

Terrestrisk naturovervåking

Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01

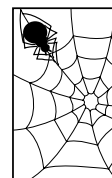
John Atle Kålås
Syverin Lierhagen

NINA Oppdragsmelding 782

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 119

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner: NINA



NINA Norsk institutt for naturforskning

Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01

John Atle Kålås
Syverin Lierhagen

NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttenes prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

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

Opplag: Varierer

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).

Opplag: 1200-1800

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

Kålås, J.A., & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 41pp.

Trondheim, februar 2003

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1389-3

Forvaltningsområde:

Naturovervåking

Management area:

Monitoring area

Rettighetshaver ©:

NINA

Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Norunn S. Myklebust

Design og layout:

Synnøve Vanvik

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 300

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12582

Ansvarlig signatur:

Norunn S. Myklebust

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 41pp.

Som del av kartleggingen av miljøgiftsituasjonen i Norge ble det i 1990-91 undersøkt for forekomster av bly, kadmium, kvikksølv, aluminium, kobber og sink i leverprøver fra lirype og orrfugl i et landsomfattende nettverk bestående av ca 100 lokaliteter (del av Direktoratet for naturforvaltning sitt 'Program for terrestrisk naturovervåking'). I 2000-01 er det utført en tilsvarende undersøkelse med mål å dokumentere eventuell endringer i forekomster av forurensning som kan være skadelige for levende organismer, og som tilføres vår natur ved langtransportert luftforurensning. I denne undersøkelsen er det i tillegg til de elementene som var inkludert i 1990-91 også undersøkt for forekomster av arsen, selen og rubidium. Totalt er det analysert leverprøver fra 297 individer fra 67 områder (89 orrfugl fra 20 områder og 208 voksne liryper fra 56 områder). All innsamling av prøver er utført av lokale jegere.

Bly, kadmium, kvikksølv og arsen er elementer som kan være skadelige for dyr og som tilføres Norge ved langtransportert luftforurensning. For bly fant vi ingen klar endring fra 1990-91 til 2000-01 for de områdene i sør Norge som er mest utsatt for langtransportert luftforurensning, mens vi fant en liten reduksjon for de områdene som er mindre utsatt for slik forurensning. Dette er overraskende tatt i betraktning den betydelige reduksjonen som er vist for nedfall av bly i Sør-Norge i denne perioden, og det tyder på at det blyet som de siste 100 årene er tilført jordsmonnet i Sør-Norge til en viss grad tas opp i hønsefuglene. Vi finner ingen endring for kadmium hverken for områder med mye eller lite forurensning. De høye konsentrasjonene i sentrale deler av Norge og i indre deler av Troms betrakter vi som forårsaket av naturlig høye konsentrasjoner av kadmium i hønsefuglenes føde. Vi måler litt høyere konsentrasjoner av kvikksølv enn i 1990-91 både for områdene med mye og områdene med lite luftforurensning. Verdiene er fortsatt meget lave og våre analyser av referansestandarder tyder på at dette ikke er en reell økning, men skyldes systematiske måleforskjeller mellom 1990-91 og 2000-01. Arsen-konsentrasjonene er lave, men viser samme mønster som bly med høyest forekomst i områdene som er mest utsatt for langtransportert luftforurensning. Aluminium er et metall som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forsuring av jordsmonnet. Vi konkluderer med at beinvev bør brukes for overvåking av aluminium i hønsefugl på grunn av stor naturlig variasjon i innhold av aluminium i lever og relativt høy deteksjonsgrense på grunn av problemer med kontaminering av prøver. For essensielle (nødvendige) stoff som kan komme i ubalanse på grunn av forurensning finner vi variasjoner innenfor det vi betrakter som normalnivåer for både kobber og sink. For selen ligger imidlertid en betydelig andel av våre målinger under den grense som er satt i sammenheng med selen mangel. De målte selen konsentrasjonene ligger imidlertid innen det

intervall som vi antar omfatter normalnivå for hønsefugl i Norge. Selen samvarierer dessuten med forekomsten av bly og for dette elementet finner vi gjennomgående høyere verdier i de områdene som er mest utsatt for langtransportert luftforurensning. For rubidium som er et stoff som kan få økt tilgjengelighet på grunn av forsuring av jordsmonnet fant vi stor forskjell mellom lokaliteter, men vi fant ikke noe klart regionalt mønster og bare en tendens til høyest verdier i de mest forurensede delene av Norge. For alle de undersøkte elementene, med unntak av aluminium, betrakter vi de data som her er samlet inn som godt egnet for dokumentasjon av eventuelle fremtidige endringer i forekomst på et regionalt nivå.

Ingen av de undersøkte elementene forekommer i konsentrasjoner der direkte negative effekter på fuglene er forventet. Imidlertid er konsentrasjonen av bly i de sørligste delene av Norge betydelig høyere enn bakgrunnsverdiene, og for noen områder er konsentrasjonen av kadmium svært høy (naturlige årsaker). Eventuelle mer diffuse effekter av dette på overlevelse og reproduksjon har vi lite kunnskap om.

Konsentrasjonene av kadmium og til dels også bly i lever fra lirype og orrfugl ligger i områder med høyest forekomster over de maksimumsgrenser som anbefales for menneskeføde (for lever/innvoller av husdyr $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv) både for kadmium og bly, se EU Regulering 466/2001 av 8 mars 2001). Konsentrasjonene av disse tungmetallene er imidlertid betydelig lavere i muskel enn i lever, og kjøttets verdi som føde for menneske er derfor ikke redusert. Imidlertid bør en begrense bruken av lever fra hønsefugler fra de høyest belastede områdene. For mer informasjon om kosthold viser vi til Statens næringsmiddeltilsyn.

Emneord: tungmetaller, sporelementer, lever, orrfugl, lirype, langtransportert luftforurensning.

John Atle Kålås og Syverin Lierhagen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7485 Trondheim.

Abstract

Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrial monitoring of ecosystems. Heavy metals and trace elements in willow grouse and black grouse liver in Norway, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 41pp.

As part of a project to map levels of environmental toxins in Norway, the occurrence of lead, cadmium, mercury, aluminium, copper and zinc in liver samples from willow grouse and black grouse were measured from a national network consisting of ca. 100 localities in 1990-91. In 2000-01 a similar investigation was carried out with the aim of documenting changes in the occurrence of pollution which might be damaging to living organisms, and which is carried to the region via long distance air transport. In this investigation, selenium, rubidium and arsenic were measured as well as the elements covered in the earlier survey. In total, 297 liver samples from 67 areas (89 black grouse from 20 areas and 208 adult willow grouse from 56 areas) were analysed. All sample collections were carried out by local hunters.

Lead, cadmium, mercury and arsenic are elements which can be injurious to animals and which are carried to Norway via long-range air transport. For lead we found no clear changes between 1990-91 and 2000-01 for the areas of south Norway which are most exposed to long-range air pollution, while we found a small reduction for those areas less exposed to such pollution. This is surprising given the considerable reduction which has been shown for the precipitation of lead in south Norway over the decade. This may indicate that the lead which has been added to the soil in the last 100 years has to some degree been taken up by grouse species. We found no changes for cadmium either in areas of much or of little pollution. High concentrations in central parts of Norway and in inner parts of Troms we consider to be due to naturally high levels of cadmium in the grouse species' food. We measured slightly higher concentrations of mercury than in 1990-91 both for areas with much, and areas with little, air pollution. The values remain very low and our analysis of reference standards indicates that this increase is not real, but rather due to systematic measuring biases between 1990-91 and 2000-01. Arsenic concentrations are low, but exhibit the same pattern as Pb with the highest levels in areas most exposed to long-range air pollution. Aluminium is a metal which can be injurious to animals, and which can be biologically mobilised through soil acidification. We conclude that bone tissue should be used for monitoring of aluminium in grouse species due to the high natural variation in liver aluminium levels, and the relatively high detection limit caused by risk of sample contamination. For essential trace elements which can come out of balance within organisms due to pollution, we found variations which may be considered within normal levels for copper and zinc. A considerable number of the analysed samples show selenium concentrations below the limit associated with selenium deficiency. Selenium covaries with the occurrence of lead, and as for this element we found generally higher selenium values in the areas most exposed to long-range air pollu-

tion. For rubidium, an element which can become biologically mobilised due to soil pollution, we found large variations between localities, but no clear regional pattern, and only a tendency towards highest values in the most polluted areas of Norway. For all of the investigated elements, with the exception of aluminium, we consider the data here to be well suited for documentation of any future changes in occurrence at a regional level.

None of the investigated elements occur in concentrations where direct negative effects on the birds would be expected. Nevertheless, the concentrations of lead in the southernmost parts of Norway are considerably higher than background values, and in some areas the concentrations of cadmium are very high (for natural reasons). Little information is available on the possibility for more diffuse effects of these heavy metals on reproduction and survival.

Cadmium concentrations and in part lead concentrations in grouse liver are, for many of the areas, over the maximum levels recommended for human consumption (1.5 mg kg⁻¹ (dw)). Concentrations of these heavy metals are nevertheless considerably lower in muscle than in liver, and the value of the meat as food for humans is therefore impaired. Nevertheless, it would be wise to limit the use of livers from grouse from the areas having the highest concentrations.

Key words: heavy metals, trace elements, liver, black grouse, willow ptarmigan, long-range atmospheric pollution.

John Atle Kålås & Syverin Lierhagen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway.

Forord

Som del av Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt 'Program for terrestrisk naturovervåking' (TOV) ble det i 1990-91 undersøkt for forekomster av metaller i lirype og orrfugl i et landsomfattende nettverk av lokaliteter. I 2000-01 er det utført en tilsvarende undersøkelse med mål å dokumentere eventuell endringer i omfang av forurensing (her tungmetaller og andre sporelementer) som kan være skadelige for levende organismer og som tilføres vår natur som langtransportert luftforurensing.

Prøveinnsamlingen i 2000-01 er i så stor grad som mulig lagt til samme lokaliteter som i 1990-91. Valg av disse områdene ble gjort i samarbeid med viltforvalterne ved Fylkesmennenes miljøvernavdelinger, og innsamlingen er i sin helhet basert på samarbeid med lokale jegere. I tillegg til de kontaktpersoner som er oppført i **vedlegg 1** har en rekke andre personer deltatt i innsamlingsarbeidet. Svært mange personer har vært behjelpelige, og gjennomføringen av denne undersøkelsen hadde ikke vært mulig uten den store velvilje og interesse vi har møtt. Vi takker alle som har deltatt for innsatsen (både de med og de uten jaktutbytte).

Uttak av organprøver fra fuglene til bruk for bestemmelse av forekomster av metaller er utført av Sten L. Svartaas. Videre har Benjamin Hjort bidratt med praktiske gjennomføring, Henrik Brøseth har laget kartene, Duncan Halley har oversatt referatet fra norsk til engelsk og Eilif Steinnes har gitt faglige kommentarer til rapporten. Disse samt alle andre som har gitt oss assistanse underveis takkes hjerteligst.

Syverin Lierhagen har hatt ansvaret for metallanalysene og undertegnede har hatt ansvaret for organisering og rapportering av arbeidet.

Trondheim februar 2003

John Atle Kålås
prosjektleder

Innhold

Referat.....	3
Abstract	4
Forord.....	5
1 Innledning	6
2 Metoder.....	7
3 Resultater og diskusjon.....	12
3.1 Stoff som kan være skadelige for dyr og som tilføres Norge ved langtransportert luftforurensing.	12
3.1.1 Bly (Pb).....	12
3.1.2 Kadmium (Cd)	14
3.1.3 Kvikksølv (Hg)	16
3.1.4 Arsen (As).....	16
3.2 Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forsuring av jordsmonnet.....	18
3.2.1 Aluminium (Al)	18
3.3 Stoff som er essensielle for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensing	19
3.3.1 Kopper (Cu).....	19
3.3.2 Sink (Zn).....	20
3.3.3 Selen (Se).....	20
3.4 Stoff som kan få økt tilgjengelighet på grunn av forsuring av jordsmonnet og som kan indikere omfang av forsuring av jordsmonn.	24
3.4.1 Rubidium (Rb)	24
3.5 Samlet vurdering.....	25
4 Litteratur.....	27
Vedlegg 1	30
Vedlegg 2	32
Vedlegg 3	34
Vedlegg 4	39
Vedlegg 5	41

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990 et 'Program for terrestrisk naturovervåking' for å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger på ulike naturtyper og organismer i Norge (Løbersli 1989). Denne overvåkingen kan deles i to hovedgrupper. En del består av integrerte undersøkelser i faste overvåkingsområder (inkluderer nedbør, jord, plantesamfunn, bestandsstudier av fugler samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr), og den andre delen består av landsomfattende overvåking av bestander og/eller miljøgiftbelastninger for utvalgte indikatororganismer (Direktoratet for Naturforvaltning 1997). Programmet skal supplere igangværende overvåkingsprogrammer i Norge og andre land. Det har som mål å kunne påvise eventuelle lokale forandringer i terrestre økosystemer over tid og eventuelt regionale forskjeller i forurensningsmønstre eller bestandsutviklingen for valgte organismer. Som del av dette arbeidet ble det i 1990-01 undersøkt for forekomster av potensielt skadelige metaller i lirype, orrfugl og hare fra totalt ca 100 områder fordelt over hele fastlandsdelen av Norge (Kålås et al. 1992, Kålås et al. 2000). Her rapporterer vi en tilsvarende undersøkelse utført i 2000-01 med mål å dokumentere eventuelle endringer i forurensningsnivået for potensielt skadelige metaller i norsk natur.

Metaller finnes naturlig overalt i miljøet omkring oss. De fleste metallene er nødvendige for levende organismer, men både for mye og for lite av dem kan være skadelig. Et metalls tilgjengelighet og dets giftighet varierer mellom arter og er avhengig av både biologiske forhold (for eksempel kjønn, alder) og ikke-biologiske forhold (for eksempel jordsmonn, nedbør, temperatur). Ville dyr har særlig i løpet av det siste hundreåret fått en økt tilgang av metaller som kan være skadelige. Dette kommer av en økt tilførsel av slike metaller til naturen (Dunlap et al. 1999, Steinnes 2001, Steinnes et al. 2001, Aas et al. 2002) eller av at tilgjengeligheten av metallene har økt på grunn av forsuring av jordsmonnet (Løbersli 1991, Martinez & Motto 1999). Hovedårsakene er forurensning fra industri og bruk av fossilt brensel.

For enkelte arter finnes det informasjon fra laboratoriestudier om hvilke konsentrasjoner av tungmetaller eller sporelementer som fører til økt dødelighet. Imidlertid er det mangelfull kunnskap om mindre akutte skadevirkninger som redusert reproduksjon eller redusert overlevelse (for eksempel evne til å unngå rovfugler og rovdyr). For nærmere detaljer henvises til to litteraturstudier om temaet (Pedersen & Nybø 1990, Nybø 1991). Slik situasjonen er nå, betraktes metallene bly, kadmium og kvikksølv som mest aktuelle når det gjelder negative effekter på fugler og pattedyr. Andre potensielt skadelige metaller er aluminium og arsen. Foruten forgiftninger nær store, lokale forurensingskilder og akutt blyforgiftning av vannfugl som har spist blyhagl, er det få tilfeller i Norge der skader på viltarter kan knyttes direkte til forgiftning forårsaket av metaller.

Denne rapporten presenterer forekomster av metallene bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), arsen (As), aluminium (Al), selen (Se), rubidium (Rb), kopper (Cu), og sink (Zn) i lever fra orrfugl (*Tetrao tetrix*) og lirype (*Lagopus lagopus*) fra nærmere 67 områder fordelt over hele Norge. Først gis det en presentasjon av metoder, deretter presenteres resultatene element for element. I resultatdelen gir vi først en kort presentasjon av metallenes forekomst og deres mulige skadevirkninger, etterfulgt av resultatene fra denne undersøkelsen. Der det er aktuelt gjør vi også en vurdering over de endringer vi har funnet for den siste 10 års perioden. Til slutt følger en sammenfattende vurdering av resultatene.

2 Metoder

Valg av organismer

I denne undersøkelsen kartlegges metallforekomster i orrfugl og liryte. Artene ble valgt av følgende grunner:

- Det er plantespisende arter som er utsatte ved økninger i metallinnhold i jord/plante systemer.
- De har i sitt livsløp relativt små oppholdsområder og kan derfor gi et bilde av lokale forekomster av metaller i naturmiljøet.
- De er arter der det tidligere er konstatert høye konsentrasjoner av potensielt skadelige metaller (Herredsvela & Munkejord 1988, Fimreite et al. 1990, Kålås & Lierhagen 1992, Wren et al. 1994).
- De er relativt store arter, noe som medfører at det er mulig å få tilstrekkelig med materiale både for individuelle kjemiske analyser og for oppbevaring av prøver i miljøprøvebank.
- Innsamling av prøver er relativt enkelt gjennom samarbeid med lokale jegere.
- De er viktige føde for flere av våre rovfuglarter. Rovfuglene står på toppen av næringskjeden, og er spesielt utsatt for miljøgifter (Hagen 1952, Hörnfeldt et al. 1986, Nygård 1991).
- De er viktige jaktarter og inngår dermed som føde for mennesker.

I denne innsamlingsrunden har vi i motsetning til 1990-91 ikke inkludert hare. Dette er gjort for å redusere kostnader i arbeidet da det for hare er vanskeligere å få tak i nok dyr, forsendelse er mer komplisert og laboratoriearbeid er mer tidkrevende. Dessuten viste undersøkelsen fra 1990-91 at konsentrasjonene av de mest skadelige metallene ofte var lavere i hare enn i liryte og orrfugl, samtidig som det geografiske mønster for forekomster av metallene var relativt likt for hare og hønsefuglartene (Kålås & Lierhagen 1992).

Valg av organ

Lever er valgt som organ for overvåking av metaller i hønsefugler. Ideelt sett ville det være ønskelig med flere organtyper for å kunne dekke de ni aktuelle elementer. Kadmium og sink oppkonsentreres særlig i nyrevev, og arsen, aluminium og bly i beinvev. Lever gir imidlertid et rimelig godt bilde av metallbelastningssituasjonen for de aktuelle elementer (se Kap. 3 for kommentarer vedrørende Al), og er valgt for å redusere analysekostnadene med dette arbeidet.

Valg av elementer

Bruken av ICP-MS for kjemiske analyser (se avsnitt lenger nede) gir betydelig forenkling når det gjelder bestemmelse av flere grunnstoff for samme prøve. Dette har gjort at vi for den innsamlingsrunden vi her rapporterer har fått muligheten til å inkludere grunnstoffene arsen (As), selen (Se) og rubidium (Rb) i tillegg til de 6 metallene som ble undersøkt i 1990-91 (bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), aluminium (Al), kopper (Cu), og sink (Zn)). Disse grunnstoffene er inkludert av følgende grunner:

- Stoff som kan være skadelige for dyr og som tilføres Norge ved langtransportert luftforurensing (arsen, bly, kadmium, kvikksølv).
- Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forurensing av jordsmonnet (aluminium).
- Stoff som er essensielle (nødvendige) for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensing (kopper, sink, selen).
- Stoff som kan få økt tilgjengelighet på grunn av forurensing av jordsmonnet og som kan indikere omfang av forurensing av jordsmonn (rubidium).

For mer utfyllende informasjon om de forskjellige grunnstoffene henvises til Kap. 3 av denne rapporten.

Innsamlingsprosedyrer

Innsamling av hønsefugler er gjort av lokale jegere innenfor jaktidsrammene. For orrfugl gjelder dette perioden 10 september - 23 desember og for liryte 10 september - 28 februar.

Fra hver lokalitet ble det spurt etter 6 orrfugler og/eller 6 voksne liryter avhengig av artenes forekomst i området. Ved valg av hvor mange prøver som trengs fra hver innsamlingslokalitet vil variasjonen i forekomster av de undersøkte metallene innenfor en lokalitet, størrelse på de endringer som skal dokumenteres, og variasjonen i tid på én og samme lokalitet være viktig. Prøvetakingen har også et klart kostnadmessig aspekt, der det må gjøres en avveining mellom antall prøver fra en lokalitet i forhold til antall lokaliteter det samles prøver fra (Peakall 1992). Antall prøver mottatt fra hver lokalitet er for de aller fleste tilfeller lavere enn det forespurte (se **vedlegg 1**).

Vi ba om at fuglene ble felt med stålhagl eller fanget i snare. De skulle merkes, avkjøles og legges i lukket plastpose for snarest praktisk mulig nedfrysing (-20 °C) (maks. 10 t etter felling). Nødvendig utstyr og nærmere instruks ble gitt hver enkelt jeger som deltok i innsamlingen. Mange av fuglene ble imidlertid felt med blyhagl, og det er også for mange av fuglene avvik for tid til nedfrysing. Detaljert informasjon om dette er gitt i **vedlegg 3**.

Innsamlingslokaliteter

Det ble lagt opp til tette innsamlingsnett i de sørligste delene av landet da det er disse områdene som er sterkest påvirket av langtransporterte forurensinger (Steinnes et al. 1989, Steinnes et al. 2001).

Ved de innsamlingsprosedyrer vi har valgt, er det ikke mulig å få samlet inn det ønskede antall prøver innen ett lite område. Derfor har vi i dette kartleggingsarbeidet valgt å avgrense områder med 15 km diameter som enkelt lokaliteter. Totalt spurte vi etter prøver fra 88 av de lokalitetene vi mottok flest prøver fra i 1990-91, samt fra 13 nye lokaliteter. Supplering med nye lokaliteter ble gjort for å få et tettere prøvenett for de områdene der det var langt mellom innsamlingslokaliteter i 1990-01. Prøver er betraktet innsamlet fra samme lokalitet i

1990-91 og 2000-01 dersom avstand mellom sentrum for innsamlingsområdene i de to periodene er mindre enn 20 km.

Kontaktpersoner for de forskjellige lokalitetene er gitt i **vedlegg 1**. Vi har mottatt ønskede prøvetyper (orrfugl og/eller voksne liryper) fra 67 av lokalitetene vi etterspurte prøver fra (**vedlegg 1** og **2**). Totalt er det analysert prøver av 89 orrfugl fra 20 lokaliteter og 208 voksne liryper fra 56 lokaliteter (**tabell 1**, **vedlegg 3**). I tillegg mottok vi en del unge liryper, noen få fjellryper og en storfugl. Disse fuglene er ikke behandlet videre.

Tabell 1. Leverprøver analysert for innhold av tungmetaller og andre sporelementer. - Liver samples analysed for concentrations of heavy metals and trace elements.

Art - Species	Ant. Lok. No. Sites	Ant. Individ. No. Individ.
Lirype <i>Lagopus lagopus</i> Voksne/Adult	56	208
Orrfugl <i>Tetrao tetrix</i> Unge/Juv.	18	54
Voksne/Adult	18	35
Totalt - Total	66	297

Laboratorieprosedyrer

Ved uttak av prøver ble fuglene tint til ca 0 °C. De ble så åpnet og det ble tatt prøve fra lever (tverrsnitt av levera, ca 1,0 g våtvekt) for analyse av metaller. Bare uskadde organer/deler av organer er benyttet. Det er brukt kniver og pinsetter av titan. Utstyret er rensert mellom hvert individ i 1 mol HNO₃ og skylt i ionebyttet vann.

Følgende organer er tatt vare på for videre oppbevaring (midlertidig oppbevaring av prøver for miljøprøvebank): vinge, hode, bryststykke med brystbein, hjerte, lever og nyre. Dette materialet er oppbevart ved -50 °C. Indre organer er pakket i teflonposer mens vinge hode og brystmuskel er pakket i plast.

Kjemiske analyser

Vårt analyselaboratorium er akkreditert av Norsk Akkreditering (ISO NS-EN ISO/IEC 17025). Følgende rutiner er fulgt ved bestemmelse av konsentrasjoner av de aktuelle tungmetallene og sporelementene:

- Prøvene ble tørket i frysetørker (Christ LDC-1) i ca 17 timer. Alle måleresultater er oppgitt på tørrvektsbasis (tv).
- Prøvene ble oppsluttet ved bruk av 14,4 molar Scan Pure HNO₃ og fortynt til 76,8 ml med destillert vann som gav 0,6 molar HNO₃ for analyseprøvene.
- Konsentrasjoner av metaller ble bestemt ved hjelp av Høyoppløselig – ICP-MS, type Element 1 fra Finnigan. Følgende isotoper ble benyttet ved bestemmelsen: ²⁷Al, ⁷⁵As, ¹¹¹Cd, ⁶³Cu, ²⁰²Hg, ²⁰⁷Pb, ⁸⁵Rb, ⁷⁸Se, ⁶⁶Zn. Det ble bruk 'high resolution mode' for As og Se, 'medium

resolution mode' for Al, Cu, Rb og Zn og 'low resolution mode' for Cd, Hg og Pb.

- Nøyaktigheten av analyseprosedyrene ble kontrollert mot de internasjonale standardene (NIST): Bovine lever (1577b) og Dogfish-liver (DOLT-2) (**tabell 2**).

Analysene av standardene viste for de fleste tilfeller et godt samsvar mellom sertifiserte verdier og våre resultater og det lave standardavviket indikerer høy reproducerbarhet av måleresultatene (**tabell 2**). Unntak her er Se der vi målte ca 25 % høyere verdier enn det som er gitt for standardene, og Hg der vi også målte noe høyere verdier enn det som er gitt for standardene. I 1990-91 undersøkelsen målte vi Hg i den standarden som da var tilgjengelig like over sertifisert verdi. For Hg kan det være litt tvilsomt å sammenligne resultater fra forskjellige standarder på grunn av at Hg er et vanskelig metall å bestemme. Blant annet har NIST i senere tid økt sertifisert verdi for DOLT-2 fra 1,99 til 2,17 mg kg⁻¹ (tv), og analyser ved vårt analyselaboratorium og ved NIVA sitt analyselaboratorium indikerer at den rette verdien er enda litt høyere (ca 2,35 mg kg⁻¹ (tv)). For 64 prøver av DOLT-2 analysert ved vårt laboratorium med samme metode som for 1990-91 undersøkelsen har vi en middelvei på 1,90 mg kg⁻¹ (tv), noe som er ca 30 % lavere enn for de DOLT-2 verdier vi måler i denne undersøkelsen. Alt tyder derfor på at vi i denne innsamlingsrunden detekterer systematisk høyere Hg konsentrasjoner (~ 25 %) enn vi gjorde for 1990-91 undersøkelsen.

For alle metaller unntatt Se og As vist ICP-MS målingene våre meget høy instrument presisjon (gjennomsnittlig % avvik for 3 repeterte 'scan' for alle prøver som hadde konsentrasjoner over våre deteksjonsgrenser: Al = 2,6, As = 12,8, Cd = 1,5, Cu = 1,7, Hg = 2,5, Pb = 1,9, Rb 2,1, Se 10,6 og Zn = 1,8). Den noe større usikkerheten for As regner vi med skyldes at mange av prøvene hadde verdier nær vår deteksjonsgrense. Noe større usikkerhet for Se og As målingene må derfor tas i betraktning når en vurderer resultatene for disse elementene.

De brukte prosedyrene gav følgende deteksjonsgrenser (alle verdier gitt som mg kg⁻¹ (tv)): Al = 0,8 (0,6), As = 0,04 (0,03), Cd = 0,002, Cu = 0,06, Hg = 0,004, Pb = 0,002, Rb 0,8, Se 0,3 (0,2) og Zn = 0,06. Tallene i parentes viser verdier benyttet ved beregninger og ved statistiske analyser der konsentrasjonene var under deteksjonsgrensen. Verdier under deteksjonsgrensen utgjorde en relativt liten andel av totalanalysene for de fleste elementene, men var høy for aluminium (55 %) og arsen (88 %). Detaljinformasjon om metallforekomster i enkeltindivider er gitt i **vedlegg 3**.

For de aktuelle dyreartene har vi i dette materialet følgende tørrvektprosent for leverprøver: liryper 30,1 % (SD = 1,72, n = 208); orrfugl 29,8 % (SD = 1,81, n = 89).

Uttak av prøver ble foretatt vinteren 2001/02 og de kjemiske analysene ble utført i henholdsvis april (ca 2/3 av prøvene) og september (ca 1/3 av prøvene) 2002. Det ble ikke gjort noen form av sortering av prøvene ved de kjemiske analysene hverken når det gjelder lokaliteter eller arter.

Tabell 2. Analyserte referansestandarder for kontroll av analysekvalitet. Alle verdier er gitt som mg kg^{-1} , tørrvekt. - International reference standards analysed (NIST). All values given as mg kg^{-1} , dry weight.

Standard/Element	Sertifisert verdi/ Certified value	Vårt resultat/ Present work			% av referanse 2000-01
		x	sd	n	
Bovine liver (1577b):					
Aluminium (Al)	Ikke sertifisert.	< 0,8		7	
Arsen (As)	0,05	0,058	0,007	7	116
Bly (Pb)	0,129	0,112	0,004	7	87
Kadmium (Cd)	0,50	0,49	0,02	7	98
Kopper (Cu)	160	183	5	7	114
Kvikksølv (Hg)	0,003	< 0,004		7	
Rubidium (Rb)	13,7	13,7	0,5	7	100
Selen (Se)	0,73	0,91	0,10	7	125
Sink (Zn)	127	129	10	7	102
Dogfish-liver (DOLT-2):					
Aluminium (Al)	25,2	23,2	2,3	13	92
Arsen (As)	16,6	18,4	1,0	13	111
Bly (Pb)	0,220	0,218	0,024	13	99
Kadmium (Cd)	20,8	21,0	1,1	13	101
Kopper (Cu)	25,8	27,9	1,3	13	108
Kvikksølv (Hg)	1,99/2,17	2,49	0,25	13	125/115
Rubidium (Rb)	i.s.	2,98	0,12	13	-
Selen (Se)	6,06	7,90	0,61	13	130
Sink (Zn)	85,8	98,5	6,6	13	115

[†] - For kvikksølv var denne standarden først oppgitt til $1,99 \text{ mg kg}^{-1}$, men verdien er senere oppjustert til $2,17 \text{ mg kg}^{-1}$.

På grunn av den høye forekomsten av Al overalt i miljøet omkring oss er forurensning med Al ved håndtering av prøver i laboratoriene (kontaminering) et problem. Dette er et særlig aktuelt problem når en skal undersøke forekomster av Al i organprøver med lave Al-verdier, slik som leverprøver fra fugl er. For å redusere problemet med kontaminering ved håndtering av prøver ble tida prøvene stod åpne med muligheter for kontaminering fra luft minimalisert. Erfaringene fra 1990/91 indikerte at prøver med Al-verdier over 10 mg kg^{-1} mest trolig er kontaminert i laboratoriet. Våre blindprøver viser at slik kontaminering fortsatt kan forekomme. Ca 9 % av prøvene vi nå undersøkte viste Al-verdier over 10 mg kg^{-1} , noe som er en litt høyere andel enn for 1990-91. Disse prøvene er mest trolig kontaminert i laboratoriet, og er som for 1990-91 materialet utelatt ved beregninger og ved statistiske analyser.

En del av fuglene ble skutt med blyhagl (se **vedlegg 3**). Dette medfører muligheter for forurensning av prøver med bly. Selv om bare tilsynelatende uskadede organ ble benyttet, ble det for noen få av dyrene/fuglene som ble skutt med blyhagl, funnet tydelig blyforurensede prøver. Totalt ble det funnet 12 prøver (4 %) med blyverdier over 10 mg kg^{-1} . Dette er omtrent

samme andel som for 1990-91, og disse er som for 1990-91 undersøkelsen utelatte fra beregninger og statistiske analyser.

Vi målte også noen svært avvikende verdier for noen få prøver for andre metaller. Dette gjelder en Cu verdi (34 mg kg^{-1}), en Zn verdi (231 mg kg^{-1}) og en As verdi ($2,42 \text{ mg kg}^{-1}$). Vi har også utelatt disse fra beregninger og statistiske analyser.

Statistiske analyser

Ved alle beregninger er det skilt mellom unge og voksne individer. I denne sammenheng betyr unge individer fugler med en alder mellom 2 og 8 måneder, mens voksne dyr har en alder på minst 14 måneder.

Da forekomstene av de stoff vi her har undersøkt i hovedsak ikke er normalfordelte har vi basert hoveddelen av de statistiske analysene på ikke-parametriske tester. For alle beskrivelser av metallforekomster for de enkelte lokalitetene har vi valgt å bruke medianverdier (**vedlegg 4**). Der det bare finnes én prøve fra en lokalitet er den målte verdien oppgitt.

For å teste forskjeller mellom 1990-91 og 2000-01 har vi brukt parvise tester (Wilcoxon Sign Rank tester). Vi har her skilt mellom endringer i områder som er middels til sterkt påvirket av langtransportert luftforurensning (inkluderer fylkene Aust- og Vest Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), og områder med mindre påvirkning av slik forurensning (øvrige deler av Norge). For å undersøke for samsvar mellom resultater fra 1990-01 og 2000-01 har vi brukt ikke-parametriske korrelasjonstester (Spearman's rank tester). For begge disse testene har vi inkludert data for alle grupper fugl (voksne ryer, voksne orrfugl og unge orrfugl) som egne samplene, forutsatt at det finnes to eller flere undersøkte individ fra samme lokalitet i begge innsamlingsperiodene. Dette inkluderer data fra 42 lokaliteter for voksne liryper, 5 lokaliteter for voksne orrfugl og 4 lokaliteter for unge orrfugl. Disse samplene representerer i hovedsak forskjellige lokaliteter, men for en lokalitet er både voksne liryper og voksne orrfugler inkludert og for en lokalitet er alle 3 gruppene av fugl inkludert.

For å beskrive forskjellene i metallforekomster mellom de forskjellige innsamlingslokalitetene har vi valgt å bruke parametriske tester (ANOVA), da det ikke finnes noe ikke-parametriske alternativ som kan belyse omfang av forskjeller mellom lokaliteter i motsetning til variasjon innen lokaliteter. I denne sammenhengen er det angitt hvor stor del av den totale variasjonen i forekomsten av et element som kan tilskrives forskjeller mellom lokaliteter. Resten av variasjonen vil da være et resultat av variasjoner innen lokalitetene. For de forskjellige arter/aldersgrupper er variasjonskoeffisienten (standardavvik som prosent av gjennomsnittet) benyttet for å beskrive variasjonsbredden i forekomsten av de forskjellige metallene. Ved disse variansanalysene er det også bare benyttet data fra de lokalitetene der to eller flere individer av en art/aldersgruppe er innsamlet. At mye av dataene ikke helt tilfredsstillende krav som stilles for bruk av parametriske testet må tas med i vurderingen når en leser **tabell 3**.

Ved alle beregninger og statistiske analyser er statistikkprogrammet SPSS/PC for Windows 11.0.0 benyttet.

Tabell 3. Konsentrasjoner av tungmetaller og sporelementer i lever fra voksne (ad) liryper og voksne og unge (juv) orrfugl. Gjennomsnittsverdier som mg kg^{-1} tørrvekt (x), standardavvik (sd) og variasjonskoeffisient (cv) er beregnet for totalmaterialet. I variasjonsanalysen (ANOVA) som beskriver forskjeller mellom lokaliteter inngår bare lokaliteter der to eller flere individ fra samme gruppe er analysert (p – signifikansnivå, df – frihetsgrader, mlf – prosentvis del av totalvariasjonen som kan tilskrives forskjeller mellom lokaliteter). – Concentrations of heavy metals and trace elements in liver from adult *Lagopus lagopus* and adult and juvenile *Tetrao tetrix* from localities all over Norway. Calculations of mean values as mg kg^{-1} dry-weight (x), standard deviation (sd), and the coefficient of variation (cv) are based on all samples analysed, while the ANOVA's are based on samples where two or more individuals are collected from each locality (mlf - percentage of the total variation accounted for by differences among locations).

Art/Species	n	x	sd	cv	ANOVA			
					F	p	df	mlf
Aluminium (Al)								
Lirype ad.	197	1,08	1,03	95	2,56	0,001	48, 142	46
Orrfugl ad.	32	1,53	1,46	95	5,35	0,003	8, 14	75
Orrfugl juv.	41	1,20	0,85	71	2,58	0,022	12,25	55
Arsen (As)*								
Lirype ad.	208	95% < 0,04 mg kg^{-1}		-	-	-	-	-
Orrfugl ad.	34	76% < 0,04 mg kg^{-1}		1,72	0,166	8,17	45	
Orrfugl juv.	54	69% < 0,04 mg kg^{-1}		2,87	0,006	13, 36	52	
Bly (Pb)								
Lirype ad.	200	1,21	1,65	136	3,15	0,001	49, 144	52
Orrfugl ad.	31	1,17	1,34	115	3,38	0,018	8, 16	63
Orrfugl juv.	54	1,05	1,02	97	2,66	0,010	13, 36	49
Kadmium (Cd)								
Lirype ad.	208	9,78	6,82	70	3,71	0,001	49, 152	54
Orrfugl ad.	35	4,34	2,58	58	9,13	0,001	8,17	81
Orrfugl juv.	54	3,51	1,85	53	5,08	0,001	13, 36	65

Tabell 3 forts.

Art/Species	n	x	sd	cv	F	ANOVA		
						p	df	mlf
Kvikksølv (Hg)								
Lirype ad.	208	0,049	0,042	86	7,38	0,001	49, 152	70
Orrfugl ad.	35	0,037	0,023	62	2,71	0,040	8, 17	56
Orrfugl juv.	54	0,044	0,022	50	3,16	0,003	13,36	53
Selen (Se)								
Lirype ad.	208	0,92	0,37	40	7,77	0,001	49, 152	71
Orrfugl ad.	35	1,07	0,50	47	4,62	0,004	8, 17	69
Orrfugl juv.	54	1,44	0,64	44	20,21	0,001	13, 36	88
Rubidium (Rb)								
Lirype ad.	208	41,8	18,9	45	9,57	0,001	49,152	76
Orrfugl ad.	35	39,0	22,8	58	5,24	0,002	8, 17	71
Orrfugl juv.	54	46,3	25,0	54	8,90	0,001	13, 36	76
Kopper (Cu)								
Lirype ad.	207	12,2	2,0	16	1,16	0,25	49, 151	27
Orrfugl ad.	35	10,6	2,4	23	3,61	0,012	8, 17	63
Orrfugl juv.	54	10,4	1,7	16	0,77	0,67	13, 36	22
Sink (Zn)								
Lirype ad.	208	90,4	17,5	19	1,45	0,046	49, 152	32
Orrfugl ad.	34	83,9	18,6	22	2,83	0,036	8, 16	59
Orrfugl juv.	54	81,3	13,5	17	1,43	0,195	13,36	34

3 Resultater og diskusjon

Vi presenterer her tungmetallene og sporelementene i følgende rekkefølge: i) Stoff som kan være skadelige for dyr og som tilføres Norge ved langtransportert luftforurensing (Pb, Cd, Hg og As). ii) Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forsuring av jordsmonnet (Al), iii) Stoff som er essensielle for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensing (Cu, Zn og Se), iv) Stoff som kan få økt tilgjengelighet på grunn av forsuring av jordsmonnet og som kan indikere omfang av forsuring av jordsmonn (Rb).

3.1 Stoff som kan være skadelige for dyr og som tilføres Norge ved langtransportert luftforurensing.

3.1.1 Bly (Pb)

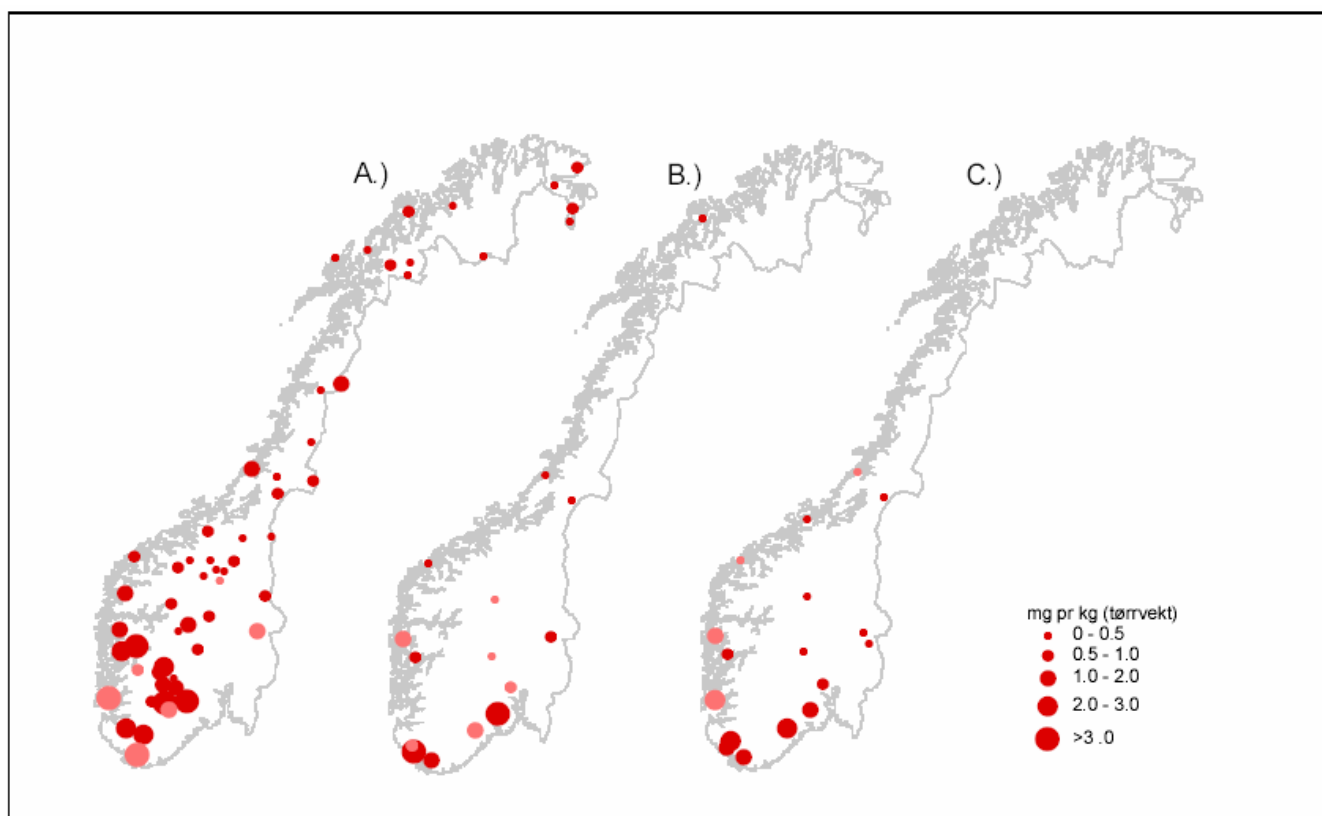
Pb er ikke kjent å ha noen nødvendig funksjon for fugler og pattedyr. Det forekommer naturlig i jordsmonnet, men tas vanligvis bare i liten grad opp av planterøttene (Kabata-Pendias & Pendias 1984). I fugler og pattedyr varierer opptak av Pb både mellom arter, aldersgrupper og kjønn. Pb tas opp fra tarm, og opptaket for voksne pattedyr ligger i størrelsesorden 5-10 %, mens unge individer kan ta opp 50 % av blyet som er i føden (Goyer 1986, Tuschiya 1986). Opptak påvirkes også av Ca innhold i føden (Scheuhammer 1996). Uorganisk Pb skiller ut i feces via galle og i urin (Goyer 1986). Høyest konsentrasjoner av Pb finnes i bein, fjær, lever og nyre.

Naturmiljøet tilføres Pb hovedsakelig fra bruk av fossilt brensel for energiproduksjon, fra smelteverkindustrien og som blyhagl. Fram til slutten av 1980 tallet var bruk av blybensin en svært viktig kilde. Det er ett av de metallene som tilføres vår natur via lufttransport fra sør (Dunlap 1999, Steinnes et al. 2001), og i de sørligste delene av Norge har det skjedd en opphoping av Pb i jordsmonnet (Steinnes et al. 1989, 1997). Økte konsentrasjoner i dyr kan gi blodmangel og påvirke fordøyelsessystemet. Forøvrig vil både hjerne og nyre kunne skades.

Akutt blyforgiftning er dokumentert for andefugler, gjess og svaner som har fått i seg blyhagl ved næringssøk i våtmarksområder (Herredsvela 1985). Undersøkelsen i 1990-91 viste klart høyere verdier hønsefugl og hare i de sørlige områdene av Norge sammenlignet med områder som er mindre utsatt for langtransporterte luftforurensninger (Kålås et al. 2000), og det samme var tilfelle for Pb i beinvev i hjortedyr (Kålås & Øyan 1997). Målinger av Pb i lever fra hjortedyr viser stort sett verdier under 0,5 mg kg⁻¹ (tv) (Steinnes & Brevik 1987, Frøslie et al. 1984). For rein er verdiene noe høyere (1,5 mg kg⁻¹ (tv), Frøslie et al. 1984). For mere informasjon om forekomster og effekter av Pb på levende organismer viser vi til Pedersen & Nybø (1990) og Nybø (1991).

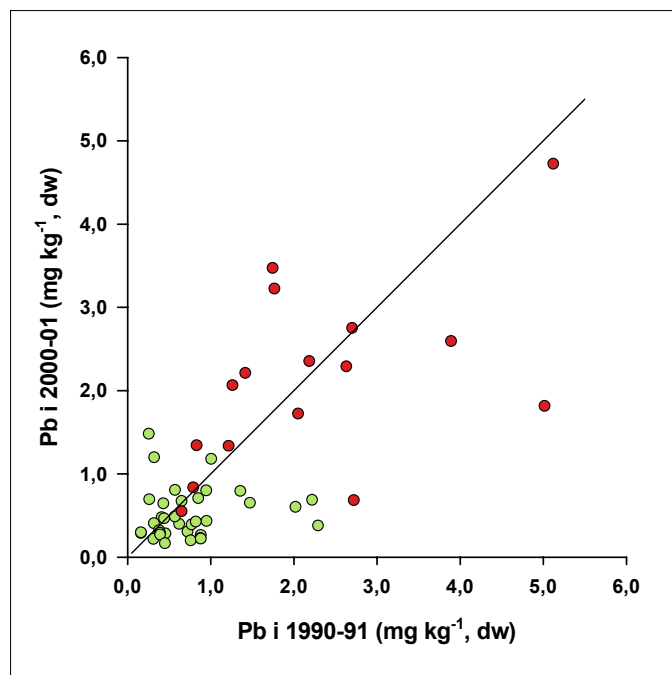
Denne undersøkelsen viser konsentrasjoner og mønster for forekomster av Pb i hønsefugl som er svært likt det vi fant i 1990-91 (Kålås et al. 1992) (**vedlegg 5**). Det er stor variasjon i forekomstene av Pb i lever for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, og en stor andel av den totale variasjonen er som i 1990-91 undersøkelsen forårsaket av forskjeller mellom lokaliteter (**tabell 3**). Høyest verdier finner vi i sør og sørvestlige deler av Norge som er den landsdelen som får størst tilførsel av langtransporterte luftforurensninger (**figur 1**). Det er en klar sammenheng mellom de konsentrasjoner som ble målt i 1990-91 og de vi finner for samme lokalitet i 2000-01 ($r_s = 0,57$, $p < 0,001$, $n=51$) (**figur 2**). Ved en parvis sammenligning av medianverdier for de områdene der vi har materiale fra både 1990-91 og 2000-01 finner vi ingen signifikant reduksjon fra 1990-91 til 2000-01 for områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger (gjennomsnitt henholdsvis 2,25 og 2,12 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,052$, $p = 0,96$, $n = 16$). For områdene som er mindre utsatt for slik forurensning finner vi imidlertid en relativt liten, men klart signifikant reduksjon (gjennomsnitt henholdsvis 0,75 og 0,54 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -2,37$ $p = 0,018$, $n = 35$). Grovt sett har dermed områdene med mest tilførsel av langtransporterte luftforurensninger i sørlige deler av Norge fortsatt i størrelsesorden ti ganger høyere Pb-verdier enn de vi har i nordligere deler av landet.

Det regionale mønsteret i Pb-forekomst dokumentert i 1990-91 samsvarte godt med de målinger som er gjort for Pb-forekomst i etasjemose (Steinnes et al. 1993), noe som sterkt indikerer at de høye Pb-verdiene som ble funnet i hønsefugler i de sørlige deler av landet er forårsaket av langtransportert Pb-forurensing (Kålås et al. 2000). Målinger viser at middelkonsentrasjonen av Pb i nedbør i 2000-01 er godt under halvparten av konsentrasjonen målt i 1990-01 for de områder som er aller mest utsatt for langtransportert luftforurensning (Aas et al. 2002). For områder med noe mindre tilførsel er langtransportert luftforurensning er det også dokumentert en klar, om enn prosentvis noe mindre reduksjon i middelkonsentrasjon av Pb i nedbør. Målinger i etasjemose viser også en klar reduksjon i avsetning av Pb i de mest forurensede områdene i Sør-Norge i løpet av siste 10-års perioden (Steinnes et al. 2001). Våtavsetning av bly er imidlertid for de områder som er mest påvirket av langtransportert luftforurensning (representert ved Birkenes) fortsatt i størrelsesorden 10 ganger høyere enn i de minst påvirkede områder (representert ved Kårvatn) (Aas et al. 2002). Tatt i betraktning denne dokumentasjonen av reduksjon i tilførsel av Pb via luft til Norge i løpet av den siste 10-års perioden er det overraskende at vi her ikke finner klarere reduksjon i Pb konsentrasjoner i leverprøver fra hønsefugl i sørlige deler av landet. Dette tyde på at Pb som i løpet av de siste par 100-årene er akkumuleres i jordsmonnet (Dunlap et al. 1999), til en viss grad tas opp i hønsefuglene og kompenserer for redusert tilførsel via luft. Slikt opptak kan skje ved puss og stell av fjærdrakta (sandbading), eller ved inntak



Figur 1. Medianverdier for Pb (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Pb (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Figur 2. Sammenhengen mellom medianverdier for innhold av Pb i lever fra hønsfugl på en lokalitet i 1990-91 og verdi målt på samme lokalitet i 2000-01. Mørke sirkler – områder med klar påvirkning av langtransportert luftforurensning (Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), Lysere sirkler – områder lite påvirket av langtransportert luftforurensning. Linja indikerer like verdier i begge innsamlingsperiodene. – The relationship between median concentration of Pb in liver samples from grouse species measured for a location in 1990-91 versus the corresponding concentration measured in 2000-01. Dark circles – areas exposed to long-ranged atmospheric pollution, light circles – areas with low exposure for long-rang atmospheric pollution. The line indicates equal values in both sampling periods.



av stein til kråsen (Connor et al. 1994, Bendell-Young & Bendell 1999). Vi kan heller ikke se bort fra at en liten del av det Pb som er akkumulert i jordsmonnet tas opp i beiteplantene, selv om tidligere studier indikerer at Pb bare i liten grad tas opp av planterøtter (Kabata-Pendias & Pendias 1984, Berthelsen et al. 1995). Vår undersøkelse viser altså at store deler av høsefuglbestandene i de sørlige og vestlige delene av Norge fortsatt har klart forhøyet Pb-inntak, og for områdene med moderat til høy påvirkning av langtransportert luftforurensning har vi bare funnet en liten og ikke signifikant reduksjon ($\approx 5\%$) mellom 1990-91 og 2000-01. For områder med liten påvirkning av langtransporterte luftforurensninger har vi funnet klarere tegn på reduksjon av Pb i høsefugl ($\approx 25\%$). Det er nærliggende å tro at dette er en effekt av redusert bruk av blybensin i Norge i dette tidsrommet.

Undersøkelser av andefugler og rype som er metallforgiftet av blyhagl viser døde fugler med Pb-konsentrasjon i levera på 20 mg kg^{-1} (Herredsvela 1985, Gjerstad & Hanssen 1984). Slik forurensning er imidlertid en akutt forgiftning og kan ikke direkte sammenlignes med en langtids-lavdosebelastning slik vi har hos høsefugler. Det er mangelfull kunnskap om hvilke Pb-belastninger som reduserer overlevelse og reproduksjon ved slik langtids-lavdosebelastning (Eisler 1988, Gjølga 1998, Fossøy 2001).

Konsentrasjonene av Pb i lever hos høsefugler ligger for sørlige deler av landet til dels over maksimumsgrensen som anbefales for menneskeføde (for innvoller av husdyr $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv), se EU Regulering 466/2001 av 8 mars 2001). Konsentrasjonene av Pb i muskel er imidlertid betydelig lavere enn verdiene i lever (vanligvis mindre enn 10% , Kålås & Fjølstad 1995). De forhøyede Pb-verdiene i lever i dyr fra Sørlandet reduserer derfor ikke verdien av kjøttet som føde for mennesker.

3.1.2 Kadmium (Cd)

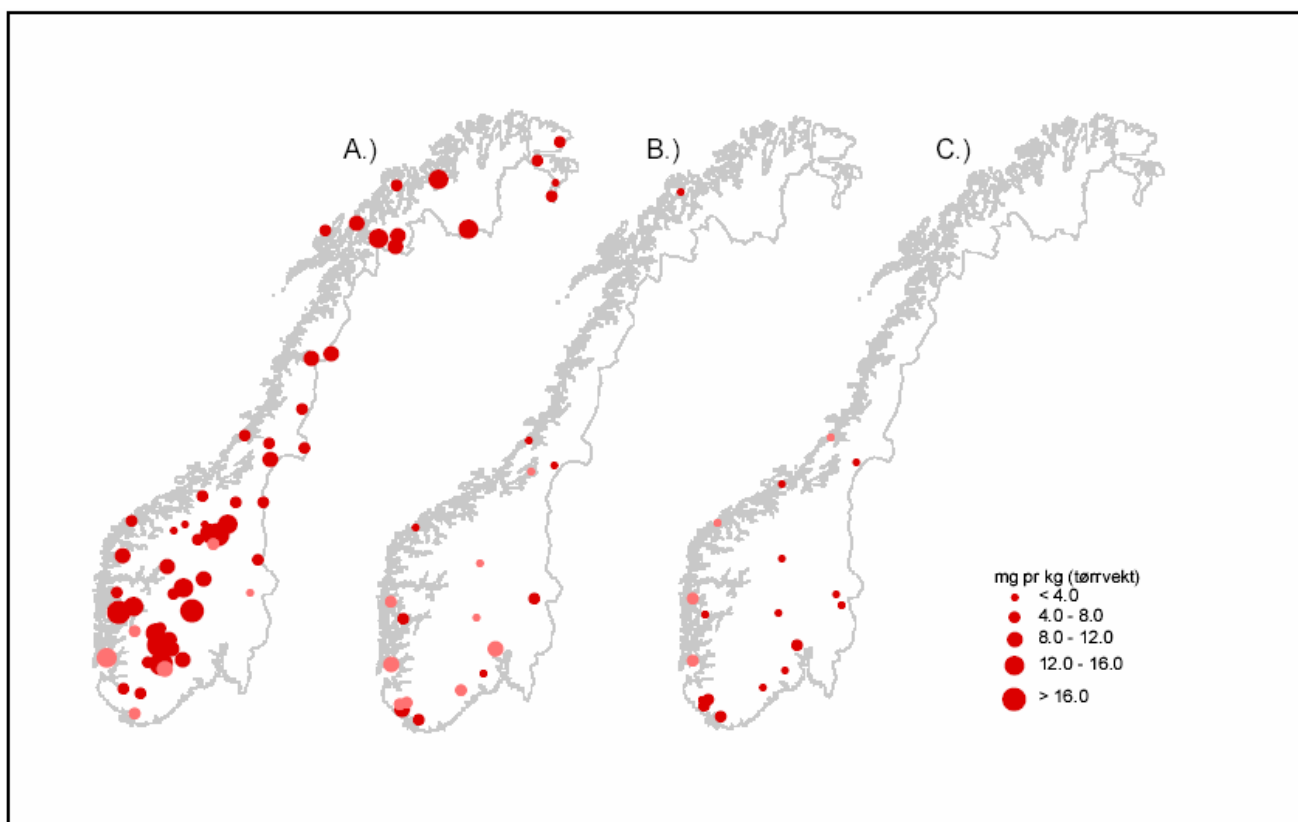
Cd er ikke kjent å ha noen nødvendig funksjon for levende organismer. Metallet forekommer naturlig i lave konsentrasjoner i jordsmonnet. Opptaket av Cd i planter varierer sterkt mellom forskjellige arter. I pattedyr og fugl tas en liten del av Cd opp fra tarm (vanligvis mindre enn 5%) (Bremner 1979, Scheuhammer 1987). Noe Cd skiller ut via feces og urin, men Cd bindes sterkt til metallotioniner (Pedersen & Hylland 1995), og den biologiske halveringstiden av slikt bundet Cd er lang. Derfor opphopes (akkumuleres) Cd i nyre og delvis også i lever med dyrenes alder (Scheuhammer 1987, Myklebust & Pedersen 1999).

Cd tilføres naturen fra industri, søppelforbrenning (batterier, plastikk) og via kunstgjødsel. Sørlige deler av Norge er påvirket av lufttransportert Cd fra sør (Steinnes et al. 2001). Ved for høye Cd-konsentrasjoner i føden vil nyrene bli ødelagte. Andre skader er blodmangel, ødeleggelse av testikler og forstyrrelser i energiomsetningen. Cd er dessuten kreftframkallende og kan gi misdannelse av foster. Det er utført en rekke undersøkelser av forekomster av Cd i pattedyr og fugler (se Pedersen & Nybø 1990), og det er konstatert til

dels svært høye nivåer særlig i høsefugl i Norge (Herredsvela & Munkejord 1988, Fimreite et al. 1990, Kålås & Lierhagen 1992, Wren et al. 1994, Pedersen og Fossøy 2000). Undersøkelser har vist at fugler og pattedyr er relativt motstandsdyktige overfor Cd, og at konsentrasjoner på flere hundre mg kg^{-1} (tv) i nyre ikke gir økt dødelighet (Eisler 1985). Kunnskapen om ikke-dødelige negative effekter er imidlertid svært mangelfull (Pedersen & Sæther 1999). For mere informasjon om forekomster og effekter av Cd på levende organismer viser vi til Pedersen & Nybø (1990) og Nybø (1991).

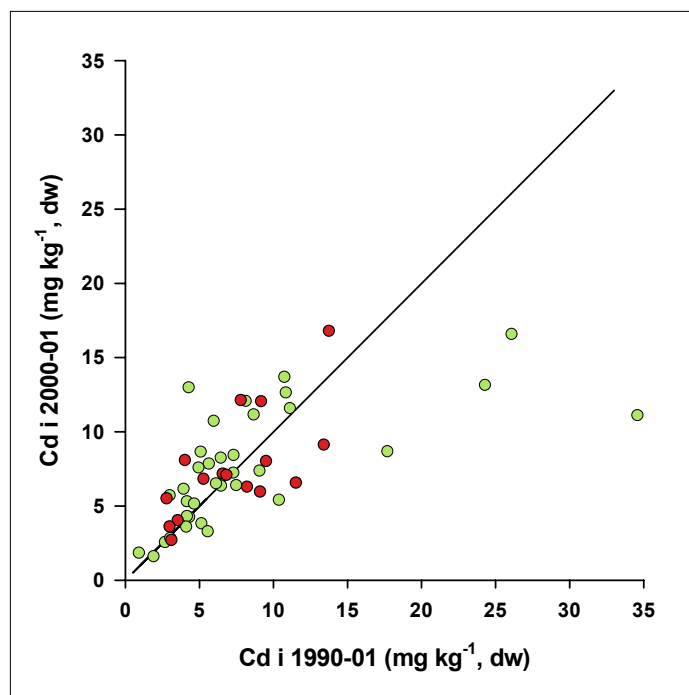
Denne undersøkelsen bekrefter de høyere Cd-verdier som ble dokumenterte i lirype i enkelte fjellområder i Midt-Norge og Nord-Norge i 1990-91 (Kålås & Lierhagen 1992), og hele 37% av de undersøkte liryperne ($n = 208$) hadde Cd-konsentrasjoner i lever over 10 mg kg^{-1} (tv) (33% i 1990-91). Det er stor variasjon i forekomstene av Cd i lever for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, og en stor andel av den totale variasjonen er som i 1990-91 forårsaket av forskjeller mellom lokaliteter (**tabell 3**). Cd-innhold i lever fra lirype i 2000-01 viser samme regionale mønstre som for 1990-91 med de høyeste konsentrasjonene i sentrale fjellstrøk i Sør-Norge og i indre deler av Troms (**figur 3**). Det er en klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet i 2000-01 ($r_s = 0,74$, $p < 0,001$, $n = 51$) (**figur 4**). Ved en parvis sammenligning av medianverdier for de områdene der vi har materiale fra både 1990-91 og 2000-01 finner vi ingen signifikant endring fra 1990-91 til 2000-01, hverken for områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger (gjennomsnitt henholdsvis $7,3$ og $7,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,52$, $p = 0,61$, $n = 16$) eller for områdene som er mindre utsatt for slik forurensning (gjennomsnitt henholdsvis $8,2$ og $7,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,82$, $p = 0,41$, $n = 35$).

Det regionale mønster vi får for Cd innhold i lever fra lirype samsvarer dårlig med kjent mønster for langtransportert Cd-forurensning (Steinnes et al. 2001). Som påpekt i 1990-91 rapporten betrakter vi årsaken til de store forskjellene mellom områder som et resultat av de forskjellene som naturlig finnes for Cd-innhold i de vanligste beiteplantene for disse artene (se også Larison et al. 2000 og Ohlson & Staaland 2001). Særlig har vierarter høye Cd-konsentrasjoner (eksempelvis er Cd-innhold i vier mere enn 100 ganger høyere i blåbær (Kålås et al. 1992)). For lirype er vier også en foretrukket beiteplanter høst, vinter og vår (Norris et al. 1979, Karlsen 1983). Innholdet av Cd i lever blir derfor sterkt påvirket av i hvilket omfang vier inngår i føden (Myklebust 1992). Dette vil variere både mellom områder og innen et område mellom forskjellige årstider alt etter tilgjengeligheten av og preferanse for aktuelle beiteplanter, og vil overskygge eventuelle effekter av Cd-forurensning. Høye konsentrasjoner av Cd kan derfor ikke direkte tolkes som en effekt av forurensning (se også Larison et al. 2000). Ved sammenligninger lokalitet for lokalitet (parvise tester) er imidlertid det materiale som er analysert her godt egnet til å vurdere regionale endringer i Cd-konsentrasjoner over tid. Vi finner ingen klar endring for Cd i lever i høsefugl mellom 1990-91 og 2000-01.



Figur 3. Medianverdier for Cd (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Cd (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Figur 4. Sammenhengen mellom medianverdier for innhold av Cd i lever fra hønsefugl på en lokalitet i 1990-91 og verdi målt på samme lokalitet i 2000-01. Mørke sirkler – områder med klar påvirkning av langtransportert luftforurensning (Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), Lysere sirkler – områder lite påvirket av langtransportert luftforurensning. Linja indikerer like verdier i begge innsamlingsperiodene. – The relationship between median concentration of Cd in liver samples from grouse species measured for a location in 1990-91 versus the corresponding concentration measured in 2000-01. Dark circles – areas exposed to long-ranged atmospheric pollution, light circles – areas with low exposure for long-rang atmospheric pollution. The line indicates equal values in both sampling periods.



Konsentrasjonene av Cd i lever hos hønsefugler ligger i de høyest belastede områdene over maksimumsgrensen som anbefales for menneskeføde (for lever fra husdyr 1,5 mg kg⁻¹ (tv), se EU Regulering 466/2001 av 8 mars 2001). Konsentrasjonene av Cd i muskel er imidlertid betydelig lavere enn det som finnes i lever (vanligvis mindre enn 5 % for voksne individer (Myklebust 1992, Kålås & Fjølstad 1995, Myklebust & Pedersen 1999)). De høye Cd-verdiene i lever i dyr fra deler av landet reduserer derfor ikke verdien av kjøttet som føde for menneske. Imidlertid bør en begrense bruken av lever og nyre fra hønsefugler fra de høyest belastede områdene.

3.1.3 Kvikksølv (Hg)

Hg har ingen kjent nødvendig biologisk funksjon. Hg forekommer både i organisk i uorganiske forbindelser. Disse er forskjellige både med hensyn til fordeling i kroppen og skadevirkninger. Organisk Hg er mest giftig og oppkonsentreres i næringskjeder. Hg tas i svært liten grad opp i planter (Lindqvist 1991), og plantespisende arter er derfor i liten grad utsatt for Hg-forgiftning. I tillegg tas Hg bare i liten grad opp fra tarm (mindre enn 15 %).

Hg tilføres miljøet fra industri, søppelforbrenning, plantevernmidler og bruk av fossilt brensel. Hg tilføres også Norge med luftmasser. I pattedyr og fugler oppkonsentreres Hg i lever, nyre og hjerne. Ved for høye konsentrasjoner oppstår det skader på nyrene og i sentralnervesystemet. Videre er skader som forsinket testikelutvikling og eggskallfortynning påvist. Hg er mutagent, det er kreftframkallende og det kan gi foster-skader.

De få undersøkelsene som er utført av forekomster av Hg i plantespisende arter viser lave konsentrasjoner (for lirype se Pedersen & Fossøy 2000). Høyere konsentrasjoner er funnet for arter som er høyere oppe i næringskjeden (insektspisende arter og særlig for fiskespisende arter og rovfugler) (Holt 1969, Frøslie et al. 1986)). For mere informasjon om forekomster og effekter av Hg på levende organismer viser vi til Pedersen & Nybø (1990) og Nybø (1991).

Denne undersøkelsen viser som for 1990-91 at vi har lave Hg-konsentrasjoner i hønsefugl i Norge. Det er imidlertid betydelig variasjon i forekomstene av Hg i lever for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, og en stor andel av den totale variasjonen er som i 1990-91 forårsaket av forskjeller mellom lokaliteter (**tabell 3**). Vi finner imidlertid ingen klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet i 2000-01 ($r_s = 0,13$, $p = 0,38$, $n = 51$) (**figur 5**). Hg-innhold i lever viser heller ikke i 2000-01 noe klart regionalt mønster (**figur 6**). Ved en parvis sammenligning av medianverdier for de områdene der vi har materiale fra både 1990-91 og 2000-01 måler vi signifikant høyere Hg-konsentrasjoner i 2000-01 enn i 1990-91 både for de områdene i sør som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger fra Storbritannia og sentrale deler av Europa (gjennomsnitt henholdsvis 0,035 og 0,051 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -2,22$, $p = 0,026$, $n = 16$) og

for områdene som er mindre utsatt for slik luftforurensning (gjennomsnitt henholdsvis 0,031 og 0,045 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -2,44$, $p = 0,015$, $n = 35$).

Våre analyser av referansestandarder tyder på at vi med de analyseprosedyrer vi bruker i denne analyserunden systematisk måler noe høyere konsentrasjoner av Hg enn det som var tilfelle i innsamlingsrunden i 1990-91. Vi antar derfor at den lille økningen vi har i realverdier for Hg fra 1990-91 skyldes systematiske måleforskjeller. Hg er et metall som ikke følger det tradisjonelle mønster for nedfall av lufttransporter forurensning i Norge, og sett i forhold til annen forurensning som er typiske for langtransportert luftforurensning har det bare vært liten endring for dette metallet i perioden 1985-2000 (Steinnes et al. 2001). Det vil derfor være viktig å følge med i endringer for Hg framover, og vi betrakter lever fra hønsefugl som en nyttig parameter i denne sammenheng.

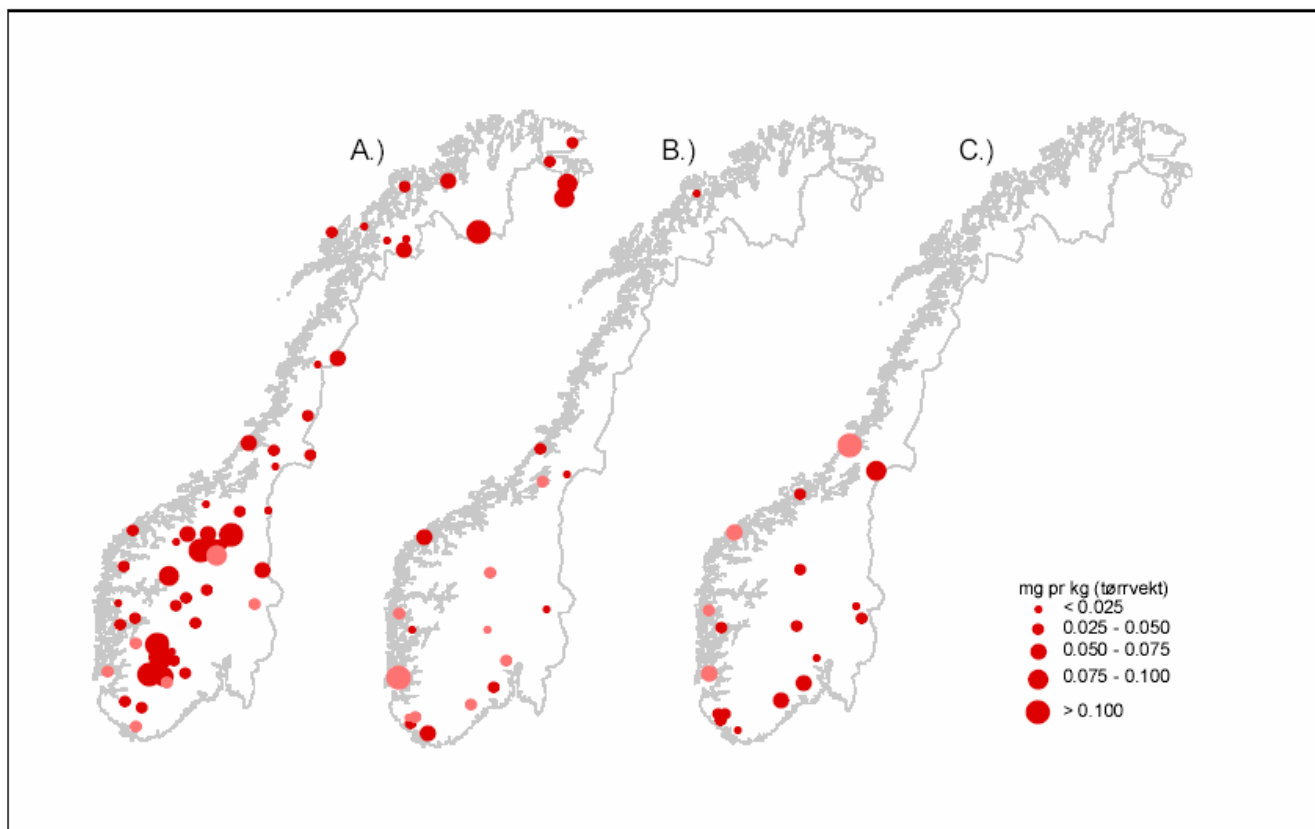
3.1.4 Arsen (As)

As er sterkt giftvirkende ved høye konsentrasjoner, men likevel er As muligens et essensielt element som ved lavere konsentrasjoner kan ha positive effekter. As forekommer både som organisk As og i uorganiske forbindelser. As tas effektivt opp av tarm, men det skilles også meget raskt ut via urin og oppkonsentreres derfor vanligvis ikke i kroppen. Tilfeller av As forgiftning av villlevende dyr er sjelden dokumentert, og vanligvis har slike tilfeller vært en følge av lokal forurensning (eksempelvis As-preparater brukt i skogbruket). As forekommer vanligvis i mye høyere konsentrasjoner i marine enn i terrestre økosystem. Goede (1985) antyder at leververdier over 30 mg kg⁻¹ (tv) indikerer As-forgiftning, men dette vil trolig variere mellom arter alt etter hvor mye As som naturlig finnes i deres føde. For mer informasjon viser vi til Ishinishi et al. (1986) og Pedersen & Nybø (1989).

Bruk av As i jordbruket (herbicerider, insektisider) utgjør en viktig kilde for As til miljøet, men en betydelige mengder tilføres også fra smelteverksindustri (særlig ved produksjon av kopper, bly og gull). Det atmosfæriske nedfallet av As på Sørlandet har vært betydelig høyere enn i resten av landet, men er nå mye lavere enn den var på midten av 1970 tallet (Steinnes et al. 2001).

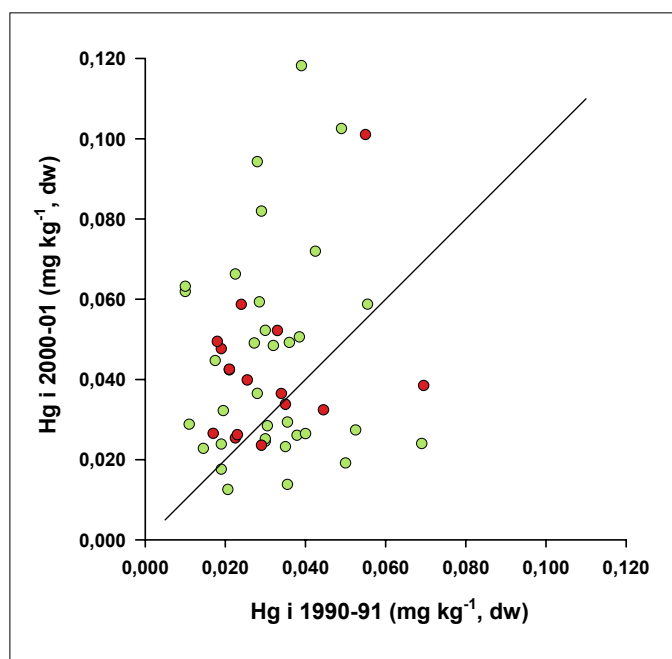
As er inkludert i denne undersøkelsen for å få en basisbeskrivelse av As-innhold i plantespisende fugl i terrestre økosystem i Norge, som grunnlag for å kunne dokumentere eventuelle framtidige endringer.

Denne kartleggingen viser lave forekomster av As for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, med bare 12 % av målingene over vår deteksjonsgrense (0,04 mg kg⁻¹ (tv)). For voksne lirype er medianverdien over deteksjonsgrensa for bare 2 av de 50 lokalitetene der vi har undersøkt 2 eller flere individer. For orrfugl finner vi imidlertid en betydelig høyere andel av lokalitetene med median konsentrasjon av As over vår deteksjonsgrense (5 av 14 lokaliteter for ungfugler og 4 av



Figur 5. Medianverdier for Hg (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Hg (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Figur 6. Sammenhengen mellom medianverdier for innhold av Hg i lever fra hønsefugl på en lokalitet i 1990-91 og verdi målt på samme lokalitet i 2000-01. Mørke sirkler – områder med klar påvirkning av langtransportert luftforurensning (Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), Lysere sirkler – områder lite påvirket av langtransportert luftforurensning. Linja indikerer like verdier i begge innsamlingsperiodene. – The relationship between median concentration of Hg in liver samples from grouse species measured for a location in 1990-91 versus the corresponding concentration measured in 2000-01. Dark circles – areas exposed to long-ranged atmospheric pollution, light circles – areas with low exposure for long-rang atmospheric pollution. The line indicates equal values in both sampling peri-



9 lokaliteter for voksne fugler). Lokalitetene med verdier over deteksjonsgrensen ligger i all hovedsak i sørlige og sørvestlige delene av landet, og for hønsefuglene samlet kommer det da fram et mønster med høyest konsentrasjoner av As i de områdene av Norge som er mest utsatt for langtransportert luftforurensning (**figur 7**). Målinger av avsetning av As ved bruk av etasjemose viser også høyest konsentrasjoner i disse delene av Norge (Steinnes et al. 2001). Den forskjellen vi her finner mellom lokaliteter gir et rimelig godt grunnlag for senere vurderinger av regionale endringer i As-innhold i hønsefugl, selv om en betydelig andel av målingene ligger under deteksjonsgrensen.

3.2 Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forsurening av jordsmonnet

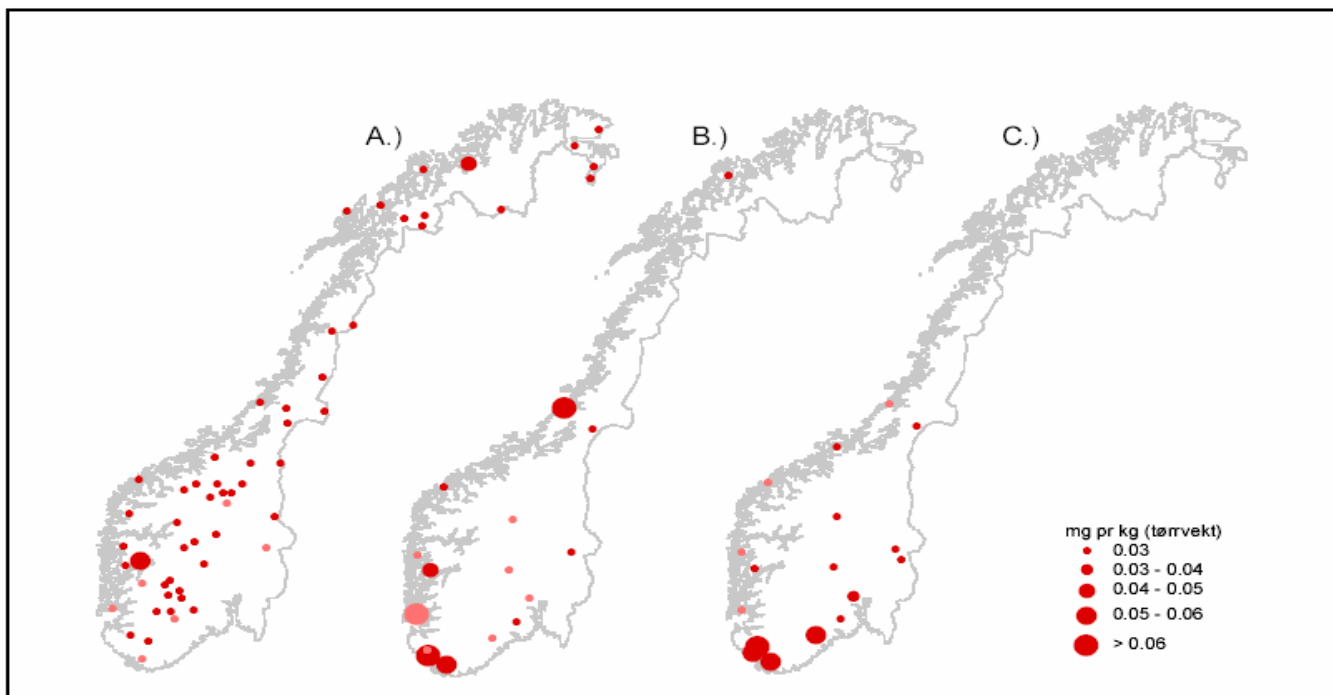
3.2.1 Aluminium (Al)

Al har ingen kjente funksjoner for levende organismer. Dette grunnstoffet er imidlertid svært vanlig i naturmiljøet. Ved høy pH i jorda er det nærmest utilgjengelig for planter og dyr. Tilgjengeligheten øker imidlertid sterkt ved forsuring av jordsmonnet (Løbersli 1991). Al tas imidlertid vanligvis bare i liten grad opp fra tarm (mindre enn 1 %) (Greger & Baier 1983) og utskilles effektivt via urinen når nyrene fungerer normalt

(Ganrot 1986). Dette medfører at Al-konsentrasjoner i lever i stor grad vil representere Al-inntak den siste tiden før dyret ble avlivet. Dersom akkumulert Al ønskes kartlagt, vil det være nødvendig med bestemmelse av Al i beinvev (metabolsk aktivt beinvev) (se Kålås & Øyan 1997 angående Al i beinvev hos hjortedyr).

Økt tilgjengelighet av Al vil kunne medføre økt opptak hos fugler og pattedyr. Al vil da oppkonsentreres i beinvev og delvis også i hjernen. Av negative effekter framheves forstyrrelse av normale funksjoner i hjerne og beinvev. Forhøyede konsentrasjoner kan også påvirke prosesser i cellene via forskjellige enzymer. Dette kan igjen påvirke arvematerialet. Undersøkelser tyder også på at økt opptak av Al kan forårsake fortykning av eggskall hos fugl (Nyholm 1981). For mere informasjon om forekomster og effekter av Al på levende organismer viser vi til Pedersen & Nybø (1990) og Nybø (1991).

Rapporten fra kartleggingen i 1990-91 konkluderte med at det trolig ville være nødvendig å bruke beinvev for på en god måte å kunne overvåke forekomster av Al hos hønsefugl (Kålås et al. 1992). Bruk av ICP-MS for kjemiske analysene i den oppfølgingsundersøkelsen vi her rapporterer gav oss imidlertid muligheten til å inkludere bestemmelse av forekomster av Al uten betydelige ekstrakostnader. Målsettingen var å se om Al forekomstene i lever i 2000-01 viste et systematisk mønster sammenlignet med 1990-91. En god sammenheng mellom 1990-01 og 2000-01 vil indikere at målinger av Al i lever likevel vil være en nyttig parameter for overvåking forekomster av Al i hønsefugl.



Figur 7. Medianverdier for As (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler – ett individ. – Median concentration of As (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

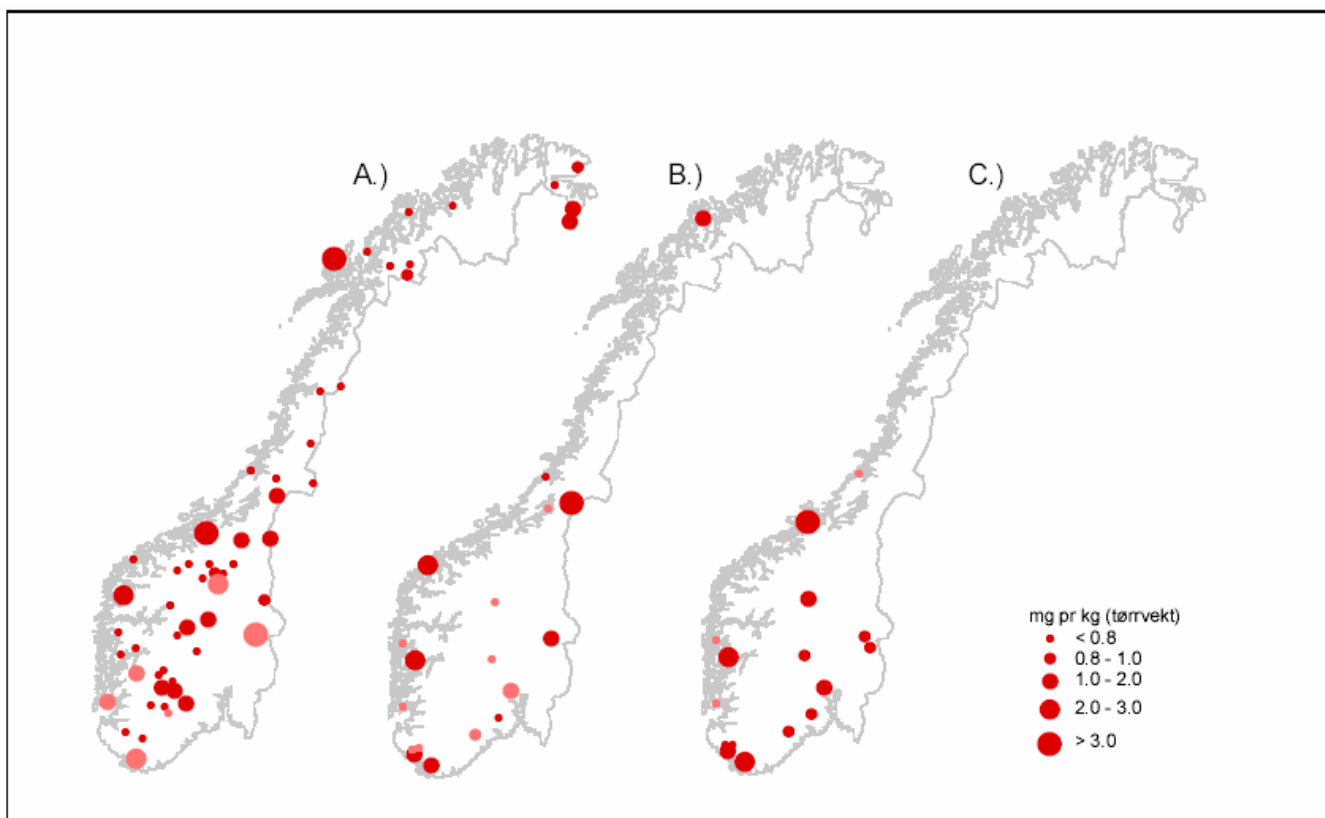
Som for 1990-91 viste Al dataene relativt stor variasjon og vi fant en signifikant forskjell mellom lokaliteter for både voksne ryer og orrfugl, og for unge orrfugl (**tabell 3**). Dette indikerer at våre målinger er i stand til å identifisere forskjeller mellom lokaliteter selv med den relativt høye deteksjonsgrensen vi må bruke på grunn av kontamineringsproblemer ved lave konsentrasjoner. Som for 1990-91 finner vi imidlertid ingen regionale mønster (**figur 8**), og det er ingen positiv sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi her finner for 2000-01 ($r_s = -0,55$, $p = 0,001$, $n=31$). Dette tyder på at det innenfor samme lokalitet kan være store naturlige variasjoner i Al konsentrasjoner i lever. Dette kommer trolig av at det er store forskjellene i Al-konsentrasjoner mellom de vanligste beiteplantene for orrfugl og lirype (Kålås et al. 1992). I og med at Al utskilles effektivt via urinen, vil målinger av Al-konsentrasjon i lever i sterk grad representere momentant inntak av Al. Levermålingene blir da påvirket av hvilke beiteplanter som er spist i perioden like før fuglen ble skutt. Dette vil variere både mellom områder og innen et område alt etter tilgjengelighet av og preferanse for aktuelle beiteplanter. På grunn av den store naturlige variasjon av Al i lever og problemer med kontaminering av prøver (medfører både

usikre data og relativt høy deteksjonsgrense), konkluderer vi her med det vil være best å benytte beinvev (metabolsk aktivt) for å få sikker informasjon om forekomster og akkumulering av Al i rype og orrfugl.

3.3 Stoff som er essensielle for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensing

3.3.1 Kopper (Cu)

Cu er et essensielt metall for fugl og pattedyr, og det inngår i en rekke enzymatiske reaksjoner (Aarseth & Norseth 1986). Opptak fra føde i mage og tarm er godt regulert etter behov. Vanligvis er opptaket mindre enn 10 %, men om nødvendig kan over 50 % absorberes. Opptaket av Cu kan imidlertid hindres av konkurrerende opptak av Zn og Cd. Cu skiller hovedsakelig ut til feces via galle (Aarseth & Norseth 1986). I kroppen bindes Cu til metallotioniner og overføres til plasma etter behov. Cu akkumuleres hovedsakelig i lever, hjerne, hjerte og nyre.



Figur 8. Medianverdier for Al (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler – ett individ. – Median concentration of Al (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark hatched circles – two or more samples, light hatched circles – one sample.

Både for høye og for lave forekomster av Cu kan gi skadelige effekter. Koppernivåer i vev reguleres imidlertid godt hos friske dyr, og Cu-forgiftning eller Cu-mangel forekommer derfor sjelden. Hovedårsaken til at kopper inngår i denne undersøkelsen er den påvirkningen høye Cd- og Zn-forekomster kan ha på opptaket av Cu (Myklebust 1992).

Forhøyete kopperkonsentrasjoner kan gi leverskader, mens for lite kopper kan gi anemi (blodmangel). Drøvtyggere synes å være spesielt utsatt for kopperforgiftning (Frøslie & Norheim 1983). Cu-konsentrasjoner i lever i fugler og dyr kan naturlig varierer mye mellom forskjellige arter. For mere informasjon om forekomster og effekter av Cu på levende organismer viser vi til Nyholm (1986) og Nybø (1991).

Denne undersøkelsen viser som for 1990-91 at konsentrasjonene av Cu totalt sett varierer lite for alle tre gruppene av fugl, og forskjellen mellom artene er små (**tabell 3**). Det er relativt små forskjell mellom lokaliteter og dette utgjør totalt sett en liten andel av totalvariasjonen for Cu (**tabell 3**). Som for 1990-91 framkommer det heller ingen klare regionale mønster (**figur 9**), og vi kan ikke påvise noe avvik i Cu-balansen i hønsefuglene for noen av de undersøkte lokalitetene. Det er bare en svak tendens til en sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet i 2000-01 ($r_s = 0,24$, $p = 0,10$, $n = 51$) (**figur 10**). Ved en parvis sammenligning av medianverdier for de områdene der vi har materiale fra både 1990-91 og 2000-01 finner vi ingen signifikant endring fra 1990-91 til 2000-01, hverken for områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger (gjennomsnitt henholdsvis 12,0 og 12,3 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,05$, $p = 0,96$, $n = 16$) eller for områdene som er mindre utsatt for slik forurensning (gjennomsnitt henholdsvis 12,6 og 11,8 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -1,87$, $p = 0,07$, $n = 35$). Cu-konsentrasjonen i nyre og delvis også i lever er kjent å samvariere med forekomstene av Cd (Elinder & Piscator 1978, Myklebust 1992). Denne undersøkelsen viser også en klar sammenheng mellom Cd- og Cu-konsentrasjon (korrelasjon medianverdi Cd og medianverdi Cu for voksne lirype: ($r_s = 0,33$, $p = 0,02$, $n = 50$)), og det regionale mønster vi har for Cu samsvarer derfor til en viss grad med mønsteret for Cd.

3.3.2 Sink (Zn)

Som Cu er Zn et essensielt metall for fugl og pattedyr, og det er nødvendig for at en rekke enzymer skal kunne fungere. Opptak fra føde i mage og tarm er godt regulert etter behov og varierer mellom 10 og 90 % (Elinder 1986). Opptaket av Zn kan imidlertid påvirkes av konkurrerende opptak av Cu og Cd. Zn skiller hovedsakelig ut via feces og urin. I kroppen bindes Zn til metallotioniner og overføres til plasma etter behov. Zn akkumuleres hovedsakelig i nyre og lever.

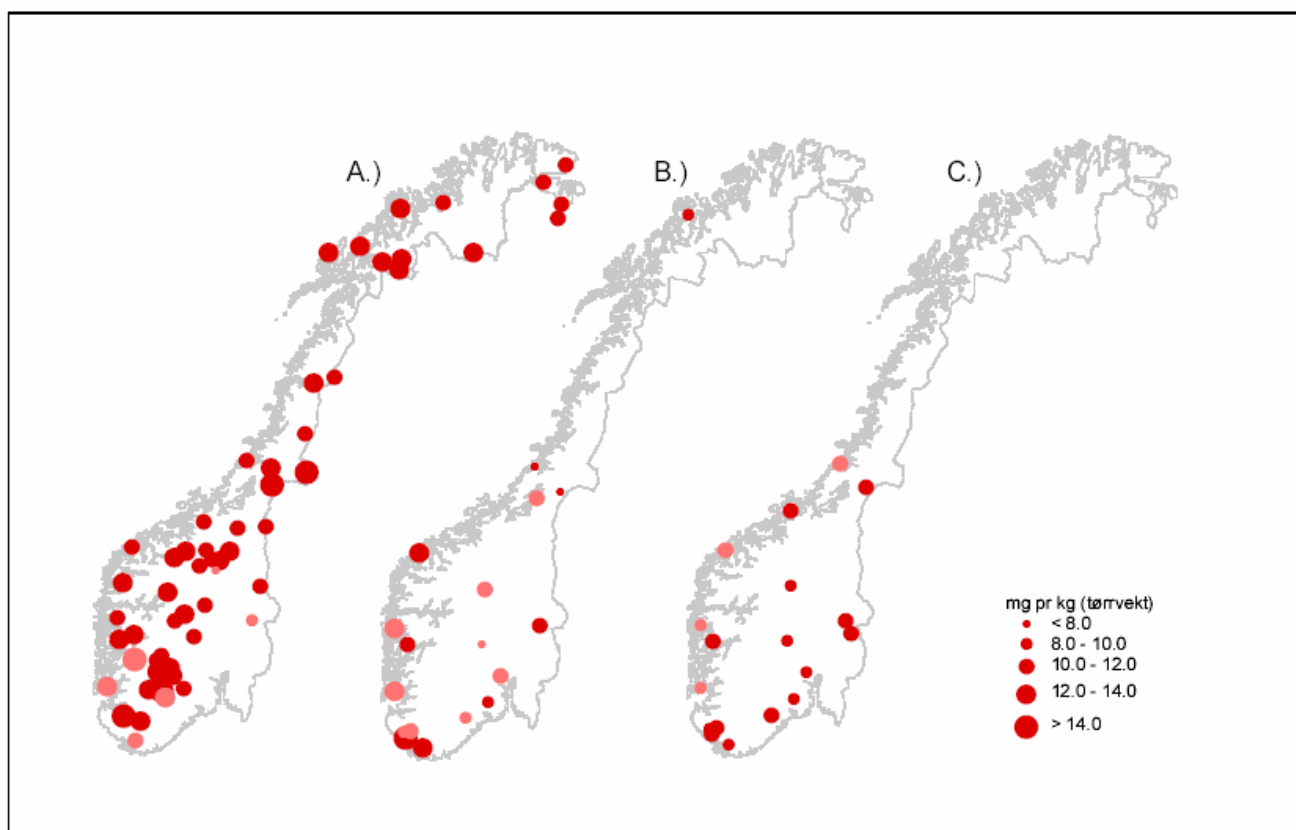
Både for høye og for lave forekomster av Zn kan gi skadelige effekter. Zn-nivåer i vev reguleres imidlertid godt hos friske dyr og Zn-forgiftning eller mangel forekommer derfor sjelden. Hovedårsaken til at Zn inngår i denne undersøkelsen er den

påvirkningen høye Cd-forekomster kan ha på opptaket av Zn (Myklebust 1992). For mere informasjon om forekomster og effekter av Zn på levende organismer viser vi til Nyholm (1986) og Nybø (1991).

Denne undersøkelsen viser som for 1990-91 at konsentrasjonene av Zn totalt sett varierer lite for alle de tre gruppene av fugl, og forskjellen mellom artene er små (**tabell 3**). Det er en noe større forskjell mellom lokaliteter enn for Cu (signifikant for voksne lirype og voksne orrfugl), men mellomlokalitet forskjellen utgjør en relativt liten andel av totalvariasjonen også for Zn (**tabell 3**). Som for 1990-91 framkommer det heller ikke i 2000-01 noen klare regionale mønstre (**figur 11**), og vi kan ikke påvise noe avvik i Zn-balansen i hønsefuglene for noen av de undersøkte lokalitetene. Vi finner heller ingen klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet i 2000-01 ($r_s = 0,15$, $p = 0,29$, $n = 51$) (**figur 12**). Ved en parvis sammenligning av medianverdier for de områdene der vi har materiale fra både 1990-91 og 2000-01 finner vi ingen signifikant endring fra 1990-91 til 2000-01, hverken for områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger (gjennomsnitt henholdsvis 94,4 og 94,5 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,78$, $p = 0,44$, $n = 16$) eller for områdene som er mindre utsatt for slik forurensning (gjennomsnitt henholdsvis 86,8 og 87,8 mg kg⁻¹ (tv), Wilcoxon Signed Rank Test: $Z = -0,43$, $p = 0,67$, $n = 35$). Zn-konsentrasjonen i nyre og delvis også i lever er kjent å samvariere med forekomstene av Cd (Elinder & Piscator 1978, Myklebust 1992). Denne undersøkelsen viser også en klar sammenheng mellom Cd- og Zn-konsentrasjon i lever (korrelasjon medianverdi Cd og medianverdi Zn for voksne lirype: $r_s = 0,62$, $p < 0,001$, $n = 50$), og det regionale mønster vi har for Zn samsvarer derfor til en viss grad med mønsteret for Cd.

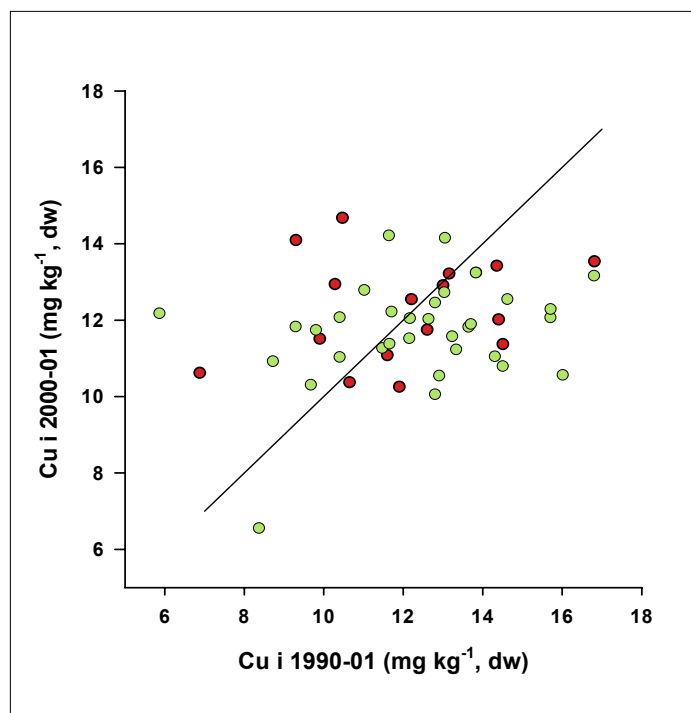
3.3.3 Selen (Se)

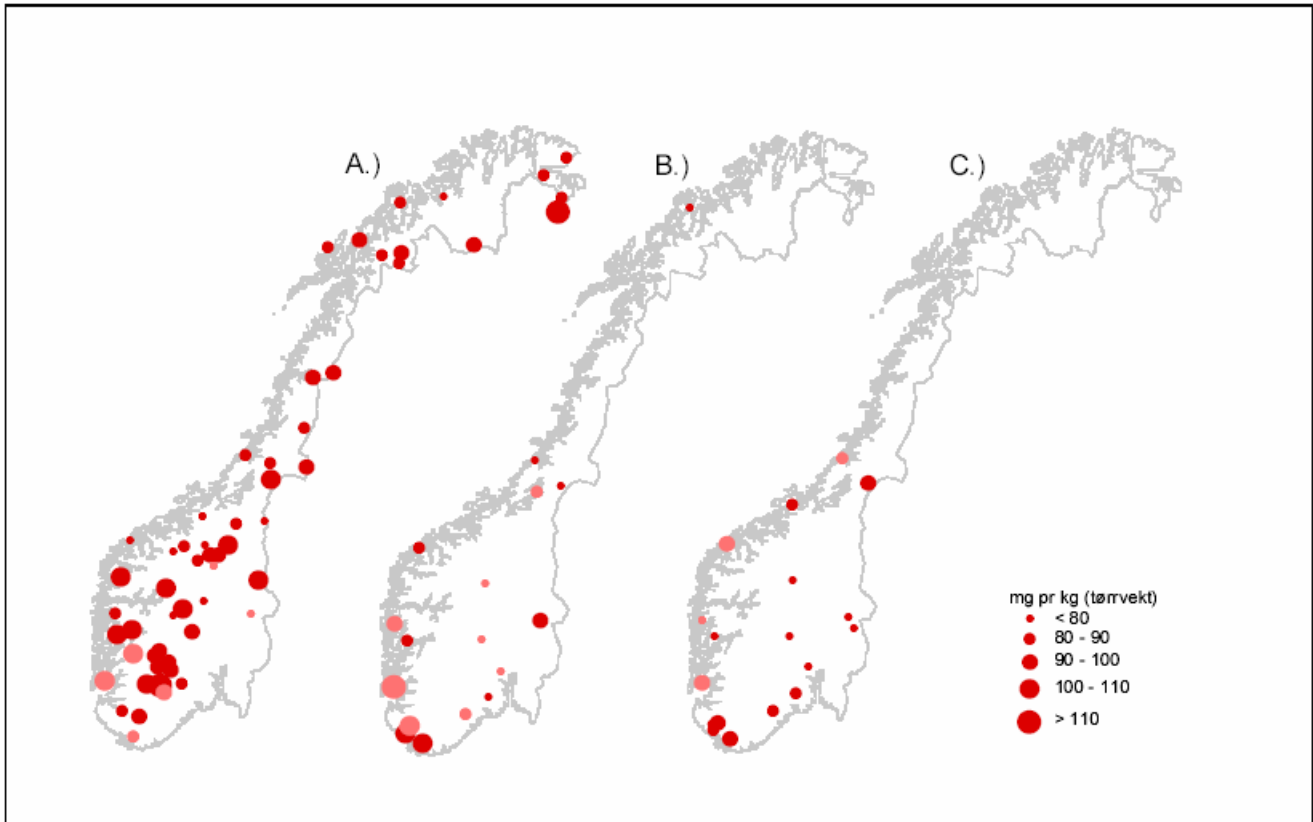
Se er et essensielt metall for fugl og pattedyr, og det ser også ut som om Se motvirker negative effekter av stoff som for eksempel As, Cd og Hg. I Norge er Se forekomstene i jord generelt lave (Låg & Steinnes 1974) og hos oss er trolig Se-mangel et større problem for viltlevende plantespisere enn Se-forgiftning (Fimreite & Barth 1986, Fimreite et al. 1990). Imidlertid kan Se ved for høyt inntak være giftvirkende, enten ved økt dødelighet eller ved negativ innvirkning på reproduksjon og vekst. Lever og nyre er organ som skades. Se tas effektivt opp i mage tarm systemet og utskilles via urin. Ved høyt inntak ser det ut til å være to ekskresjonsfaser, en rask med en halveringstid på 1-3 dager og en mer langsom med en halveringstid på 30–110 dager. Ved surt jordsmonn foreligger Se i en form som gjør det mindre tilgjengelig for planter (Mushak 1985), og dermed mindre tilgjengelig for plantespisende dyr, som dermed kan få for lavt opptak av Se (Flueck 1994). For mer informasjon om forekomster og effekter av Se på levende organismer viser vi til Högberg & Alexander (1986) og Nybø & Pedersen (1989).



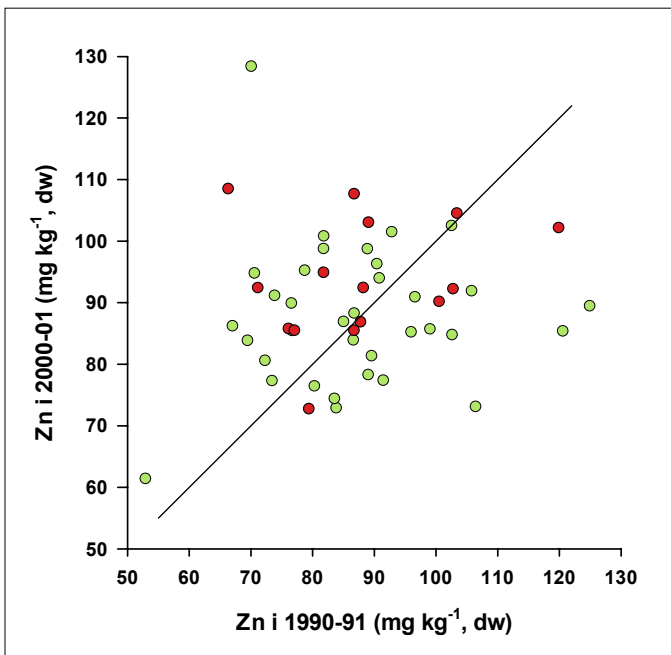
Figur 9. Medianverdier for Cu (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Cu (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Figur 10. Sammenhengen mellom medianverdier for innhold av Cu i lever fra hønsfugl på en lokalitet i 1990-91 og verdi målt på samme lokalitet i 2000-01. Mørke sirkler – områder med klar påvirkning av langtransportert luftforurensning (Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), Lysere sirkler – områder lite påvirket av langtransportert luftforurensning. Linja indikerer like verdier i begge innsamlingsperiodene.. – The relationship between median concentration of Cu in liver samples from grouse species measured for a location in 1990-91 versus the corresponding concentration measured in 2000-01. Dark circles – areas exposed to long-ranged atmospheric pollution, light circles – areas with low exposure for long-rang atmospheric pollution. The line indicates equal values in both sampling periods.





Figur 11. Medianverdier for Zn (mg kg^{-1} , tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler – ett individ. – Median concentration of Zn (mg kg^{-1} , dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

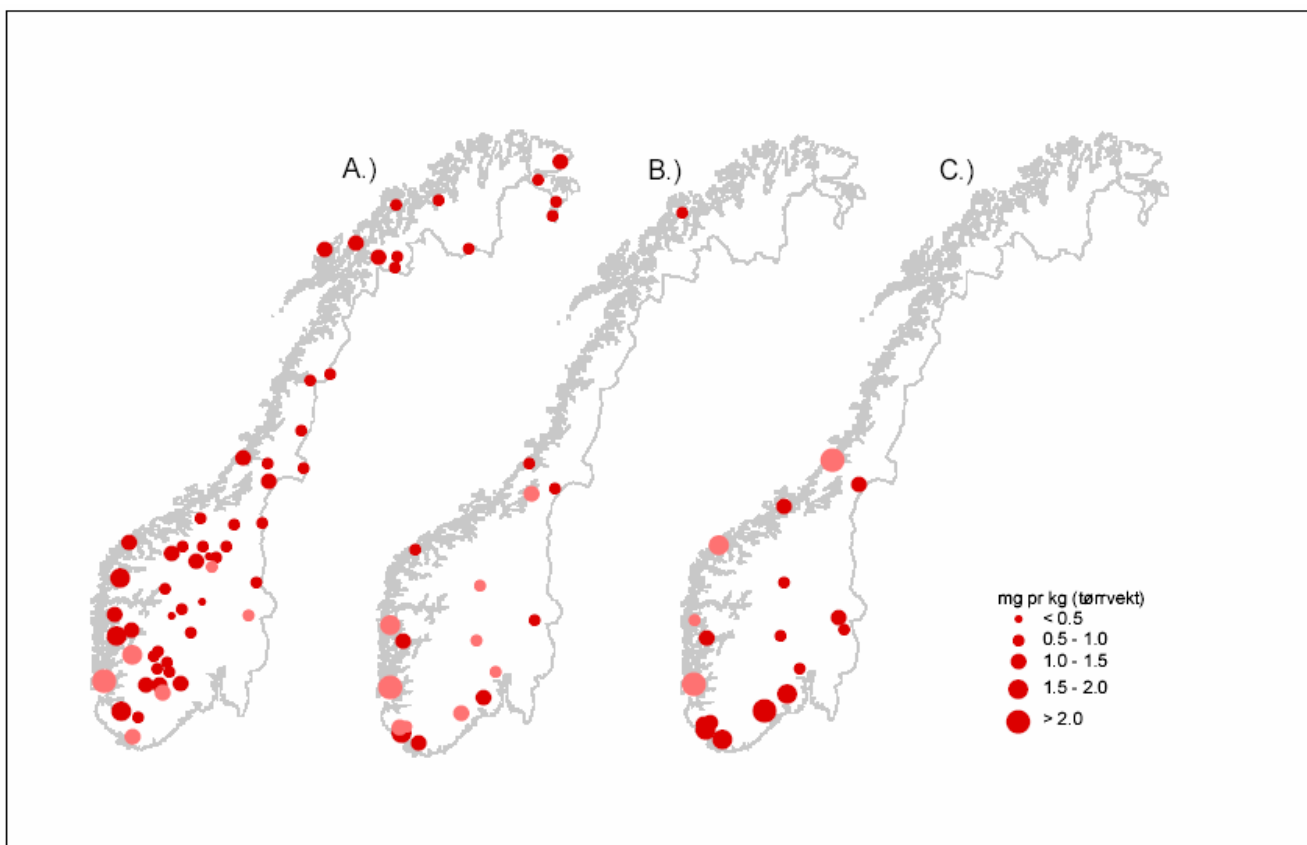


Figur 12. Sammenhengen mellom medianverdier for innhold av Zn i lever fra hønsefugl på en lokalitet i 1990-91 og verdi målt på samme lokalitet i 2000-01. Mørke sirkler – områder med klar påvirkning av langtransportert luftforurensning (Aust- og Vest-Agder, Rogaland, Hordaland og Telemark), Lysere sirkler – områder lite påvirket av langtransportert luftforurensning. Linja indikerer like verdier i begge innsamlingsperiodene. – The relationship between median concentration of Zn in liver samples from grouse species measured for a location in 1990-91 versus the corresponding concentration measured in 2000-01. Dark circles – areas exposed to long-ranged atmospheric pollution, light circles – areas with low exposure for long-rang atmospheric pollution. The line indicates equal values in both sampling periods.

De viktigste kildene for antropogen tilførsel av Se er bruk av fossilt brensel for energiproduksjon og smelteverksindustri (særlig ved produksjon av kobber, sink, nikkel og sølv). Det atmosfæriske nedfallet av Se var på 1970-80 tallet høyere på Sørlandet enn i resten av landet (Steinnes 1997), og analyser av etasjemoser i 1977 og 1985 indikerte en liten nedgang i langtransportert lufttilførsel av Se til Sør-Norge i denne perioden (Steinnes et al. 1988). Eventuell forsuring av jordsmonn på grunn av sur nedbør vil redusere tilgjengeligheten av Se for plantespisende arter (Mushak 1985). Se er inkludert i denne undersøkelsen for at vi skal få mer detaljkunnskap om forekomster av Se i plantespisende fugl i terrestre økosystemer i Norge, og som grunnlag for å kunne dokumentere eventuelle framtidige endringer.

Nittifem prosent av våre Se data ligger mellom 0,3 og 2 mg kg⁻¹ (tv) og vi har ikke funnet noen svært høye verdier (høyeste verdi 2,99 mg kg⁻¹ (tv)). Vi har få data å sammenligne med, men våre målinger ligger på samme nivå som tidligere er

dokumentert i hønefugl i Norge (Fimreite & Barth 1986, Fimreite et al. 1990). Konsentrasjonene av Se i lever varierer mindre enn for Pb og Cd, men mer enn for Cu og Zn for alle de tre undersøkte gruppene av fugl. Det er klare forskjeller mellom lokalitetene og en svært stor del av den totale variasjonen kan tilskrives forskjeller mellom lokaliteter (**tabell 3**). Høyest verdier finner vi i de områdene av Norge som er mest påvirket av langtransporterte luftforurensninger (**figur 13**), men vi finner også en del høye verdier for kystnære lokaliteter i øvrige deler av landet. Gjennomsnitt av medianverdi for lokaliteter med mer enn to innsamlede prøver er høyest for de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger for alle gruppene av fugl (for voksne liryper henholdsvis 1,17 ± 0,37(SD), n=13 og 0,84 ± 0,25(SD), n = 37, Mann-Whitney U Test: U = 117, p = 0,006; for voksne orrfugl henholdsvis 1,44 ± 0,37(SD), n=4 og 0,74 ± 0,17(SD) n = 5, Mann-Whitney U Test: U = 0,0, p = 0,016; og for unge orrfugl henholdsvis 1,70 ± 0,53(SD), n = 7 og 0,92 ± 0,23(SD) n = 7, Mann-Whitney U Test: U = 1,0, p = 0,001, alle verdier oppgitt som mg kg⁻¹ (tv)).



Figur 13. Medianverdier for Se (mg kg⁻¹ tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Se (mg kg⁻¹ dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Som Fimreite & Barth (1986) og Fimreite et al. (1990) registrer vi et betydelig antall lave verdier, og hele 15 % av våre analyser ligger under grensen som er satt i sammenheng med symptomer på Se mangel for kylling og vaktel ($0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv) Se i lever (Jensen 1968, Rebar & Vleet 1977)). Tar vi videre hensyn til at våre analyser av internasjonale referansestandarder indikerer at vi måler noe høyere konsentrasjoner enn det som reelt er tilfelle, har ca 1/3 av de undersøkte fuglene Se innhold i lever under de grenser som er satt i sammenheng med Se mangel. Særlig er verdiene lave for mange av lirype områdene og særlig for de som ligger langt fra kysten. Selv om mange områder viser lave Se-konsentrasjoner er det oss kjent ikke registrert symptomer som tyder på Se mangel i hønefugl i Norge. Dette kan skyldes at de eksperimenter som er utført for kylling og vaktel (Jensen 1968, Rebar & Vleet 1977) ikke er gjeldende for våre hønefugler. Imidlertid er mer diffuse effekter som for eksempel redusert reproduksjon vanskelig å oppdage, og i USA er det dokumentert at Se-mangel i betydelig grad kan påvirke reproduksjonssuksess og dermed populasjonsdynamikken for villlevende hjortedyr (Flueck 1994).

Se er som nevnt innledningsvis i dette avsnittet kjent for å samvarierte med potensielt giftige metaller, og for delvis å redusere giftvirkninger av disse. I vårt materiale finner vi signifikante samvariasjon mellom medianverdi for Se og flere av elementene inkludert i denne undersøkelsen (**tabell 4**). Klarest sammenheng er det med Pb som også er det stoffet som viser best samsvar med omfang av langtransportert luftforurensning (Kålås et al. 2000). Det er ingen ting som tyder på at det relativt sure jordsmonnet i dette området (i all hovedsak naturlig, men kan også være ytterligere forsuret på grunn av sur nedbør) gir redusert innhold av Se i hønefuglene som er undersøkt her. Se ser også ut til å samvarierte med (påvirket av) metaller som ikke har samme regionale mønster som omfang av langtransporterte luftforurensning (Cd, Zn og Cu), noe som gjør det regionale mønsteret for Se mindre tydelig. Når det gjelder noe høyere Se innhold i fugler innsamlet på kystnære lokaliteter regner vi med at dette skyldes marin påvirkning (Låg & Steinnes 1974, Fimreite & Barth 1986).

Som nevnt i metodekapitlet var stabiliteten i Se målingene våre noe dårligere enn for de andre elementene. Den store forskjellen mellom lokaliteter sammen med den lille variasjonen innen lokaliteter indikerer imidlertid at våre målinger representerer reelle forskjeller mellom lokaliteter på en rimelig god måte. Totalt sett vurderer vi derfor de resultater vi her presenterer som et godt grunnlag for å vurdere regionale forskjeller og for senere vurderinger av endringer i forekomst av Se i hønefugl. Ved sammenligning av våre data med andre data må en imidlertid ta hensyn til at våre analyser av referansestandardene indikerer at vi måler systematisk høyere verdier enn standardene tilsier (~ 25 % over sertifisert verdi).

Tabell 4. Korrelasjonstester for sammenheng mellom medianverdier for Se og medianverdier for metallene Pb, Cd, Zn, Cu, Hg samt As for lokaliteter der to eller flere individer er undersøkt. – Correlations between median values of Se and median values for Pb, Cd, Zn, Cu, Hg and As for adult *Lagopus lagopus* (lirype), and adult and juvenile *Tetrao tetrix* (orrflugl), respectively. Only sites with two or more samples are included.

Gruppe/Metall	Spearman's rho	p
Voksne liryper (n=50)		
Pb	0,38	0,007
Cd	-0,05	0,74
Hg	0,06	0,70
As	-	-
Cu	0,16	0,27
Zn	0,19	0,18
Voksne orrflugl (n=9)		
Pb	0,92	0,001
Cd	0,95	0,001
Hg	0,48	0,19
As	0,48	0,19
Cu	0,80	0,01
Zn	0,73	0,03
Unge orrflugl (n=14)		
Pb	0,66	0,01
Cd	0,64	0,02
Hg	0,24	0,42
As	0,47	0,09
Cu	0,30	0,30
Zn	0,57	0,03

3.4 Stoff som kan få økt tilgjengelighet på grunn av foruring av jordsmonnet og som kan indikere omfang av foruring av jordsmonn.

3.4.1 Rubidium (Rb)

Rb er ikke kjent å ha noen nødvendig funksjon for fugler og pattedyr, og det har heller ingen kjent giftvirkning på levende organismer. Rb er nær beslektet med kalium (K), men Rb/K kvotienten i vevsprøver fra dyr skiller seg fra det som finnes i omgivelsene, noe som kommer av at K opptas selektivt. Undersøkelser av planter viser et økt opptak av Rb ved foruring av jordsmonnet, og det er også dokumentert økt innhold av Rb i dyr som lever i områder med surt jordsmonn (Folkesson et al. 1990, Nybø & Jerstad 1997, Nyholm & Tyler 2000). Vi har inkludert Rb i denne undersøkelsen for å få en statusbeskrivelse for Rb-innhold i hønefugl i Norge. Dette vil gi et grunnlag for å dokumentere eventuelle framtidige

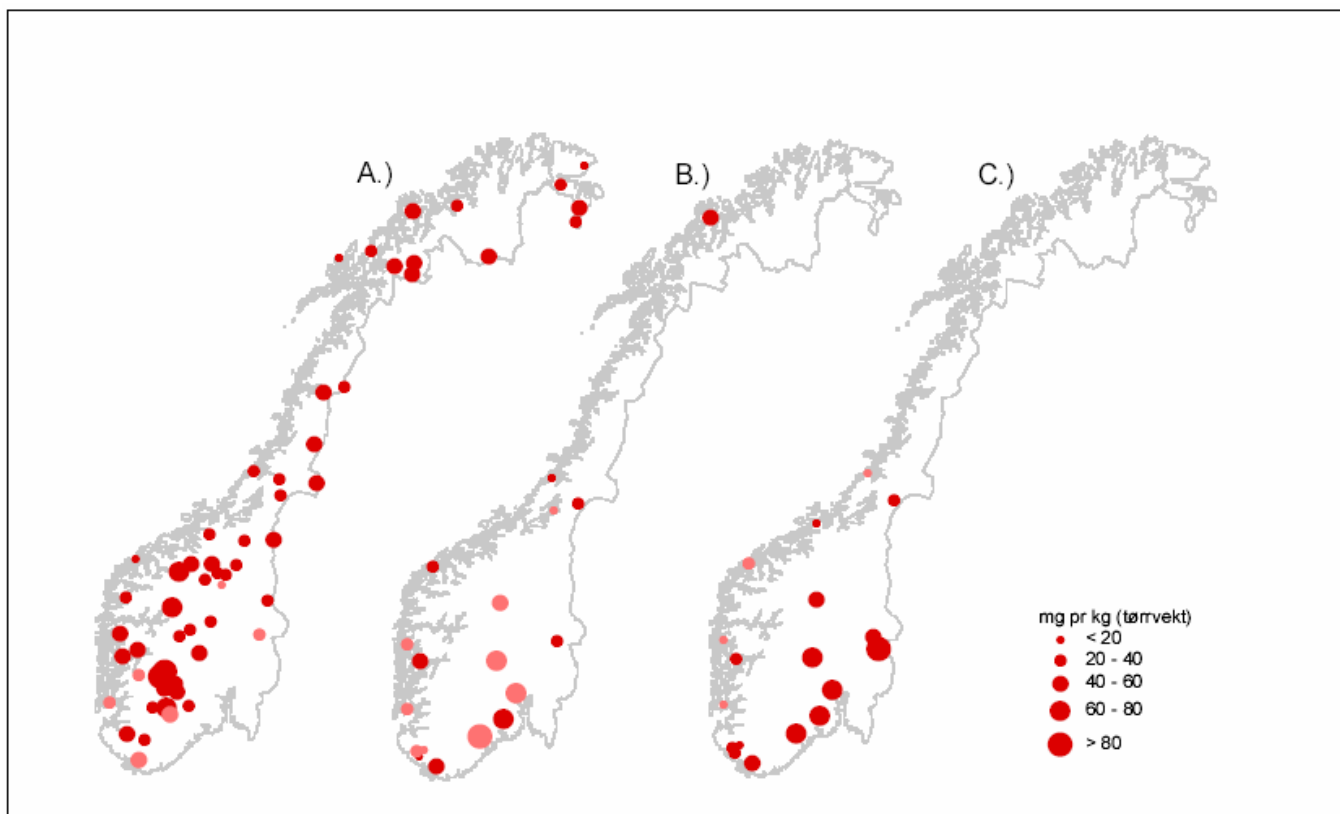
endringer av Rb-innhold i hønsfugl, eksempelvis som følge av endringer av surhet i jordsmonnet. Samtidig vil vi undersøke om vi nå finner økt Rb-innhold i fugl fra sørlige deler av Norge som har vært mest utsatt for sur nedbør.

Denne undersøkelsen viser relativt stor variasjon av Rb i lever for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, og det er ingen klare forskjeller mellom gruppene (**tabell 3**). Imidlertid er det klare forskjeller mellom lokaliteter og for alle artene kan en svært stor andel av den totale variasjonen tilskrives forskjeller mellom lokaliteter (**tabell 3**). De målte verdiene ligger i all hovedsak mellom 10 og 100 mg kg⁻¹ (tv), og bare 5 av de 297 prøvene hadde konsentrasjoner utenfor dette intervallet. For de to med høyest innhold målte vi henholdsvis 129 og 138 mg kg⁻¹ (tv), og disse to kom fra samme lokalitet. Det framkommer ingen klare regionale mønstre i Rb-innhold i leverprøvene (**figur 14**), og det er ingen signifikant samvariasjon mellom Rb og noen av de øvrige elementene som vi her har undersøkt. Det er stor variasjon i medianverdi for Rb mellom lokaliteter både for områder med mye og områder med lite omfang av langtransporterte luftforurensninger. Gjennomsnittsverdien er høyest for og de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger (gjennomsnitt henholdsvis 49,5 ± 25,2(SD) og 39,7 ± 16,5(SD) mg kg⁻¹ (tv)), men denne forskjellen er ikke signifikant (Mann–Whitney U Test: U = 456, p = 0,12). Et eventuelt økt innhold av Rb i de forsurede områ-

ene vil imidlertid være vanskelig å dokumentere på grunn av de store naturlige forskjeller vi har for surhet av jordsmonnet i Norge. Vi har imidlertid en god dokumentasjon for situasjonen slik den nå er, noe som gir et godt grunnlag for vurderinger av framtidige endringer for Rb i hønsfugl, eventuelt som følge av endringer av surhet i jordsmonnet.

3.5 Samlet vurdering

For de undersøkte artene skjer det meste av opptaket av elementene vi her har undersøkt via føden som hovedsakelig er levende plantemateriale. Målte konsentrasjoner i lever vil være avhengige av artenes evne til opptak og utskilling av de forskjellige elementene, og vil videre være bestemt av metallinnholdet i føden. Det kan være store forskjeller mellom forskjellige planter i innholdet av et metall og metallinnholdet i en og samme planteart kan også variere fra et område til et annet. Denne forskjellen mellom områder kan enten være forårsaket av forskjeller i berggrunn og jordsmonn, eller av økt tilgjengelighet av metallet på grunn av forurensing. Målt forekomst av et element vil på denne måten være bestemt av hva som er tilgjengelig føde, metallforekomster i berggrunnen og forurensningsbelastning. Med dette som bakgrunn gir vi følgende vurderinger av de målte forekomstene av de aktuelle elementene.



Figur 14. Medianverdier for Rb (mg kg⁻¹, tørrvekt) i lever fra A) voksne liryper, B) voksne orrfugl og C) unge orrfugl. Mørke sirkler – to eller flere individ, lysere sirkler - ett individ. – Median concentration of Rb (mg kg⁻¹, dry-weight) in liver from A) adult *Lagopus lagopus*, B) adult *Tetrao tetrix* and C) juvenile *Tetrao tetrix*. Dark dots – two or more individuals, light dots – one individual.

Vi måler her konsentrasjoner og mønster for forekomster av Pb i hønefugl som er svært lik det vi fant i 1990-91. Det er en klar sammenheng mellom de konsentrasjoner som ble målt i 1990-91 og de vi finner nå. Denne undersøkelsen indikerer at store deler av hønefuglbestandene i de sørlige og vestlige delene av Norge fortsatt har klart forhøyet Pb-inntak, og for områdene med moderat til høy påvirkning av langtransportert luftforurensning har vi bare funnet en liten og ikke signifikant reduksjon ($\approx 5\%$) mellom 1990-91 og 2000-01. I områder med liten påvirkning av langtransporterte luftforurensninger har vi funnet klarere tegn på reduksjon av Pb i hønefugl ($\approx 25\%$). Grovt sett har dermed områdene med mest tilførsel av langtransporterte luftforurensninger i sørlige deler av Norge fortsatt i størrelsesorden ti ganger høyere Pb-verdier enn de vi har i nordligere deler av landet. Tatt i betraktning dokumentasjonen av reduksjon i tilførsel av Pb via luft til Norge i løpet av den siste 10-års perioden er det overraskende at vi her ikke finner klarere reduksjon i Pb-konsentrasjoner i leverprøver fra hønefugl i sørlige deler av landet. Dette kan tyde på at Pb som i løpet av de siste 100 årene er akkumulert i jordsmonnet til en viss grad tas opp av hønefuglene og kompenseres for redusert tilførsel via luft.

Cd-innhold i lever fra lirype viser i 2000-01 samme regionale mønstre som for 1990-91 med de høyeste konsentrasjonene i sentrale fjellstrøk i Sør-Norge og i indre deler av Troms. Det er en klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet i 2000-01. Mønsteret for Cd i lirype samsvarer dårlig med informasjon om tilførsel av Cd via luft. De store forskjellene i Cd-konsentrasjonen i lirype ser ut til å være forårsaket av forskjeller i liryplas føde mellom de ulike områdene og ikke en effekt av forurensning. Vier har naturlig høye konsentrasjoner av Cd og foretrekkes som føde for lirype der den er tilgjengelig vår, høst og vinter. Andelen vier i føden vil derfor kunne overskygge effektene av forurensning. Ved sammenligninger lokalitet for lokalitet (parvise tester) er imidlertid det materiale som er analysert her godt egnet til å vurdere regionale endringer i Cd-konsentrasjoner over tid, og vi finner her ingen klar endring for innhold av Cd i lever i hønefugl mellom 1990-91 og 2000-01.

Denne undersøkelsen viser som for 1990-91 at vi har relativt lave Hg-verdier i hønefugl i Norge. Det er imidlertid betydelig variasjon i forekomstene av Hg, og en stor andel av den totale variasjonen er som i 1990-91 forårsaket av forskjeller mellom lokaliteter. Vi finner imidlertid ingen klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi nå finner for samme lokalitet, og det framkommer ikke noe klart regionalt mønster. Vi måler imidlertid litt høyere konsentrasjoner nå enn i 1990-91 både for de områdene i sør som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger og for de øvrige delene av landet. Vi antar at den lille økningen vi har i realverdier for Hg fra 1990-91 skyldes systematiske måleforskjeller mellom 1990-91 og 2000-01. Økningen er imidlertid litt større enn det referanseprøvene våre indikerer. Det vil derfor være viktig å følge med i endringer for Hg framover, og vi betrakter lever fra hønefugl som en nyttig parameter i denne sammenheng.

Vi finner lave konsentrasjoner av As for alle de tre undersøkte gruppene av fugl, med bare 12 % av målingene over vår deteksjonsgrense ($0,04 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv)). Lokalitetene med medianverdier over deteksjonsgrensen ligger i all hovedsak i sørlige og sørvestlige delene av landet, og for hønefuglene samlet kommer det fram et mønster med høyest konsentrasjoner av As i de områdene av Norge som er mest utsatt for langtransportert luftforurensning. Den forskjellen vi her finner mellom lokaliteter gir et rimelig godt grunnlag for senere vurderinger av regionale endringer i As-forekomster i hønefugl, selv om en betydelig andel av målingene ligger under deteksjonsgrensen.

Når det gjelder forekomstene av de essensielle metallene Cu og Zn finner vi her som for 1990-91 liten variasjon. Unormalt høye eller lave forekomster er ikke dokumentert fra noen områder. Det framkommer heller ingen regionale mønstre i forekomstene av disse metallene, og det var ingen klar sammenheng mellom konsentrasjoner målt for en lokalitet i 1990-91 og innhold målt for samme lokalitet i 2000-01.

De målte Se konsentrasjonene ligger i all hovedsak innen intervall som vi antar omfatter normalnivå for hønefugl i Norge. En betydelig andel av våre målinger ligger imidlertid under de grenser som er satt i sammenheng med Se mangel ($0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv)). Høyest verdier av Se måler vi i de områdene av Norge som er mest påvirket av langtransporterte luftforurensninger. Vi finner en signifikant samvariasjon mellom medianverdi for Se og flere av elementene inkludert i denne undersøkelsen. Klarest sammenheng er det med Pb som også er det stoffet som viser best samsvar med omfang av langtransportert luftforurensning. Se ser også ut til å samvarierer med (påvirkes av) metaller som ikke har samme regionale mønster som omfang av langtransporterte luftforurensning (Cd, Zn og Cu), noe som gjør det regionale mønsteret for Se mindre tydelig.

Al-konsentrasjonene er relativt lave for de undersøkte artene. Som for 1990-91 var det stor variasjon for Al, og vi fant en signifikant forskjell mellom lokaliteter for alle tre gruppene av fugl. Vi finner imidlertid ingen regionale mønstre, og det er ingen positiv sammenheng mellom konsentrasjoner målt i 1990-91 og de vi her finner for 2000-01. Dette tyder på at det innenfor samme lokalitet kan være store naturlige variasjoner i Al konsentrasjoner i lever. På grunn av denne store naturlige variasjonen av Al i lever og problemer med kontaminering av prøver, og derfor både usikre målinger og relativt høye deteksjonsgrenser, konkluderer vi her med det vil være best å benytte beinvev (metabolsk aktivt) for å få sikker informasjon om forekomster og akkumulering av Al i rype og orrfugl.

En stor andel av variasjonen for Rb kan tilskrives forskjeller mellom lokaliteter, men det framkommer ingen klare regionale mønstre i Rb-innhold i leverprøvene, selv om det er en tendens til at vi måler høyest verdier i områder med mye langtransportert luftforurensning. Et eventuelt økt innhold av Rb i de forsurrede områdene vil imidlertid være vanskelig å dokumentere på grunn av de store naturlige forskjeller vi har for surhet av jordsmonnet i Norge. Vi har imidlertid her en god

dokumentasjon for situasjonen slik den nå er, noe som gir et godt grunnlag for vurderinger av framtidige endringer for Rb i hønsfugl, eventuelt som følge av endringer av surhet i jordsmonnet.

Ingen av de undersøkte elementene forekommer i konsentrasjoner der akutte negative effekter på fuglene er forventet. Imidlertid er konsentrasjonen av Pb i sørligste delene av Norge betydelig høyere enn bakgrunnsverdiene, og for noen områder er konsentrasjonen av Cd svært høy. Eventuelle mer diffuse effekter av forhøyet Pb opptak og høyt Cd inntak på overlevelse og reproduksjon har vi lite kunnskap om (Pedersen & Sæther 1999, Kålås et al. 2000, Fossøy 2001). Som nevnt betrakter vi de høye konsentrasjonene av Cd i lirype som en naturlig effekt av mye vier (*Salix* spp.) i føden. Hønsfugl kan derfor naturlig ha høyt innhold av Cd, og det vil da være naturlig at arten har utviklet mekanismer (for eksempel avgiftning ved produksjon av metallotioniner og ved myting av fjær) for bedre å kunne tåle den høye konsentrasjonen av Cd i føden (Pedersen og Hylland 1995).

Konsentrasjonene av Cd og til dels også Pb i lever fra lirype og orrfugl ligger i områder med høyest forekomst over de maksimumsgrenser som anbefales for menneskeføde (for lever/innvoller av husdyr 1,5 mg kg⁻¹ (tv) både for Cd og Pb, se EU Regulering 466/2001 av 8 mars 2001). Muskel har imidlertid betydelig lavere konsentrasjoner av disse tungmetallene enn det som finnes i lever. Det høye innholdet av Cd og også til dels Pb i lever i dyr fra deler av landet reduserer derfor ikke verdien av kjøttet som føde for menneske. Imidlertid bør en begrense bruken av lever fra hønsfugler fra områdene med høyest konsentrasjoner av Cd og Pb. For mer informasjon om kosthold og tungmetaller henviser vi til Statens næringsmiddeltilsyn.

4 Litteratur

- Bendell-Young, L.I. & Bendell, J.F. 1999. Grit ingestion as a source of metal exposure in the spruce grouse, *Dendragapus canadensis*. – Environ. Pollut. 106: 405-412.
- Berthelsen, B.O., Steinnes, E., Solberg, W. & Jingsen, L. 1995. Heavy metal concentrations in plants in relation to atmospheric heavy metal deposition. – J. Environ. Qual. 24: 1018-1026.
- Bremner, I. 1979. Mammalian absorption, transport and excretion of cadmium. - . s. 175-194 i Webb, M., red. The Chemistry, Biochemistry and Biology of Cadmium. - Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.
- Connor, E.E., Scanlon, P.F. & Kirkpatrick, R.L. 1994. Bioavailability of lead from contaminated sediment in Northern Bobwhites, *Colinus virginianus*. – Arch. Environ. Cont. Toxicol. 27: 60-63.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for Terrestrisk Naturovervåking. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Dunlap, C.E., Steinnes, E. & Flegal, A.R. 1999. A synthesis of lead isotopes in two millennia of European air. – Earth and Planetary Science Letters 167: 81-88.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. - U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.10). 45 s.
- Eisler, R. 1988. Lead hazard to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. - U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.12). 134 s.
- Elinder, C-G. 1986. Zinc. - s. 664-680 i Friberg, L., Nordberg, G.F. Vouk, V.B., red. Handbook of the toxicology of metals 2. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Elinder, C-G. & Piscator, M. 1978. Cadmium and zinc relationships. - Environ. Health Perspect. 25: 129-132.
- Fimreite, N., Barth, E.K. & Munkejord, Aa. 1990. Cadmium and selenium levels in tetranoids from selected areas in Norway. - Fauna Norw. Ser. C, Cinclus 13: 79-84.
- Flueck, W.T. 1994. Effects of trace elements on population dynamics: Selenium deficiency in free-ranging Black-Tailed Deer. - Ecology 75: 807-812.
- Folkesson, L., Nyholm, N.E.I., & Tyler G. 1990. Influence of acidity and other soil properties on metal concentrations in forest plants and animals. – Science Tot. Environ. 96: 211-233.
- Fossøy, F. 2001. Effects of a sublethal contamination of lead on parental behaviour and chick survival in free-living female Willow Ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*). – Cand. scient thesis, Department of Zoology, University of Bergen.
- Frøslie, A. & Norheim, G. 1983. Copper, molybdenum, zinc and sulphur in Norwegian forages and their possible role in chronic copper poisoning in sheep. - Acta Agr. Scand. 33: 97-104.
- Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in livers from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - Acta Vet. Scand. 23: 333-345.

- 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 1965-83. - *Environ. Pollut. Ser. B.* 11: 91-108.
- Ganrot, P.O. 1986. Metabolism and possible health effects of aluminium. - *Environ. Health Persp.* 66: 363-441.
- Gjerstad, K.O. & Hanssen, I. 1984. Experimental lead poisoning in willow ptarmigan. - *J. Wildl. Manage.* 48: 1018-1022.
- Gjølgali, O. 1998. Fysiologiske og atferdsmessige endringer hos kjøttmeis (*Parus major* L.) ved eksperimentell blybelastning. - *Cand Scient. Department of Chemistry, University of Trondheim.*
- Goede, A.A. 1985 Mercury, selenium, arsenic and zinc in waders from the Dutch Wadden Sea. - *Environ. Pollut.* 37: 287-309.
- Goyer, R.A. 1986. Toxic effects of metals. - s. 582-635 i Klaassen, C.D., Amdur, M.O. & Doull, J., red. *Casarett and Doull's toxicology.* Macmillan Publishing Company, New York.
- Greger, J.L. & Baier, M.J. 1983. Excretion and retention of low or moderate levels of aluminium by human subjects. - *Food Chem. Toxicol.* 21: 473-477.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Herredsvæla, H. 1985. Blyundersøkelser av sangsvane *Cygnus cygnus*, knoppsvane *Cygnus olor* og stokkand *Anas platyrhynchos*. - Norsk Ornitologisk Forening, Avd. Rogaland. Rapp. 2.
- Herredsvæla, H. & Munkejord, A. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - *Vår Fuglefauna* 11: 75-77.
- Holt, G. 1969. Mercury residues in wild birds in Norway 1965-67. - *Nord. Vet.-Med.* 21: 105-114.
- Høgberg, J. & Alexander, J. 1986. Selenium. - s. 482-520 i Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B., red. *Handbook on the toxicology of metals 2.* Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam.
- Hörnfeldt, B., Løfgren, O. & Carlson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to plant production indices in Northern Sweden. - *Oecologia* 68: 496-502.
- Kabata-Penidas, A. & Penidas, H. 1984. Trace elements in soil and plants. - CRS Press Inc., Florida.
- Karlsen, S. 1983. Winter food preferences of the mountain hare in Norway. - *Finnish Game Res.* 41: 67-74.
- Ishinishi, N., Tsuchiya, K., Walter, M. & Fowler, B.A. 1986. Arsenic. - s. 43 - 83 i Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. *Handbook on the toxicology of metals 2.* Elsevier, Amsterdam.
- Jensen, L.S. 1968. Selenium deficiency and impaired reproduction in Japanese quail. - *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 128: 970-972.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. - NINA Oppdragsmelding 132: 1 - 38.
- 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. & Fjølstad, M. 1995. Effekter av kronisk eksponering for bly (Pb) og kadmium (Cd) i nyre- og hjernevev hos lirype. - s. 6-17 i Pedersen, H.C., red. *Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter.* NINA Oppdragsmelding 387.
- Kålås, J.A. & Øyan, H.S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. - NINA Oppdragsmelding 491: 1-22.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. - *Environ. Pollut.* 107: 21-29.
- Kaasa, J. 1959. En undersøkelse av næringen hos orrfuglen (*Lyrurus tetrix*) i Norge. - *Medd. Stat. Viltundersøkelser.* 2. Serie nr. 4., Trondheim.
- Larison, J.R., Likens, G.E., Fitzpatrick, J.W. & Crock, J.G. 2000. Cadmium toxicity among wildlife in the Colorado Rocky Mountains. - *Nature* 406: 181-183.
- Lindqvist, O. 1991. Mercury in the Swedish environment. - *Water, Air, Soil Pollut.* 55: 1-261.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - *Dir. for naturforvaltning. Rapp.* 1989,8: 1-98.
- Løbersli, E. 1991. Soil acidification and metal uptake in plants. - *Dr. scient. avh. Univ. Trondheim.*
- Låg, J. & Steinnes, E. 1974. Soil selenium in relation to precipitation. - *Ambio* 3: 237-238.
- Martinez, C.E. & Motto, H.L. 1999. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. - *Environ. Pollut.* 107: 153-158.
- Mushak, P. 1985. Potential impact of acid precipitation on arsenic and selenium. - *Environ. Health Perspect.* 63: 105-113.
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. - *Hovedf. oppg. Univ. Trondheim.*
- Myklebust, I. & Pedersen, H.C. 1999. Accumulation and distribution of cadmium in Willow Ptarmigan. - *Ecotoxicology* 8: 457-465.
- Norris, C., Norris, E. & Myrberget, S. 1979. Food preference of captive willow grouse *Lagopus lagopus*. - *Fauna Norv. Ser. C, Cinclus* 2: 49-52.
- Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. - *DN-notat* 9: 1-58.
- Nybø, S. & Jerstad, K. 1997. Fossekallen; hva vet vi om virkninger av sur nedbør, kalking og miljøgifter. - *DN-utredning* 1997-8: 1-43.
- Nygård, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. - *NINA Utredning* 21: 1-34.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1986. Metaller i dagdjur och fåglar. Litteraturstudie. - *Statens naturvårdsverk, Rapport snv.* pm 1986: 1-104.
- Nyholm, N.E.I., & Tyler G. 2000. Rubidium content of plants, fungi and animals closely reflect potassium and acidity conditions of forest soils. - *Forest Ecol. Manage.* 134: 89-96.

- Ohlson, M. & Staaland, H. 2001. Mineral diversity in wild plants: benefits and bane for moose. – *Oikos* 94: 442-454.
- Peakall, D. 1992. Animal biomarkers as pollution indicators. - Chapman & Hall Ecotoxicology Series. Chapman & Hall, London.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensing på terrestriske dyr i Norge. - NINA Utredning 5: 1-54.
- Pedersen, H.C. & Hylland, K. 1995. Metallotionein hos lirype med forskjellig naturlig kadmiumbelastning. – s. 18-25. i Pedersen, H.C., red. Kadmium og bly i lirype: akkumulering og cellulære effekter. - NINA Oppdragsmelding 387.
- Pedersen, H.C. & Sæther, M. 1999. Effects of cadmium on parental behaviour in free-living willow ptarmigan hens. – *Ecotoxicology* 8: 1-7.
- Pedersen, H.C. & Fossøy, F. 2000. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan populations. - NINA Oppdragsmelding 646: 1-31.
- Rebar, A.H. & Vleet, J.F. van. 1977. A correlative study of hepatic selenium levels and depletion rate with the onset of selenium-vitamin E deficiency disease in the chick. - *Poultry Science* 56: 797-800.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. – *Environ. Pollut.* 46: 263-295.
- Scheuhammer, A.M. 1996. Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. – *Environ. Pollut.* 94: 337-343.
- Steinnes, E. 1987. Impact of long-range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway. – s. 107-117 i Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., red. Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic and the Environment, John Wiley and Sons Ltd.
- Steinnes, E. 1997. Trace element profiles in ombrogenous peat cores from Norway: Evidence of long range atmospheric transport. – *Water, Air, Soil Pollut.* 100: 405-413.
- Steinnes, E. 2001. Metal contamination of the natural environment in Norway from long range atmospheric transport. – *Water, Air, Soil Pollut.: Focus* 1: 449-460.
- Steinnes, E., & Brevik, E.H. 1987. Miljøgifter i terrestriske miljø i Norge. - SFT Rapport 83: 1-66.
- Steinnes, E., Røyset, O., Vadset, M. & Vogt, N.B. 1993. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 1990. - SFT Rapport 523/93.
- Steinnes, E., Solberg, W., Petersen, H.M. & Wren, C. 1989. Heavy metal pollution by long range atmospheric transport in natural soil of southern Norway. - *Water, Air, Soil Pollut.* 45: 207-218.
- Steinnes, E., Allen, R.O., Petersen, H.M., Rambæk, J.P. & Varskog, P. 1997. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soil in Norway from long-range atmospheric transport. – *Science Tot. Environ.* 205: 255-266.
- Steinnes, E., Berg, T., Sjøbakk, T.E., Uggerud, H. & Vadset, M. 2001. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 2000. - SFT Rapport 838/2001.
- Tuschiya, K. 1986. Lead. - s. 292-353 i Friberg, L., Nordberg, G.F. & Vouk, V.B., red. Handbook on the toxicology of metals 2. Elsevier, Amsterdam.
- Wren, C.D., Nygård, T. & Steinnes, E. 1994. Willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) as a biomonitor of environmental metal levels in Norway. – *Environ. Pollut.* 85: 291-295.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2001. - SFT Rapport 847/02.
- Aaseth, J. & Norseth, T. 1986. - s. 233-254 i Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B., red. Copper. Handbook on the toxicology of metals 2. Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam.

Vedlegg 1

Oversikt over innsamlingslokaliteter og antall inkluderte prøver fra forskjellige grupper av hønsfugl (ad. – voksne fugler, juv. – ungfugler) for de aktuelle lokalitetene i 2000-01. **Lok** - lokalitetsnummer (samme som for vedlegg 2, 3 og 4), **Fylke** - fylkesnummer (4 - Hedmark, 5 - Oppland, 6 - Buskerud, 9 - Telemark, 9 - Aust-Agder, 10 - Vest-Agder, 11 - Rogaland, 12 - Hordaland, 14 - Sogn & Fjordane, 15 - Møre & Romsdal, 16 Sør-Trøndelag, 17 - Nord-Trøndelag, 18 - Nordland, 19 - Troms, 20 – Finnmark), **UTM-koor.** – kartreferanse for innsamlingsområde (WGS84). **Avst. 91-01** – avstand mellom sentrum av innsamlingsområde i 1990-91 og i 2000-01 - Distribution of grouse samples for the actual localities. **Lok** - locality number (number as in appendix 2, 3 and 4), **Fylke** - county number (see information above), **UTM-koor.** - map reference (WGS84), **Kontaktperson** - local contact, **Lirype** – *Lagopus lagopus*, *Orrfugl* - *Tetrao tetrix*. **Avst. 91-01** – distance between sampling area in 1990/91 compared with 2000/01.

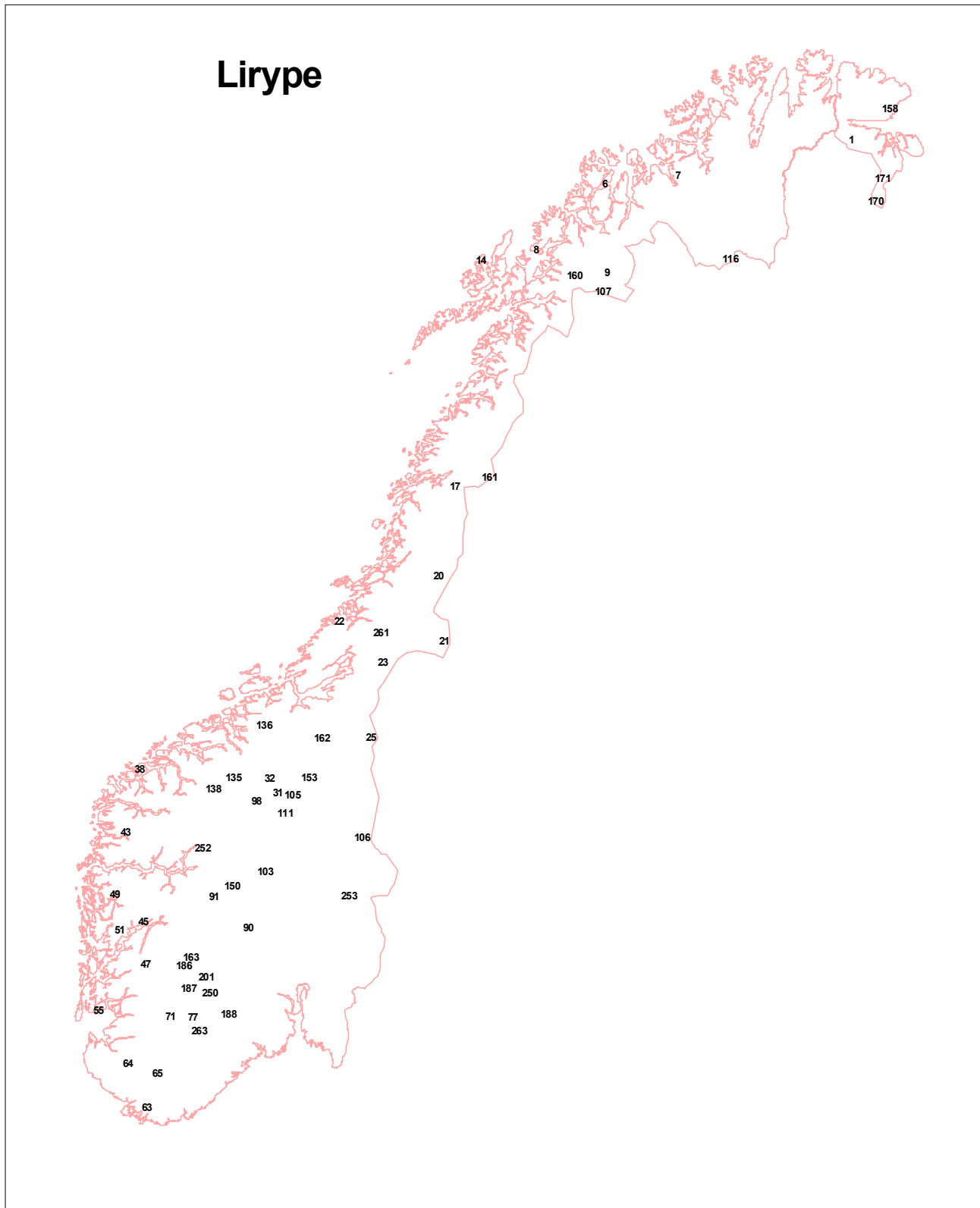
Lok	Fylke	UTM-koor.	Kommune	Kontaktperson	Lirype ad.	Orrfugl ad.	Orrfugl juv.	Avst. 91-01
1	20	35WNT600630	Nesseby	Geir Kristiansen	5			< 10 km
6	19	34WDC440530	Karlsøy	Bjørnar Lilleby	3	4		< 10 km
7	19	34WEC460550	Kvænangen	Halgeir Frantzen	2			< 10 km
8	19	33WWS790670	Tranøy	Nils-Ingvar Grønvik	5			< 10 km
9	19	34WDB350310	Målselv	Olav Voigt	6			< 10 km
14	18	33WWS030520	Øksnes	Vidar Carlsen	5			< 10 km
17	18	33WVP680400	Rana	Kari B. Johansen	4			< 10 km
20	17	33WVN450170	Røyrvik	Roar Forbord	6			< 10 km
21	17	33WVM520260	Lierne	Reidar Andersen	5			20 km
22	17	32WNS960500	Flatanger	Gunnar Einvik	4	2	1	< 10 km
23	17	33VUL680970	Steinker	Tor Arne Bade	5	3	2	< 10 km
25	16	33VUK520940	Tydal	Steinar Dahl	5			< 10 km
31	16	32VNQ330060	Oppdal	John Atle Kålås	6			< 10 km
32	16	32VNQ200250	Oppdal	Sten Svartaas	4			< 10 km
38	15	32VLQ410200	Ulstein	Tor Flatin	3	4	1	< 10 km
43	14	32VLP280330	Florø	Kjell Tonheim	5			< 10 km
45	12	32VLN650120	Voss	Jon Arvid Himle	4			< 10 km
47	12	32VLM730540	Odda	Lars Edvard Isdal	1			< 10 km
49	12	32VLN220460	Modalen	Egil Hauge	4			< 10 km
51	12	32VLM330970	Kvam	Arvid Holt	6	2	4	< 10 km
55	11	32VLL140850	Tysvær	Frode Yrke	1	1	1	< 10 km
60	11	32VLK580950	Lund	Olav Steinberg		1	5	< 10 km
61	11	32VLK440900	Lund	Sigmund Lagård		1	4	ny lok. 02
63	10	32VLK920580	Lyngdal	Svein Hovden	1	3	3	15 km
64	10	32VLL610150	Sirdal	Ivar Skregelid	3			18 km
65	10	32VML020060	Åseral	Kjell Ola Austrud	5			< 10 km
67	9	32VML870360	Gjerstad	Arne Gunnerud		1	6	< 10 km
71	9	32VML130850	Bykle	Knut Holsemø	2			< 10 km
73	8	32VNL370830	Siljan	Odd F. Steen		2	3	12 km
77	8	32VML440860	Tokke	Asbjørn Timland	2			< 10 km
90	6	32VNN090170	Nes	Kåre Rasmushaugen	4	1	2	< 10 km
91	6	32VMN590540	Hemsedal	Odd Sandaker	4			< 10 km
98	5	32VNP050910	Lesja	Stein Løkken	5			< 10 km
103	5	32VNN270960	Gausdal	Per Magne Volden	5			< 10 km
105	4	32VNQ540050	Folldal	Odd Enget	6			< 10 km
106	4	32VPP550550	Engerdal	Dagfinn Lillestu	3			10 km
107	19	34WDB270050	Bardu	Jan Lukashaugen	4			10 km
111	4	32VNP460790	Dovre	Odd Enget	1			< 10 km
116	20	34WFB080320	Kautokeino	Dag Verlo	3			20 km
135	15	32VMQ700210	Nesset	Torstein Oppigard	3			< 10 km
136	15	32VNQ060960	Rindal	Jon P. Lilleløkken	5			< 10 km

Vedlegg 1 forts.

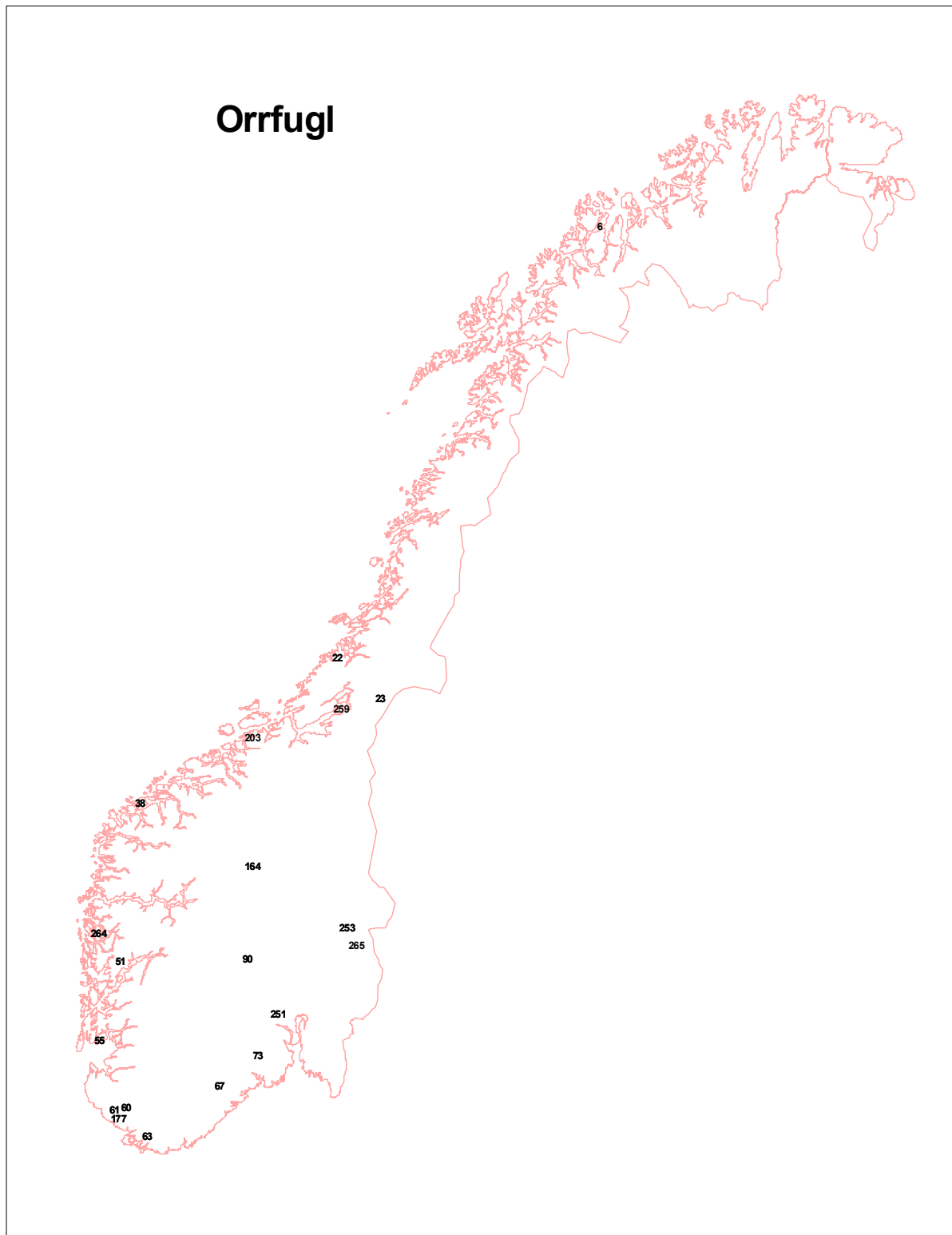
Lok	Fylke	UTM-koor.	Kommune	Kontaktperson	Lirype ad.	Orrfugl ad.	Orrfugl juv.	Avst. 91-01
138	15	32VMQ450030	Rauma	Per Fiva	3			< 10 km
150	5	32VMN830720	Vestre Slidre	Harald Ranum	5			10 km
153	4	32VNQ750310	Tynset	Erik Ydse	3			< 10 km
158	20	36WUC940930	Nord-Varanger	Eirik Karlsen	3			< 10 km
160	19	34WCB900300	BarduØ	Jan Lukashaugen	5			< 10 km
161	18	33WWP160530	Rana	Arild Bjørge	6			< 10 km
162	16	32VNQ880870	MidtreGauldal	Øyvind Skurdal	5			< 10 km
163	8	32VMM350690	Nore og Uvdal	Bjørn Br. Pedersen	3			< 10 km
164	5	32VNP050480	Vågå	Ola Barikmo		1	3	< 10 km
170	20	35WNS780730	Sør-Varanger	Thor Lunndal	2			< 10 km
171	20	35WNT930010	Sør-Varanger	Thor Lunndal	2			< 10 km
177	11	32VLK510780	Sokndal	Sigmund Lagård		3	3	< 10 km
186	8	32VMM260560	Vinje	Halvor Loftsgarden	2			< 10 km
187	8	32VMM350270	Vinje	Halvor Loftsgarden	3			< 10 km
188	8	32VML940950	Seljord	Odd Høydahl	2			< 10 km
201	8	32VMM580440	Tinn	Svein H. Hoseth	4			< 10 km
203	15	32VMR880270	Aure	Sten Svartaas			2	< 10 km
250	10	32VMM650230	Hjartdal	Odd Høydahl	3			ny lok. 02
251	6	32VNM600450	Modum	Morten Eken		1	4	ny lok. 02
252	14	32VMP370200	Skjolden	Einar Fortun	4			ny lok. 02
253	4	32VPN440740	Elverum	Nils Nordhagen	1	3	4	ny lok. 02
259	17	32VPR080780	Levanger	John Atle Kålås		1		ny lok. 02
261	17	33WUM650370	Snåsa	Peder Fiske	6			ny lok. 02
263	10	32VML550700	Fyresdal	Asbjørn Timland	1			ny lok. 02
264	12	32VKN990340	Lindås	Egil Hauge		1	1	ny lok. 02
265	4	32VPN600500	Elverum	Per Erik Reitan			5	ny lok. 02

Vedlegg 2

Geografisk plassering av innsamlingslokaliteter for lirype og orrfugl i 2000-01. Lokalitets-nummer er de samme som gitt i vedlegg 1, 3 og 4. - Distribution of localities for *Lagopus lagopus* (lirype) and *Tetrao tetrix* (orrfugl). Locality numbers as given in appendix 1, 3 and 4.



Vedlegg 2 forts.:



Unge orrfugl, juvenile *Tetrao tetrix*, forts.

JNR	FYLKE	KJ	LOK	DATO	DØD	FRYS	VEKT	CD	PB	CU	ZN	HG	AL	SE	AS	RB	
208203	8	2	73	11 11	1999	2	96	853	3,0	1,48	9,9	94	0,036	0,89	1,82	<0,040	45,6
208204	8	1	73	10 9	2001	2	96	800	2,5	0,69	9,6	76	0,061	<0,80	1,68	<0,040	74,4
208205	8	1	73	15 9	2000	2	96	980	2,9	1,52	9,6	83	0,051	1,23	1,49	<0,040	62,2
209201	9	1	67	14 9	2001	2	48	1024	6,0	4,11	11,6	89	0,044	1,52	2,97	0,06	92,3
209202	9	1	67	13 9	2001	2	72	1060	3,6	2,60	13,1	95	0,069	2,30	2,99	0,093	73,0
209203	9	2	67	15 9	2001	2	,	740	4,8	3,25	12,2	96	0,048	<0,80	2,74	0,054	85,1
209205	9	2	67	13 9	2001	2	48	518	3,1	0,85	9,5	75	0,067	0,86	2,16	<0,040	59,3
209206	9	1	67	15 9	2001	2	,	878	3,5	1,98	9,6	82	0,056	1,11	2,67	<0,040	62,1
209207	9	2	67	15 9	2001	2	24	713	3,6	0,75	9,0	69	0,041	<0,80	2,22	0,053	53,8
210201	10	2	63	5 10	2001	2	24	800	3,9	1,03	9,7	99	0,019	2,56	1,91	0,045	45,3
210203	10	1	63	10 9	2001	2	24	1070	9,5	0,45	8,4	73	0,021	1,46	1,96	0,054	44,9
210205	10	2	63	25 9	2001	2	24	888	6,7	3,59	13,9	111	0,033	2,16	2,57	0,115	48,6
211219	11	2	55	19 12	2001	2	7	775	4,1	2,19	9,9	92	0,060	<0,80	2,28	<0,040	19,9
211207	11	2	60	24 9	2000	2	5	855	3,0	0,62	6,4	57	0,023	<0,80	0,99	0,04	21,8
211208	11	2	60	22 10	2000	2	2	818	5,5	1,52	11,3	92	0,050	<0,80	1,16	<0,040	14,8
211209	11	1	60	15 10	2000	2	5	1224	7,7	2,49	11,5	83	0,048	1,40	1,02	0,094	17,6
211211	11	2	60	14 10	2000	2	4	978	6,9	2,21	14,0	108	0,052	0,97	1,53	0,072	18,6
211212	11	2	60	14 10	2000	2	1	944	5,4	3,14	12,6	99	0,047	,	1,44	0,065	22,1
211213	11	2	61	3 10	2000	2	4	815	3,0	<0,80	9,1	71	0,032	<0,80	1,46	<0,040	28,0
211216	11	2	61	18 9	2000	2	3	614	3,4	0,47	11,3	78	0,061	<0,80	2,01	<0,040	31,0
211217	11	2	61	24 9	2000	2	4	805	4,1	0,38	9,5	65	0,022	<0,80	1,34	<0,040	33,5
211218	11	2	61	18 9	2000	2	3	949	5,3	0,36	10,2	78	0,021	<0,80	1,35	<0,040	29,1
211202	11	1	177	17 9	2000	2	37	1112	3,9	0,96	14,5	79	0,038	,	1,73	0,055	24,5
211203	11	2	177	17 9	2000	2	35	825	4,7	1,61	11,3	81	0,035	,	1,69	0,054	19,3
211206	11	1	177	17 9	2000	2	37	1130	5,6	1,64	10,8	88	0,034	1,19	2,27	0,098	22,9
212201	12	1	51	1 10	2000	2	170	977	1,9	0,73	10,0	64	0,030	,	1,19	<0,040	21,1
212202	12	1	51	19 12	2000	1	6	1265	3,4	0,95	10,5	103	0,037	,	1,13	<0,040	71,8
212203	12	1	51	1 10	2000	2	170	1256	2,1	1,09	10,7	77	0,036	4,66	1,28	0,06	31,2
212205	12	2	51	26 11	2001	1	4	842	3,9	0,39	8,3	69	0,032	<0,80	1,33	<0,040	25,8
212208	12	1	264	10 11	1998	2	72	1149	4,7	1,17	8,7	61	0,043	<0,80	0,81	<0,040	11,4
215203	15	2	38	2 10	2000	2	8	812	2,4	0,17	11,5	93	0,057	,	1,87	<0,040	20,7
215206	15	2	203	26 9	2001	1	5	855	2,2	0,16	10,0	81	0,045	3,73	1,18	<0,040	18,5
215207	15	2	203	26 9	2001	1	8	869	1,5	0,17	10,6	92	0,054	,	1,11	<0,040	19,1
217202	17	1	22	5 11	2000	2	120	584	0,5	0,10	11,4	89	0,141	<0,80	2,09	<0,040	17,3
217205	17	2	23	27 11	2001	2	24	,	1,7	0,16	12,2	118	0,103	,	0,82	<0,040	38,3

Vedlegg 4

Antall undersøkte individ (n) og medianverdier for de aktuelle elementene fordelt på lokaliteter og prøvetyper for innsamlingsrunden 2000-01. Alle konsentrasjoner oppgitt som mg kg⁻¹, tørrvekt. Lokalitetsnummer (Lok) er det samme som gitt i vedlegg 1, 2 og 3. – Sample size (n) and median values for the actual elements and localities. All concentrations given as mg kg⁻¹, dry weight. Locality numbers (Lok) as given in appendix 1, 2 and 3.

A) Voksne lirype, adult *Lagopus lagopus*

Lok	n	Cd	Pb	Hg	As	Al	Se	Cu	Zn	Rb
1	5	5,4	0,29	0,049	< 0,04	< 0,8	0,91	11,3	87	29,8
6	3	5,3	0,70	0,045	< 0,04	< 0,8	0,79	13,2	85	54,8
7	2	13,0	0,48	0,072	0,046	< 0,8	0,84	10,1	76	20,5
8	5	8,7	0,41	0,025	< 0,04	< 0,8	1,29	12,8	94	32,9
9	6	11,6	0,31	0,024	< 0,04	< 0,8	0,71	12,7	96	46,5
14	5	5,2	0,44	0,032	< 0,04	3,47	1,30	12,1	88	13,6
17	4	8,7	0,27	0,019	< 0,04	< 0,8	0,93	12,2	91	42,6
20	6	7,2	0,39	0,026	< 0,04	< 0,8	0,81	11,6	81	53,5
21	5	6,4	0,68	0,036	< 0,04	< 0,8	0,79	14,2	95	54,9
22	4	6,2	1,18	0,051	< 0,04	< 0,8	1,05	10,8	85	25,4
23	5	10,7	0,79	0,025	< 0,04	1,14	1,05	14,2	101	29,9
25	5	4,3	0,43	0,014	< 0,04	1,67	0,52	11,8	73	52,6
31	6	12,7	0,28	0,029	< 0,04	0,92	0,41	11,5	91	27,7
32	4	3,8	0,23	0,059	< 0,04	< 0,8	0,71	11,1	77	46,4
38	3	5,2	0,68	0,042	< 0,04	< 0,8	1,08	11,8	79	14,5
43	5	8,0	1,73	0,036	< 0,04	2,19	1,71	13,2	102	31,8
45	4	12,1	3,23	0,040	0,056	< 0,8	1,46	13,4	108	46,4
47	1	4,0	0,71	0,043	< 0,04	1,01	1,64	16,2	105	24,7
49	4	6,8	1,34	0,024	< 0,04	< 0,8	1,22	12,0	86	48,1
51	6	16,8	2,36	0,043	< 0,04	< 0,8	1,57	12,9	105	54,3
55	1	15,9	6,79	0,039	< 0,04	1,28	2,08	13,3	101	27,2
63	1	7,9	3,76	0,036	< 0,04	2,83	1,32	10,3	83	48,7
64	3	7,2	2,59	0,038	< 0,04	< 0,8	1,62	14,7	87	42,7
65	5	7,1	2,75	0,027	< 0,04	< 0,8	0,91	13,5	92	36,0
71	2	6,6	0,69	0,184	< 0,04	0,71	1,17	12,9	103	36,2
77	2	19,3	6,61	0,089	< 0,04	< 0,8	1,41	14,7	113	75,2
90	4	27,7	0,51	0,040	< 0,04	< 0,8	0,53	11,2	98	48,3
91	4	6,4	0,38	0,026	< 0,04	< 0,8	0,42	11,8	73	25,8
98	5	6,5	0,29	0,103	< 0,04	< 0,8	1,32	10,6	86	36,3
103	5	8,3	0,81	0,042	< 0,04	1,69	0,47	10,9	77	21,4
105	6	16,6	0,20	0,027	< 0,04	< 0,8	0,68	12,1	92	34,8
106	3	7,9	0,60	0,066	< 0,04	0,95	0,69	12,0	102	22,6
107	4	11,1	0,40	0,062	< 0,04	0,99	0,74	12,5	85	43,4
111	1	6,2	0,31	0,087	< 0,04	2,20	0,55	7,5	66	19,4
116	3	12,1	0,47	0,118	< 0,04		0,63	13,2	99	59,3
135	3	2,9	0,30	0,052	< 0,04	< 0,8	0,73	12,1	84	46,1
136	5	4,3	0,80	0,023	< 0,04	3,85	0,75	10,5	74	39,9
138	3	3,6	0,71	0,024	< 0,04	< 0,8	1,09	12,3	78	64,1
150	5	13,7	1,48	0,029	< 0,04	1,43	0,66	13,2	103	35,9
153	3	13,3	0,94	0,133	< 0,04	< 0,8	0,70	13,8	103	29,2
158	3	7,6	0,65	0,048	< 0,04	0,95	1,33	11,2	84	19,5
160	5	13,2	0,69	0,023	< 0,04	< 0,8	1,13	12,3	89	54,1
161	6	11,2	1,20	0,063	< 0,04	< 0,8	0,87	11,7	95	37,5
162	5	5,7	0,22	0,028	< 0,04	1,17	0,70	11,9	85	30,7
163	3	6,0	2,07	0,026	< 0,04	< 0,8	0,64	11,1	92	91,8
170	2	7,4	0,27	0,082	< 0,04	1,89	0,92	11,4	128	39,8
171	2	3,3	0,65	0,094	< 0,04	1,66	0,98	11,0	81	52,9
186	2	12,1	1,34	0,101	< 0,04	< 0,8	0,87	11,7	95	133,3
187	3	21,6	1,19	0,140	< 0,04	1,39	0,58	14,4	98	48,9
188	2	9,1	4,72	0,032	< 0,04	1,38	1,17	11,4	90	34,9
01	4	8,4	0,49	0,013	< 0,04	< 0,8	0,85	12,5	99	51,0
250	3	10,4	1,20	0,042	< 0,04	1,26	0,85	13,3	98	53,4
252	4	9,5	0,55	0,084	< 0,04	< 0,8	0,85	13,1	101	62,7
253	1	4,0	1,11	0,035	< 0,04	3,06	0,52	8,9	66	24,5
261	6	4,4	0,37	0,030	< 0,04	0,78	0,67	12,4	87	31,7
263	1	11,0	1,14	0,026	< 0,04	< 0,8	1,26	13,4	97	52,0

B) Voksne orrfugl, adult *Tetrao tetrix*

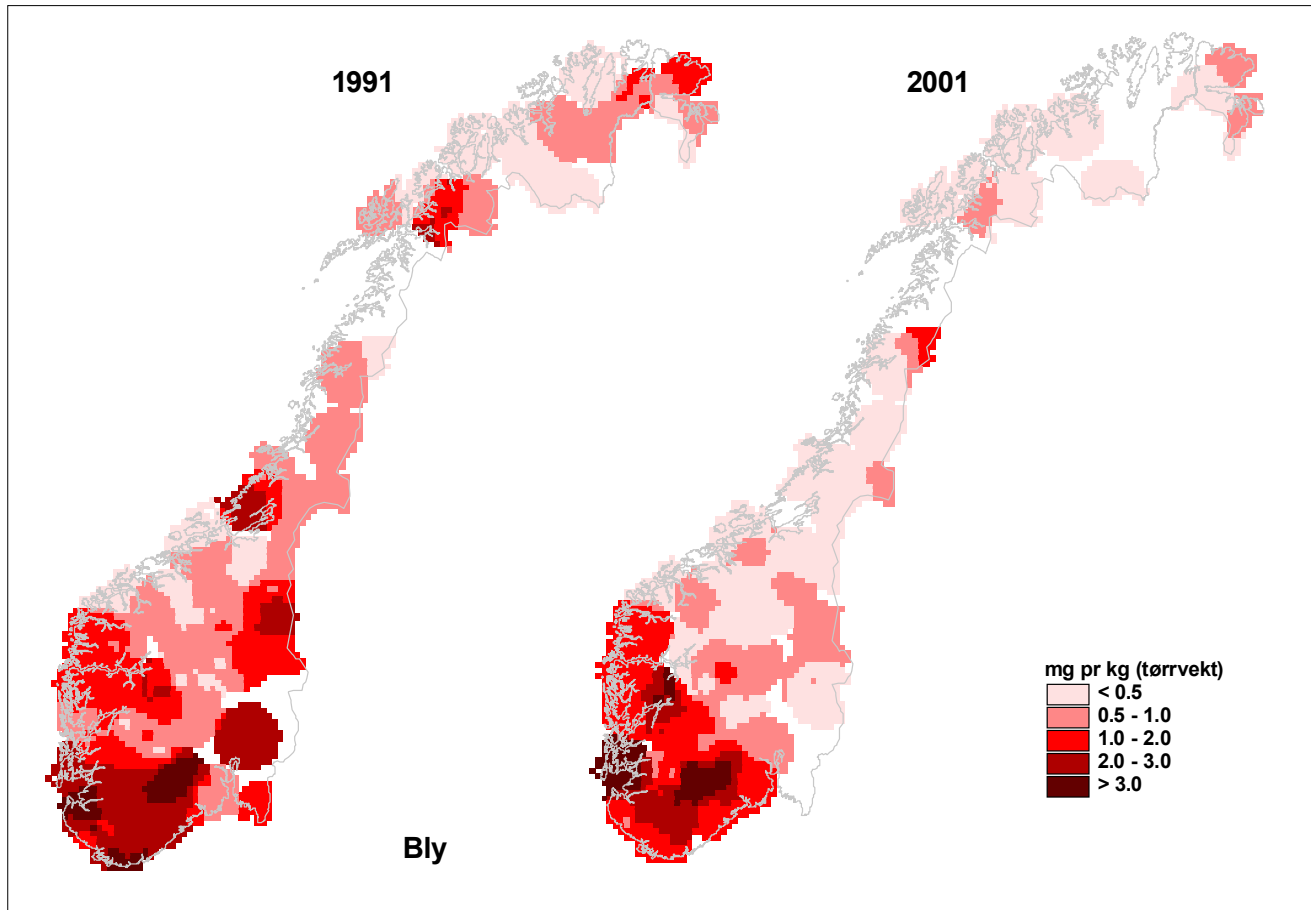
Lok	n	Cd	Pb	Hg	As	Al	Se	Cu	Zn	Rb
6	4	1,3	0,19	0,018	< 0,04	1,02	0,60	9,8	75	43,0
22	2	2,0	0,24	0,030	0,096	< 0,8	0,63	7,9	67	16,2
23	3	1,6	0,22	0,018	< 0,04	6,92	0,61	6,6	61	20,2
38	4	2,6	0,32	0,059	< 0,04	2,86	0,92	12,2	90	23,4
51	2	4,0	0,55	0,025	0,045	2,08	1,23	10,4	86	40,7
55	1	8,2		0,121	0,073	< 0,8	2,58	12,6	126	23,9
60	1	6,6		0,037	0,260	< 0,8	0,99	10,7	104	17,7
61	1	5,5	0,93	0,023	< 0,04	< 0,8	1,26	8,2	65	25,1
63	3	6,3	1,82	0,059	0,060	1,50	1,44	12,5	107	57,7
67	1	5,3	1,65	0,040	< 0,04	0,81	1,24	9,6	90	82,3
73	2	3,5	3,06	0,038	< 0,04	< 0,8	1,14	9,9	70	61,4
90	1	3,0	0,25	0,022	< 0,04	< 0,8	0,74	7,4	58	63,8
164	1	3,1	0,23	0,035	< 0,04	< 0,8	0,65	10,8	79	58,8
177	3	8,1	3,47	0,049	0,068	1,73	1,96	14,1	109	19,6
251	1	9,3	0,93	0,041	< 0,04	1,77	0,84	10,7	80	75,4
253	3	4,7	0,66	0,016	< 0,04	1,13	0,94	10,8	91	36,9
259	1	3,4		0,038	< 0,04	< 0,8	1,34	10,5	83	14,0
264	1	7,9	1,38	0,032	< 0,04	< 0,8	1,88	13,5	94	21,8

C) Unge orrfugl, juvenile *Tetrao tetrix*

Lok	n	Cd	Pb	Hg	As	Al	Se	Cu	Zn	Rb
22	1	0,5	0,10	0,141	< 0,04	< 0,8	2,09	11,4	89	17,3
23	2	2,0	0,16	0,082	< 0,04		1,18	10,4	100	32,3
38	1	2,4	0,17	0,057	< 0,04		1,87	11,5	93	20,7
51	4	2,7	0,84	0,034	< 0,04	2,63	1,23	10,3	73	28,5
55	1	4,1	2,19	0,060	< 0,04	< 0,8	2,28	9,9	92	19,9
60	5	5,5	2,21	0,048	0,065	0,79	1,16	11,5	92	18,6
61	5	3,7	0,43	0,027	< 0,04	< 0,8	1,41	9,9	74	30,1
63	3	6,7	1,03	0,021	0,054	2,16	1,96	9,7	99	45,3
67	7	3,6	2,29	0,052	0,053	0,98	2,70	10,6	86	67,5
73	3	2,9	1,48	0,051	< 0,04	0,89	1,68	9,6	83	62,2
90	2	1,1	0,34	0,030	< 0,04	0,95	0,58	8,7	68	70,8
164	3	1,4	0,25	0,032	< 0,04	1,07	0,69	9,8	72	49,4
177	3	4,7	1,61	0,035	0,055	1,19	1,73	11,3	81	22,9
203	2	1,9	0,17	0,049	< 0,04	3,73	1,14	10,3	86	18,8
251	4	4,1	0,75	0,021	0,037	1,43	0,99	9,0	68	73,1
253	4	1,5	0,42	0,024	< 0,04	0,96	1,07	10,4	78	42,3
264	1	4,7	1,17	0,043	< 0,04	< 0,8	0,81	8,7	61	11,4
265	6	2,9	0,25	0,039	< 0,04	0,90	0,81	10,5	80	87,9

Vedlegg 5

Beregnete konsentrasjoner for innhold av bly i lever fra hønefugl i henholdsvis 1990-91 og 2000-01. Det er brukt medianverdi for alle innsamlede hønefugler (voksne liryper og unge og voksne ørrfugl samlet) og bare de lokaliteter der to eller flere individ er undersøkt er inkludert. Kartene er laget i Arc-View og vi har brukt en 'påvirkningsdistanse' på 60 km. Basert på data fra 80 lokaliteter i 1990-91 og 63 lokaliteter i 2000-01. - Estimated median concentrations of lead in grouse livers in 1990-01 and 2000-01, respectively. Based on data from 80 locations in 1990-91 and 63 locations for 2000-01.



Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 8-1989: 1-98.
- 1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat 2: 1-98.
- 2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24:1-49.
- 3. Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28: 1-21.
- 4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding 25: 1- 31.
- 5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekkteilinger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil): 1-168.
- 6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21: 1-34.
- 7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding 37: 1-15.
- 8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991- 4: 1-38.
- 9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991- 9: 1-62.
- 10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991- 6: 1-50.
- 11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil): 1-14.
- 12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8: 1-35.
- 13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsuringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil):1-28.
- 14. Jensen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil): 1-20.
- 15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- 16. Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
- 17. Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil).
- 18. Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding 62: 1-15.
- 19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil): 1-17.
- 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 85: 1-41.
- 21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking . Moser- en kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil).
- 22. Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 31/91: 1-21.
- 23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil).
- 24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
- 25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding 42: 1-35.
- 26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding 83: 1-26.

27. Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation - environment relationships of boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia*, 16: 1 - 254. Oslo.
28. Skaare, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil):1-10.
- 29* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram. Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3: 1-30.
- 30 0 Jensen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92: 1-25.
- 31 1 Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990-91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92: 1-54.
- 32 Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3: 1-73.
- 33 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.
- 34 Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- 35 Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil): 1-27.
- 36 Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Meddelelser nr. 121: 1-54.
- 37 Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
- 38 Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148: 1-23.
- 39 Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH: 1-50.
- 40 Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell. NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- 41 Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- 42 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- 43 Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93: 1-64.
- 44 Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93: 1-21.
- 45 Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 230:
- 46 Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-rapport 1994 - 6: 1-76.
- 47 Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim: 1-42.
- 48 Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58: 1-45.
- 49 Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5: 1-42.
- 50 Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94: 1-78.
- 51 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- 52 Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser

- av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- 53 Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
 - 54 Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
 - 55 Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
 - 56 Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
 - 57 Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94: 1-17.
 - 58 Jacobsen, L.B. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstitutt. Rapport nr 87: 1-29.
 - 59 Tørseth, K. & Johnsrud, M. 1994. Program for terrestrisk naturovervåking. Tilførsler til Gutulia og Dividalen og representativitet av nærliggende NILU stasjoner. Norsk institutt for luftforskning, NILU TR 17/94: 1-38.
 - 60 Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05: 1-40.
 - 61 Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk 8/95: 1-12.
 - 62 Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95: 1-53.
 - 63 Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
 - 64 Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær fra dvergalk i Norge. NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
 - 65 Espelien, I. 1996. Undersøkelse av metaller i reinsdyr fra Troms og Nordland. NINA Oppdragsmelding 442: 1-13.
 - 66 Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7: 1-42.
 - 67 Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
 - 68 Tørseth, K. 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1995. SFT rapport nr. 663/96: 1-189.
 - 69 Berg, I.A. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1995. Rapp. Skogforsk 12/96: 1-23.
 - 70 Kålås, J.A. (red). 1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1995. NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.
 - 71 Sjøbakk, T.E. & Steinnes, E. 1997. Forekomst av tungmetaller i jordprofiler fra overvåkingsflater i ulike deler av Norge. DN-utredning 1997-3: 1-29.
 - 72 Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.
 - 73 Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim: 1-160.
 - 74 Kålås, J.A. (red). 1997. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1996. NINA Oppdragsmelding 484: 1-37.
 - 75 Berg, I.A. & Aamlid, D. 1997. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1996. Rapp. Skogforsk. 4/97: 1-21.
 - 76 Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1996. SFT rapport 703/97: 1-205.
 - 77 Bruteig, I.E. & Øien, D.I. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende gjenkartlegging av epifyttisk lav på bjørk 1997. Manual. ALLFORSK Rapport 8: 1-22.
 - 78 Kålås, J.A. & Øyan, H.S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. NINA oppdragsmelding 491: 1-22.
 - 79 Økland, R.H. 1997. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.

- 80 Severinsen, T. 1997. Terrestrisk naturovervåking - Metaller i rype fra Svalbard. Norsk Polarinstitutt. Rapportserie. Nr. xx.
- 81 Gaare, E. & Wilmann, B. 1997. Skyldes død lav i Nordfjella villreinområde klima eller forurensning ? NINA Oppdragsmelding 504: 1-13.
- 82 Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. ALLFORSK Rapport 9: 1-40.
- 83 Gaare, E. & Strand, O. 1998. Overvåking av ¹³⁷Cs i Dovre/Rondane i perioden 1994-96. NINA Oppdragsmelding 535: 1-20.
- 84 Kålås, J.A. (red).1998. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997. NINA Oppdragsmelding 547: 1-42.
- 85 Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. ALLFORSK Rapport 10: 1-34.
- 86 Berg, I.A. & Aamlid, D. 1998. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1997. Rapp. Skogforsk. 5/98: 1-26.
- 87 Lükewille, A., Tørseth, K. & Manø, S.1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1997. SFT rapport 736/98: 1- 181.
- 88 Amundsen, C.E., Inghe, O., Knutzen, J. & Laursen, K. 1998. Evaluering av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Utredning for DN 1998-2: 1-36.
- 89 Pedersen, H.C. & Fossøy, F. 2000. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan populations. NINA Oppdragsmelding 646: 1-31.
- 90 Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Vekstrate hos vanleg kvistlav 1993-1997. - ALLFORSK Rapport 13: 1-46.
- 91 Røsberg, I. & Aamlid, D. 1999. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1998. Rapp. Skogforsk. 9/99: 1-21.
- 92 Kålås, J.A. (red).1999. Terrestrisk naturovervåking. Hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1998. NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.
- 93 Tørseth, K. Berg, T., Hanssen, J.E. & Manø, S. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1998. Oslo. Statlig program for forurensningsovervåking. NILU OR 27/99.
- 94 Stabbetorp, O. E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.
- 95 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 610:1-46.
- 96 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvann - Austfjell, Telemark. NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- 97 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Eilertsen O., Often, A. & Brattbakk, I. 1999.Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalpark, - reanalyser 1998. NINA Oppdragsmelding 612:
- 98 Bruteig, I.E. & Tronstad, I.K.K 2000. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. - ALLFORSK Rapport 16: 1-38
- 99 Økland, R. Skrindo, A. & Hansen, K. T: 1999. Endringer i træs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemisk og fysiske egenesker i permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1988-1998. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-72.
- 100 Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000. Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.
- 101 Kålås., J.A. (red.). 2000. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1999. NINA Oppdragsmelding 653:1-33.
- 102 Aas, W., Tørseth, K., Berg, T., Solberg, S. & Manø, S. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1999. NILU OR 23/ 2000.
- 103 Røsberg, I. & Aamlid, D. 2000. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1999. Rapp. Skogforsk. 12/00: 1-25.
- 104 Gaare, E., Skogen, A. & Strand, O. 2000. Overvåking av ¹³⁷Cs i Dovrefjell og Rondane i perioden 1997-1999. NINA Oppdragsmelding 616: 1-43.
- 105 Lawesson (red.). 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. TemaNord 2000:517: 1-125. (rapporten er delfinansiert fra TOV).
- 106 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark- reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.

- 107 Aas, W., Tørseth, K. Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsel, 2000. Oslo. Statlig program for forurensningsovervåking. NILU rapport OR 34/ 2001.
- 108 Kålås, J.A. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2000. NINA Oppdragsmelding 697: 1-33.
- 108 Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R. & Hezke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701:1-33.
- 109 Bruteig, I. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. NINA Oppdragsmelding 703:1-39.
- 110 Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Nasjonalt nettverk av vegetasjonsflater for intensiv overvåking i skog. NIJOS rapport 08/01: 1-40.
- 111 Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av biologisk mangfold på land – basert på videreutvikling av dagens TOV. NINA Oppdragsmelding 702:1-49.
- 112 Bruteig, I.E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. ALLFORSK rapport 17: 1-37.
- 113 Røsberg, I., Sjøbakk, T.E., Steinnes, E. & Aamlid, D. 2001. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann. Sluttrapport 2000. Rapport fra skogforskningen 5/01:1-23.
- 114 Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Ekstensiv overvåking av terrestriske fugl i Norge. NINA Oppdragsmelding 740: 1-25.
- 115 Kålås, J.A. & Framstad, E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2001. – NINA Oppdragsmelding: 749: 1-32.
- 116 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L., Wilmann, B.H., Brattbakk I. & Sørli, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding: XXX: 1-XX
- 117 Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling innen TOV med fokus på arealdekkende modeller - analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – Notat
- 118 Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 39pp.
- 119 Kålås, J.A., & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 41pp.

Brosjyrer/foldere

- Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag, Direktoratet for naturforvaltning, (DN), 1989.
- Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN, 1991.
- Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN, 1992.
- Vi holder øye med Solhomfjell. Resultater 1990 og 1991, DN, 1992.
- *Naturovervåking. Helsesjekk i naturen, DN, 1993, (omhandler flere overvåkingsprogrammer).
- Effektene av langtransportert forurensning overvåkes. Innblikk 1-97.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.