsvis 0,042, 0,027 og 0,022 µg/g. Nedgangen i blynivå kan gjenspeile det norske forbud mot blyhagl i våtmarksområder fra 1991 og totalforbud mot blyhagl fra 2005. Når det igjen er tillatt med blyhagl ved jakt i Norge med visse unntak, er det viktig å følge utviklingen med oppfølgende undersøkelser for å se om denne trenden endres i fremtiden. For de andre metallene var det ingen endring over tid.

I materialet var det statistiske sammenhenger mellom ernæringsstatus og nivåene av bly, kvikksølv og kadmium. Økende konsentrasjoner av disse metallene hang sammen med reduksjon i ernæringsstatus. Fuglene som var i godt hold hadde medianverdi av bly 0,022 µg/g mens de magre hadde 0,068 µg/g. For kvikksølv var medianverdiene henholdsvis 0,98 (godt hold) og 1,5 (magre) µg/g, mens tilsvarende verdier for kadmium var 0,050 og 0,16 µg/g. Selv om det er vanskelig å si noe sikkert om årsak og virkning, kan dette muligens indikere at også en relativt lav belastning med disse toksiske metallene kan ha helsemessig betydning. Men det er også mulig at korrelasjoner med de klororganiske miljøgiftene (se nedenfor) kan være (deler av) forklaringen.

Kadmiumnivået var høyere i voksne fugler enn i ungfuglene, mens det ikke var signifikante forskjeller mellom aldersgruppe eller kjønn for de andre metallene.

### Samlet belastning med miljøgifter

For å vurdere helsemessig betydning av samlet eksponering av de ulike miljøgiftene i hubro, er det viktig å se på i hvilken grad det var korrelasjoner mellom dem.

Tabell 8. Korrelasjoner mellom konsentrasjoner av rottegift, sum PCB, sum DDT og metallene arsen, bly, kadmium og kvikksølv (ln-transformerte data) i lever fra 100 hubro funnet døde eller skadet/syke i Norge 1994-2014. Signifikante korrelasjoner ( $p < 0,05$ ;  $r > 0,20$ ) er uthevet.

	Sum rottegift	Sum PCB	Sum DDT	Arsen	Bly	Kadmium
Sum PCB	0,05					
Sum DDT	0,09	0,94				
Arsen	-0,08	0,10	0,03			
Bly	-0,10	0,30	0,29	0,07		
Kadmium	0,13	0,58	0,67	-0,02	0,12	
Kvikksølv	0,14	0,49	0,45	0,35	0,12	0,36

Flere av de undersøkte miljøgiftene viste klare korrelasjoner med hverandre (tabell 8). De klororganiske miljøgiftene som PCB- og DDT-forbindelser var svært høyt korrelerte og dette gjelder også andre klororganiske forbindelser som vist i tabell 4. Det var også sammenheng mellom disse og bromerte og

perfluorerte forbindelser, som ikke er presentert i denne rapporten. Kadmium, kvikksølv og bly var også signifikant korrelerte med de klororganiske giftene. Kvikksølv var korrelert med kadmium og arsen. Derimot var rottegiftene ikke korrelert med noen av de andre miljøgiftene.

Rottegifter ble påvist i 72 % av hubroene, og 18 % hadde en leverbelastning med rottegifter som med dagens kunnskap antas å være helseskadelig. Det kan likevel ikke konkluderes med at rottegifter var dødsårsak hos de undersøkte fuglene. Det ble funnet blødninger forenlig med slik forgiftning i én hubro med høy konsentrasjon av rottegift, og det kan ikke utelukkes at rottegifter har vært medårsak til død hos flere av fuglene.

Når rottegiftene ikke var korrelert med de andre giftene, indikerer dette at risikoen for eventuelle samvirkningseffekter mellom rottegifter og de andre giftene ikke øker med økende giftkonsentrasjoner. Men fordi det er høy forekomst av rottegifter, og nivåene har økt fra 1990-tallet og vært stabile siden rundt 2000, vil de kunne utgjøre en tilleggsbelastning til andre miljøgifter for mange av fuglene. At nær hver femte hubro hadde et nivå som antas å være helseskadelig, viser at belastning med rottegifter isolert sett er en faktor av betydning for hubro. Fra 2015 ble det restriksjoner på lekfolks bruk av rotte- og musegift, og svar på om dette tiltaket har betydning for spredningen av stoffene i arter som hubro, vil kunne undersøkes i framtiden.

De halogenerte, persistente miljøgiftene, særlig de klororganiske, og i særdeleshet PCB- og DDT-forbindelser, forekom i svært høye nivåer i mange av fuglene. Det er sannsynlig at dette gjenspeiler en belastning av helse- og velferdsmessig betydning i mange av fuglene gjennom biokjemiske og fysiologiske effekter. Den reduserte ernæringstilstanden som korrelerte med økende giftkonsentrasjoner, har sannsynligvis sammenheng med kroniske helseeffekter av disse miljøgiftene. Det er grunn til å anta at klororganiske miljøgifter kan ha vært dødsårsak for flere av fuglene. Selv om disse klororganiske miljøgiftene har vært forbudt å bruke i Norge i mange tiår, viste de ingen sikre tegn til nedgang i hubro.

De toksiske metallene bly, kadmium og kvikksølv korrelerte med de klororganiske miljøgiftene, og kan således ha bidratt til å forsterke effekten av disse. Når det gjelder effekter av kvikksølv og bly isolert sett, hadde noen fugler også såpass høye vevskonsentrasjoner av disse metallene at det var forenlig med toksiske effekter.

Det ble altså påvist konsentrasjoner av miljøgifter som samlet sett kan ha hatt biokjemisk eller fysiologisk påvisbare effekter i over halvparten av fuglene, og sannsynligvis helse- og velferdsmessig betydning for mange av dem, inkludert avmagring og død. Flere av de undersøkte stoffene, som de klororganiske miljøgiftene og kvikksølv og bly, har vanligvis mest kritiske effekter på reproduksjonsevne og/eller utvikling av avkom. Med høy forekomst av individer med sannsynlig helseskade på grunn av miljøgifter i dette materialet på 100 hubro, og på grunn av at flere av miljøgiftene kan hemme reproduksjon og ungers utvikling, er det grunn til å anta at miljøgiftene samlet sett også har betydelig påvirkning på hubropulasjonen i Norge.

## Relevante lenker

[www.vilthelse.no](http://www.vilthelse.no)  
[www.vetinst.no](http://www.vetinst.no)

## Referanser

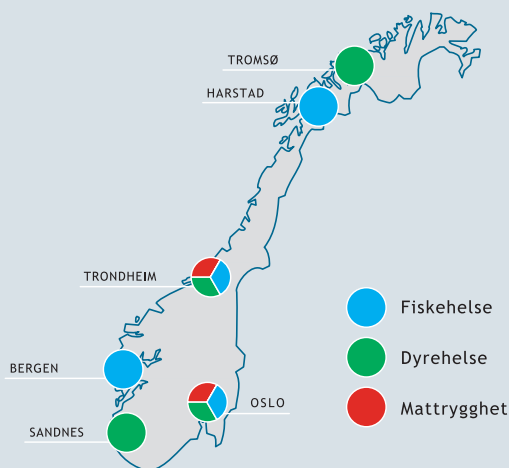
1. Direktoratet for naturforvaltning 2009. Handlingsplan for hubro *Bubo bubo*. Rapport 2009-1
2. Øien, I.J., Heggøy, O., Shimmings, P., Aarvak, T., Jacobsen, K.O., Oddane, B., Ranke, P.S., Steen, O.F. 2014. Kunnskapen om hubroen er styrket. Vår fuglefauna, 37 (4): 162-173.
3. Norges dyr 1991. Bruvik J.O. (red). Cappelen forlag as, Bind: Fuglene 3.
4. Haftorn, S. 1971. Norges fugler. Universitetsforlaget, 862 sider.
5. Vandenbroucke V, Bousquet-Melou A, De Backer P, Croubels, S. 2008. Pharmacokinetics of eight anticoagulant rodenticides in mice after single oral administration. J Vet Pharmacol Ther, 31(5):437-445.
6. Van den Brink, N.W., Elliott, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. (eds.) 2018. Anticoagulant rodenticides and wildlife. Springer International Publishing AG, ISBN 978-3-319-64375-5.
7. Olerud, S., Pedersen, J., Pettersen, E. 2014. Forekomst av superwarfariner hos hund - kartlegging av bakgrunnsnivåer i leverprøver hos obduserte hunder. Fordypningsoppgave NMBU Veterinærhøgskolen 2014, 77 sider.
8. Langford, K.H., Reid, M., Thomas, K.V. 2013. The occurrence of second generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. Sci Tot Environ, 450-451: 205-208.
9. Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J.M., Jones, K.C. 2002. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach: 1. Global production and consumption. Sci Tot Environ, 290: 181-198.
10. 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.
11. Andresen S.A. 2002. Klorerte hydrokarboner i hubro (*Bubo bubo*). Master oppgave, Universitetet i Oslo.
12. Gjershaug, J.O., Kålås, J., Nygård, T., Herzke, D., Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. AMBIO, 37: 420-424.
13. Ahrens, L., Herzke, D., Huber, S., Bustnes, J.O., Bangjord, G., Ebinghaus, R. 2011. Temporal trends and pattern of polyfluoroalkyl compounds in tawny owl (*Strix aluco*) eggs from Norway, 1986– 2009. Environ Sci Technol, 45: 8090-8097.
14. Letcher R.J., Bustnes, J.O., Dietz, R., Jenssen, B.M., Jørgensen, E.H., Sonne, C., Verreault, J., Vijayan, M.M., Gabrielsen, G.W. 2010. Exposure and effects assessment of persistent organohalogen contaminants in Arctic wildlife and fish. Sci Tot Environ, 408: 2995-3043.
15. Madslie K, Vikøren T, Bernhoft A, Salbu B, Teien HC. 2015. Bestemmelse av bly i lever hos norske rovfugler i perioden 1973-2014. Rapport til Stortingets Energi-og miljøkomité.
16. Madslie K, Vikøren T, Sandvik M, Ørnstrud R, Torget V, Lyche J, Mejdell C, Bernhoft A. Nivåer av tungmetaller, rottegifter og organiske miljøgifter i norske hubroer fra 1998-2014. Veterinærinstituttet Rapport 9-2017. ISSN 1890-3290, 14 sider.
17. Fourel, I., Damin-Pernik, M., Benoit, E., Lattard, V. 2017. Core-shell LC-MS/MS method for quantification of second generation anticoagulant rodenticides diastereoisomer in rat liver in relationship with exposure of wild rats. J Chromatogr B 1041: 120-132.
18. Christensen, T.K., Lassen, P., Elmeros, M. 2012. High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. Arch Environ Contam Toxicol, 63: 437-444.
19. Murray, M. 2011. Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey presented to a wildlife clinic in Massachusetts, 2006-2010. J Zoo Wildl Med, 42(1): 88-97.
20. Herzke, D., Kallenborn, R. 2002. Organochlorines in egg samples from Norwegian birds of prey: congener-, isomer- and enantiomer specific considerations. Sci Total Environ, 291: 59-71.
21. Jaspers, V.L., Covaci, A., Voorspoels, S., Dauwe, T., Eens, M., Schepens, P. 2006. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors. Environ Pollut, 139: 340-352.
22. Bernhoft, A., Wiig, Ø, Skaare, J.U. 1997. Organichlorines in polar bears (*Ursus maritimus*) at Svalbard. Environ Pollut, 95: 159-175.
23. Verreault, J., Letcher, R.J., Muir, D.C.G., Chu, S., Gebbink, W.A., Gabrielsen, G.W. 2005. New organochlorine contaminants and metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian Arctic. Environ Toxicol Chem, 24: 2486-2499.
24. Bustnes, J.O., Hanssen, S.A., Folstad, I., Erikstad, K.E., Hasselquist, D., Skaare, J.U. 2004. Immune function and organochlorine pollutants in Arctic breeding glaucous gulls. Arch Environ Contam Toxicol, 47: 530-541.
25. Dietz, R., Pacyna, J., Thomas, D.J. 1998. Heavy metals. In AMAP assessment report: Arctic pollution issues. ISBN 82-7655-061-4, pp 373-524.
26. Isomursu, M., Venäläinen, E.R., Stjernberg, T. 2014. Lead poisoning - a continuous threat to White-tailed eagles in Finland. Poster at 11th European Wildlife Disease Association Conference, Edinburgh.
27. Helander, B., Axelsson, J., Borg, H., Holm, K., Bignert, A. 2009. Ingestion of lead from ammunition and lead concentrations in white-tailed sea eagles (*Haliaeetus albicilla*) in Sweden. Sci Total Environ, 407: 5555-5563.

*Faglig ambisiøs, fremtidsrettet og samspillende - for én helse!*

Veterinærinstituttet er et nasjonalt forskningsinstitutt innen dyrehelse, fiskehelse, mattrygghet og fôrhygiene med uavhengig kunnskapsutvikling til myndighetene som primæroppgave.

Beredskap, diagnostikk, overvåking, referansefunksjoner, rådgivning og risikovurderinger er de viktigste virksomhetsområdene. Produkter og tjenester er resultater og rapporter fra forskning, analyser og diagnostikk, og utredninger og råd innen virksomhetsområdene. Veterinærinstituttet samarbeider med en rekke institusjoner i inn- og utland.

Veterinærinstituttet har hovedlaboratorium og administrasjon i Oslo, og regionale laboratorier i Sandnes, Bergen, Trondheim, Harstad og Tromsø.



Fiskehelse



Dyrehelse



Mattrygghet



Oslo  
postmottak@vetinst.no

Trondheim  
vit@vetinst.no

Sandnes  
vis@vetinst.no

Bergen  
post.vib@vetinst.no

Harstad  
vih@vetinst.no

Tromsø  
vitr@vetinst.no

[www.vetinst.no](http://www.vetinst.no)



**Veterinærinstituttet**  
Norwegian Veterinary Institute