

# Miljøovervåking Tjeldbergodden

Metallinnhold i terrestriske næringskjeder, 2011–13

John Atle Kålås og Stein Are Sæther



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

### **NINA Temahefte**

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

### **NINA Fakta**

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

### **Annen publisering**

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

# Miljøovervåking Tjeldbergodden

Metallinnhold i terrestriske næringskjeder, 2011–13

John Atle Kålås  
Stein Are Sæther

Kålås, J.A. & Sæther S.A. 2014. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Metallinnhold i terrestriske næringskjeder, 2011–13. – NINA Rapport 1055. 34 s.

Trondheim, mai 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2671-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Stein Are Sæther

KVALITETSSIKRET AV

Bård Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAKSGIVER

Statoil Petroleum AS

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Arne Sandnes

FORSIDEBILDE

Industrianlegget på Tjeldbergodden

*Foto: © Statoil Tjeldbergodden*

Gjengitt med tillatelse fra Statoil Tjeldbergodden

NØKKEWORD

Miljøovervåking, Tjeldbergodden, metaller, kalsium, planter, fugler, pattedyr

KEY WORDS

Environmental monitoring, Tjeldbergodden, metals, calcium, plants, birds, mammals

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Fakkelgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

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

## Sammendrag

Kålås, J.A. & Sæther S.A. 2014. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Metallinnhold i terrestriske næringskjeder, 2011–13. – NINA Rapport 1055. 34 s.

Innhold av metaller og kalsium overvåkes i et utvalg av arter fra forskjellige næringskjeder i et område mellom Kjørsvik og Reinsjøen som forventes å være relativt sterkt utsatt ved eventuell luftforurensning fra industrianlegget på Tjeldbergodden. De elementer som inngår er: i) enten tungmetaller som direkte kan være skadelige for dyr (bly, kadmium, kvikksølv, nikkel), ii) stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet på grunn av forsurening av jordsmonnet (aluminium), og iii) stoff som er nødvendige for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensning (kalsium, kopper, sink).

Overvåkingen inkluderer arter som kan vise endring i tilførsel via luft (moser og lav), arter som kan vise endringer i dyr sin tilgang til de aktuelle stoffene (fem viktige beiteplanter for viltlevende plantespisere), og arter som kan representere endring i forekomster av de aktuelle stoffene i viltlevende dyr (insektspisende og plantespisende fugl og pattedyr).

Vår sammenligning av nåværende (2011–12) forekomster av de aktuelle elementene med situasjonen 7–8 år etter industrietablering (2001–02) indikerer at det er små eller ingen endringer for de inkluderte forurensningsstoffene. For de potensielt mest skadelige tungmetallene, Cd, Hg og Pb, indikerer våre målinger i moser og lav tegn til nedgang i mengde som tilføres til undersøkelsesområdet. For Hg og Pb er det også registrert en liten nedgang for flere av de undersøkte planteartene. Innholdet av Ni i planter er på et stabil bakgrunnsnivå. For dyr finner vi bare små endringer for disse tungmetallene og alle målte verdier ligger innenfor det som vi betrakter som normalnivå. Av mindre endringer fra 2001–02 kan nevnes for Pb en liten nedgang for klatremus og krattspissmus og en liten økning for kjøttmeis, samt for Hg og Cd en liten økning for svarthvit fluesnapper og kjøttmeis. For prøvene fra fjellrype og lirype ligger også nivåene for tungmetaller innenfor tilsvarende nivå som målt ved de to tidligere undersøkelsene. For Al og Ca som kan bli påvirket av forsurening av jordsmonnet og for Zn og Cu som kan bli påvirket av økt opptak av Cd ser vi ingen endringer av betydning fra 2001–02 til 2011–13. De variasjoner og endringer vi finner for disse elementene ligger innenfor de nivå som vi ser på som naturlig variasjon for det aktuelle området.

John Atle Kålås og Stein Are Sæther, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. john.a.kalas@nina.no

## Abstract

Kålås, J.A. and Sæther, S.A. 2014. Environmental monitoring at Tjeldbergodden. Metal content in terrestrial food chains, 2011–2013. – NINA Report 1055. 34 pp.

Metal and calcium content was monitored in a selection of species from different food chains in an area between Kjorsvik and Reinsjøen, which was expected to be relatively strongly exposed to possible air pollution from the industrial plant at Tjeldbegodden. The elements studied were: i) heavy metals which can be directly injurious to animals (lead, cadmium, mercury, nickel), ii) elements which can be injurious to animals and which can become mobilised due to acidification of the soil (aluminium), and iii) trace elements which are necessary for animals and which can be sent out of balance due to pollution (calcium, copper, zinc).

Monitoring included species which can be used to demonstrate changes in levels of transport via the air (mosses and lichens), plant species which can be used to demonstrate changes in the animals' actual intake of particular elements (five important grazing plants for wild living herbivorous species), and species which can give a measure of changes in the occurrence of particular elements in wild animals (insectivorous and herbivorous birds and animals).

Our comparison of current (2011–2013) levels of the studied elements with the situation 7–8 years after the establishment of the industrial plants (2001–02) indicates that there has been little or only small change. We find no or only minor changes in the concentration of the monitored elements in plants and animals when comparing the 2011–13 levels with the situation in 2001–02. For the potentially most harmful heavy metals (Cd, Hg, Pb) our monitoring of mosses and lichens suggest reduced airborne transport to the study area. We also find minor reduction in Hg and Pb concentrations among higher plants. Levels of Ni in plants are stable and low. Among animals, we find only minor changes in the levels of these heavy metals and all values are in the range of normal variation. These minor changes include a small reduction in Pb for *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus*, and a small increase for *Parus major*, as well as a small increase in Hg and Cd for *Ficedula hypoleuca* and *Parus major*. For *Lagopus mutus* and *L. lagopus* the heavy metal levels are also stable compared to the previous investigations. In the monitored organisms, levels are stable for Al and Ca (potentially affected by soil acidification) as well as for Zn and Cu (potentially affected by Cd pollution). The low levels and small fluctuations we find of these elements are within what we consider natural variation for the study area.

John Atle Kålås and Stein Are Sæther, Norwegian Institute for Nature Research, Box 5685 Sluppen, N-7485 Trondheim, Norway. john.a.kalas@nina.no

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Metoder</b> .....	<b>8</b>
2.1 Prøveinnsamling.....	9
2.1.1 Planteprøver .....	9
2.1.2 Småpattedyr.....	9
2.1.3 Spurvefugl.....	10
2.1.4 Hønefugl.....	11
2.2 Laboratorierutiner .....	11
2.3 Kjemiske analyser.....	11
2.4 Statistiske analyser.....	14
<b>3 Resultater og diskusjon</b> .....	<b>15</b>
3.1 Oppsummerende sammenligning 2001–02 med 2011–13.....	15
3.2 Stoff som kan være skadelige for dyr og som får økt tilgjengelighet for levende organismer ved luftforurensning.....	18
3.2.1 Kadmium (Cd).....	18
3.2.2 Kvikksølv (Hg).....	19
3.2.3 Nikkel (Ni).....	21
3.2.4 Bly (Pb) .....	22
3.3 Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få endret tilgjengelighet ved forurensning av jordsmonnet .....	24
3.3.1 Aluminium (Al).....	24
3.4 Stoff som er nødvendige for dyr og som kan komme i ubalanse ved forurensning .....	24
3.4.1 Kopper (Cu) og Sink (Zn).....	24
3.4.2 Kalsium (Ca) .....	25
<b>4 Referanser</b> .....	<b>27</b>
<b>Vedlegg 1 – Metaller og kalsium i lav, moser og planter</b> .....	<b>30</b>
<b>Vedlegg 2 – Metaller i spurvefugl og småpattedyr</b> .....	<b>32</b>
<b>Vedlegg 3 – Metaller i hønefugl</b> .....	<b>34</b>

## Forord

I forbindelse med etablering av metanolfabrikk på Tjeldbergodden i Aure kommune, Møre og Romsdal ble det i perioden 1992–94 utført biologiske grunnlagsundersøkelser. Disse hadde blant annet som mål å beskrive forurensningssituasjonen i området før oppstart av industriaktivitet. I 2001–2002 ble slike undersøkelser repetert med mål å vurdere endringer i situasjonen for tilførsel av tungmetaller via luft til terrestriske næringskjeder i nærområde til industrianlegget. Den undersøkelsen som presenteres her er en oppfølgingsundersøkelse for vurdering av eventuelle endringer for forekomster av slik forurensning via luft til terrestriske næringskjeder i dette området for perioden fra 2001–02 til 2011–2013. Disse undersøkelsene utføres i et område mellom Kjørsvik og Reinsjøen. Det undersøkte området ligger ca 3 km ØNØ for industrianlegget og ligger innenfor de områder en forventer er mest utsatt for luftutslipp fra industrianlegget. Undersøkelsen utføres på oppdrag av Statoil og inngår som en del av den rutinemessige miljøovervåkingen som gjøres i tilknytning til industriaktiviteten på Tjeldbergodden. Se også Pedersen & Aarrestad (2012) for annen miljøovervåking i det aktuelle området.

En rekke personer har bistått oss i forbindelse med innsamlingen av prøver. Først vil vi takke grunneierne i området for bistand og velvillig innstilling til vår aktivitet. Dette omfatter særlig innsamlingsaktiviteten vår i Kjørsvik – Reinsjøområdet. For innsamlingen av hønsefugler i området omkring Fonna har vi fått bistand fra lokale jegere og Hans Våg har i særlig grad bistått oss ved dette arbeidet. Sten L. Svartaas har bistått med innsamlingen av planter, fugleunger og småpattedyr. Preparering av planteprøver er utført av Ingvil H. Kålås og uttak av leverprøver fra de innsamlede dyrene er utført av Sten L. Svartaas. De kjemiske analysene av forekomster av metaller er utført av Syverin Lierhagen ved Institutt for Kjemi, NTNU. Disse samt alle andre som har gitt oss assistanse underveis takkes hjerteligst.

Trondheim mai 2014

John Atle Kålås



# 1 Innledning

I forbindelse med oppstart av industriaktivitet på Tjeldbergodden ble det i 1993–94 utført en grunnlagsundersøkelse for forekomster av potensielt skadelige metaller i et utvalg av planter og dyrearter i området mellom Kjørsvik og Reinsjøen (Kålås & Jordhøy 1995). I 2001–2002 ble slike undersøkelser repetert med mål å vurdere endringer for forekomster av disse stoffene etter 7–8 år med bygge og industriaktivitet på Tjeldbergodden (Kålås 2003). Den undersøkelsen som presenteres her er en repetisjon av disse tidligere undersøkelsene med mål å vurdere forurensningssituasjonen for dette området nå etter ca 15 års industriaktivitet på Tjeldbergodden. Utslipp til luft fra industrianleggene har i hovedsak bestått av forbrenningsgasser (CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, metan, flyktige organiske gasser og litt SO<sub>2</sub>) ([www.norskeutslipp.no](http://www.norskeutslipp.no)).

Vår natur påvirkes av en rekke menneskeskapte forurensninger som kan medføre forandringer i naturmiljøet. En viktig del av slike forurensninger er tungmetaller (særlig bly, kadmium og kvikksølv) som ved høye forekomster kan ha negative effekter særlig på dyrelivet (Scheuhammer 1991). Tilgjengeligheten av potensielt skadelige metaller til næringskjedene økes også ved forsurening av jordsmonnet (f.eks. på grunn av økt tilførsel av NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>) (Løbersli 1991, Scheuhammer 1991), og opptak og ekskresjon av tungmetaller kan påvirkes av innhold av andre stoffer i føden. Av viktige faktorer som reduserer omfang av akkumulering av metaller kan nevnes inntak av kalsium (Barton et al. 1978, Rowland & Bray 1980) og selen (McGowan & Donaldson 1987, Cuvin-Aralar & Furness 1991). På denne måten vil akkumulering av metaller i dyr påvirkes av mineralinnhold i jordsmonnet (berggrunnen). Også lokale vegetasjonsforhold og klima kan påvirke opptak av metaller, da særlig for plantespisende dyr (Kålås & Lierhagen 1992). Slik naturlig variasjon må tas hensyn til når en skal vurdere eventuelle endringer i metallinnhold i næringskjeder forårsaket av menneskelig aktivitet.

Undersøkelsen som rapporteres her omfatter metallene bly (Pb), kadmium (Cd), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), aluminium (Al), kopper (Cu), og sink (Zn), samt kalsium (Ca). Disse grunnstoffene er inkludert av følgende grunner:

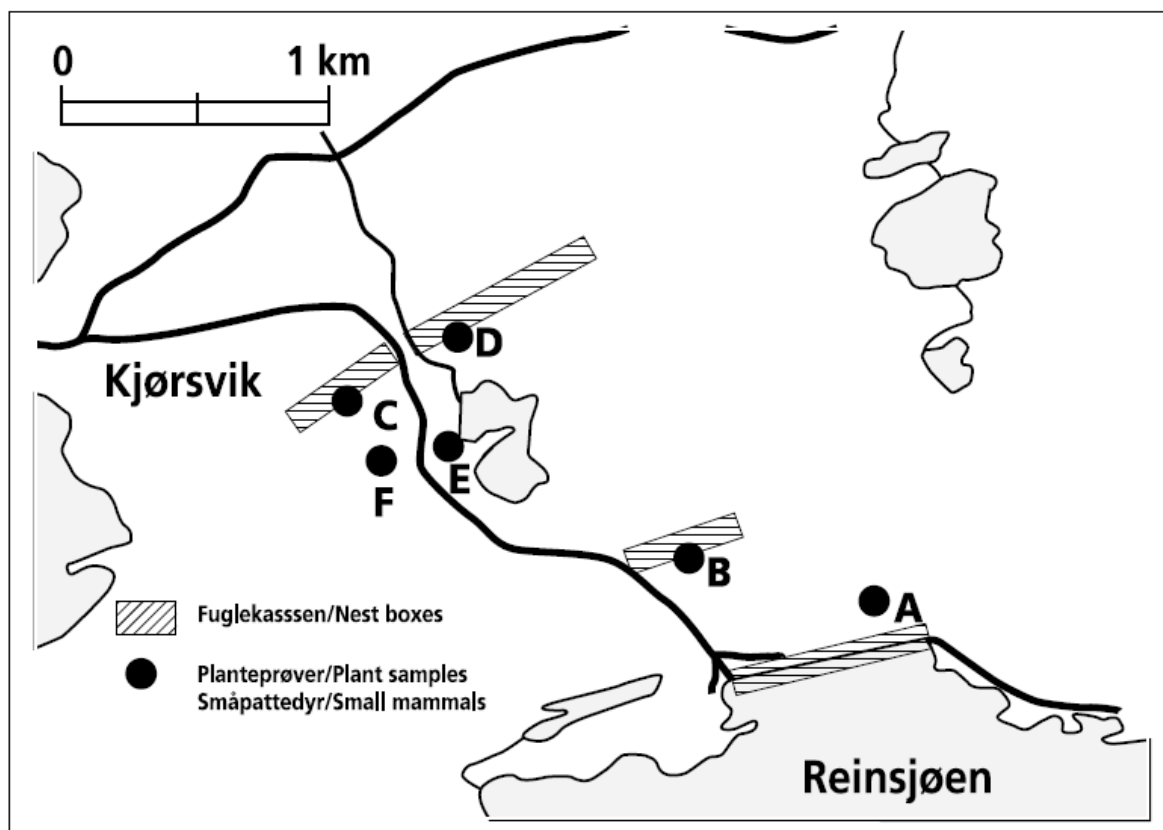
- Stoff som kan være skadelige for dyr og som det har blitt økt tilførsel av til naturen på grunn av menneskelig aktivitet, eksempelvis industriaktivitet (Pb, Cd, Hg, Ni).
- Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få økt tilgjengelighet for levende organismer på grunn av forsurening av jordsmonnet (Al).
- Stoff som er essensielle (nødvendige) for dyr og som kan komme i ubalanse på grunn av forurensning (Ca, Cu, Zn).

## 2 Metoder

Tjeldbergodden ligger i Aure kommune, Møre og Romsdal ( $63^{\circ} 25' N$ ,  $8^{\circ} 40' \text{Ø}$ ). Mesteparten av innsamlingen av prøver er konsentrert til området mellom Kjørsvik og Reinsjøen, 3–4 km ØNØ for industrianlegget på Tjeldbergodden og 70–90 m over havet (**figur 1**). Spredningsberegninger viser at dette er innenfor de områder som forventes å være sterkest påvirket av utslipp av forurensning til luft fra industrianlegget på Tjeldbergodden (Knudsen 1994). Hønsefuglene er innsamlet i området omkring fjellet Fonna, 3–5 km SV for industriområdet.

Berggrunnen i Tjeldbergoddenområdet er av prekambrisk-ordovicisk opprinnelse og består i all hovedsak av foliert kvartsdioritt og magmatittisk amfibolitt som gir næringsfattige jordsmonn (Askvik & Rokoengen 1985). Selv om området ligger nær sjø finnes her lite marine løsavsetninger.

Vegetasjonen i området mellom Kjørsvik og Reinsjøen er dominert av furuknauser, ombrotrof tuemyr og fattig glissen furuskog der røsslyng og blokkebær dominerer i feltsjiktet. Det er for øvrig noen mindre områder med rikere furuskog og noe dyrka mark i området nærmest Kjørsvik. For nærmere beskrivelse av vegetasjonsforholdene viser vi til Fremstad (1994) og Eilertsen & Fremstad (1994). Ved Fonna danner bjørkeskog skoggrensene som ligger omkring 300 m over havet.



**Figur 1.** Oversikt over innsamlingsområdene for plantemateriale, spurvefugleunger og småpattedyr som ligger mellom Kjørsvik og Reinsjøen. – Location of sampling sites for plants, chicks from passerine birds and small mammals in the Kjørsvik – Reinsjø area.

## 2.1 Prøveinnsamling

Kartleggingen av forekomstene av miljøgifter i terrestriske næringskjeder er i denne undersøkelsen i hovedsak utført etter samme modell som Miljødirektoratets sitt program for "Terrestrisk naturovervåking" (TOV) (Løbersli 1989, Direktoratet for naturforvaltning 1997). TOV ble startet opp i 1990 og har som målsetning å supplere allerede løpende overvåkingsprogrammer for å belyse eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger på terrestre naturmiljø i Norge. TOV dekker i all hovedsak nordboreale og alpine områder og det opplegg som er benyttet på Tjeldbergodden er derfor justert noe i forhold til TOV (ut fra lokale forekomster av de arter som er aktuelle for innsamling). Lokale variasjoner i forekomster av arter og store variasjoner mellom år i forekomster av enkelte av de aktuelle artene (f.eks. smågnagere) medfører at innsamlingen av prøver fra TOV-områdene vanligvis foregår over en to- til treårsperiode. I TOV-områdene foregår det innsamling av prøver for miljøgiftanalyser fra følgende næringskjeder:

- **Lav** – reinsdyr
- **Vegetasjon – rype/orrfugl/hare** – kongeørn/jaktfalk
- **Vegetasjon – smågnagere** – kongeørn/jaktfalk/fjellrev
- **Spissmus/svarthvit fluesnapper/kjøttmeis** – dvergfalk

Ved etableringen av overvåkingen av forekomster av metaller i terrestriske næringskjeder ved Tjeldbergodden i 1993–94 ble de grupper/arter som har uthevet skrift i overstående oversikt inkludert (Kålås & Jordhøy 1995). For nærmere sammenligning med TOV-programmet viser vi til Kålås et al. (1991).

De resultater som rapporteres her er basert på prøver innsamlet i 2011, 2012 og 2013. Innsamlingsprosedyrer og innsamlingslokaliteter i 2011–13 var identiske med det som ble utført i 1993–94 og 2001–02. Følgende innsamling av prøver ble utført (se også Kålås & Jordhøy 1995 og Kålås 2003):

### 2.1.1 Planteprøver

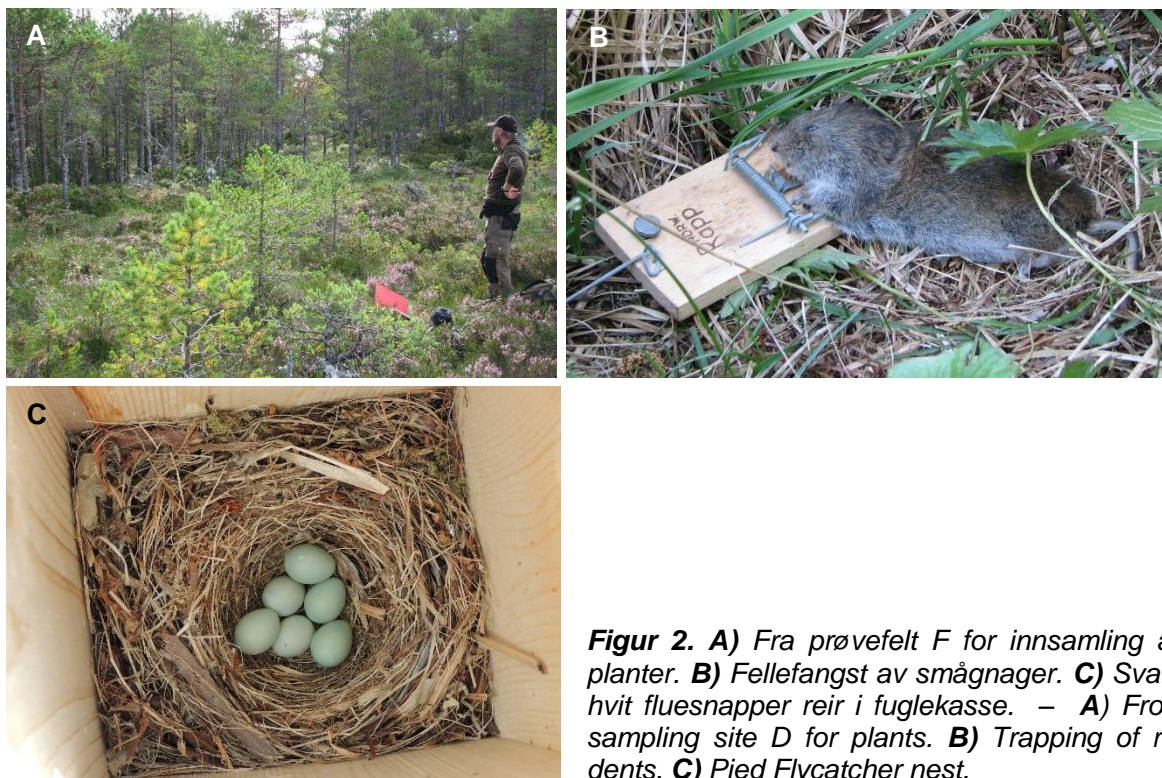
Planteprøver ble samlet inn fra 6 forskjellige prøvefelt i området Nordgård–Reinsjøen (felt A–F, **figur 1, 2a**). Innsamlingslokalitetene ble identifisert ved hjelp av GPS-posisjoner registrert i 2001–2002 og detaljerte beskrivelser gitt i 1993. Fra hvert felt ble det samlet inn 1 prøve av hver av følgende 8 plantearter: reinlav (*Cladonia* spp.), moser (etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*)) og karplanter (røsslyng (*Calluna vulgaris*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), risbjørk (*Betula nana*, tidligere kalt dvergbjørk), bjørk (*Betula pubescens*) og ørevier (*Salix aurita*).

Innsamlingen av planter ble utført 25. august 2011. Hver planteprøve består av materiale fra et utvalg av individer innen et område på under 10 x 10 m. Materialet ble samlet i papirposer, det ble nedfrosset snarest mulig etter innsamling og oppbevart ved -20 °C inntil videre bearbeiding i vårt laboratorium på Gløshaugen i Trondheim.

### 2.1.2 Småpattedyr

Smågnagere og krattspissmus (*Sorex araneus*) ble samlet inn ved fellefangst (**figur 2b**). Smågnagerpopulasjonene varierer sterkt mellom år og har vanligvis sykluser med 3–5 år mellom hver populasjonstopp. Mulighetene for å fange dyr avhenger sterkt av stadium i smågnagersyklusen.

Fellefangst etter smågnagere ble utført i området Nordgård–Reinsjøen med fangstlinjer (å ca 50 feller) i tilknytning til feltene der planteprøver ble samlet inn (**figur 1**, Felt A–F). Det ble fanget i periodene 25.–28. august 2011, 13.–15. og 19.–20. september 2012, og 12.–16. og 22.–25. september 2013. I hver periode ble det fanget med totalt ca 350 feller hver natt. Totalt for de tre årene utgjør dette vel 4500 felledøgn med fangst.



**Figur 2.** **A)** Fra prøvelfelt F for innsamling av planter. **B)** Fellefangst av smågnager. **C)** Svart-hvit fluesnapper reir i fuglekasse. – **A)** From sampling site D for plants. **B)** Trapping of rodents. **C)** Pied Flycatcher nest.

I 2011 var det svært lave bestander av mus i disse delene av Norge og det ble da bare fanget en klatremus (*Clethrionomys glareolus*) på ca 650 felledøgn. Bestandene av mus og krattspissmus var også relativt lave i 2012, og på litt over 2000 felledøgn ble det totalt fanget 28 smågnagere og 11 krattspissmus. Mange av disse hadde imidlertid for lav vekt (var ikke gamle nok) til å bli inkludert i denne undersøkelsen. I 2013 hadde bestanden tatt seg noe opp og det ble da fanget 59 smågnagere og 26 krattspissmus på ca 1750 felledøgn. Kort oppsummert ble det i 2011 fanget 0,2 smågnagere og 0 krattspissmus pr. 100 felledøgn, i 2012 ble det fanget 1,6 smågnagere og 0,6 krattspissmus pr. 100 felledøgn, og i 2013 var fangstraten 2,8 smågnagere og 1,3 krattspissmus pr. 100 felledøgn.

Av de innsamlede småpattedyrene ble 15 klatremus (5 fra 2012 og 10 fra 2013), alle tyngre enn 24 g (7 hunner og 8 hanner), og 16 krattspissmus (3 fra 2012 og 13 fra 2013) alle tyngre enn 7,5 g benyttet for kjemiske analyser av metallinnhold i lever. Et slikt utvalg vil hovedsakelig bestå av kjønnsmodne individer med en alder mellom 1 og 5 mnd.

### 2.1.3 Spurvefugl

For måling av metallbelastninger i spurvefugler brukes det unger av svart-hvit fluesnapper (*Ficedula hypoleuca*) og kjøttmeis (*Parus major*). Innsamling av fugleunger ble gjort fra fuglekasser (**figur 2c**) i de samme feltene som benyttet i 1993–94 og 2001–2002, dvs. 50 fuglekasser fordelt på tre områder, med henholdsvis 30 kasser ved Nordgård, 15 kasser mellom Småvatna og Reinsjøen og 15 kasser ved Reinsjøen (**figur 1**). Det ble totalt samlet inn 3 unger fra hver av 6 reir for kjøttmeis (en kasse 9. juni 2011 og fem kasser 13–18. juni 2012) og 3 unger fra hvert av 5 reir samt 2 unger fra ett reir for svart-hvit fluesnapper (alle kassene i perioden 13. juni–2. juli 2012).

Alle innsamlede fugleunger er fra 10 til 13 dager gamle. Innen hvert enkelt kull kan vekten og dermed utviklingen av ungene variere noe. For å unngå å få med svekkede/dårlig utviklede unger er det bare brukt unger med vekt over 11 g, svart-hvit fluesnapper 11,4–15,5 g, og for kjøttmeis 11,2–19,8 g).

### 2.1.4 Hønsefugl

Som for 1993–94 og 2001–02 ble det tatt kontakt med lokale jegere for å få tilgang til leverprøver fra lirype (*Lagopus lagopus*) og fjellrype (*L. mutus*) for bruk til analyse av innhold av de aktuelle grunnstoffene. Det er imidlertid lite småviltjakt innenfor det aktuelle området og det ble derfor også i denne innsamlingsrunden benyttet eget personell for slik innsamling. Innsamlingen av ryper er konsentrert til høydenivået 250–700 moh ved Fonna, 3–5 km SSØ for det etablerte industriområdet.

Det var svært lave bestander av hønsefugl i det aktuelle området i 2011–2013. Vi fikk derfor i denne innsamlingsrunden bare tilgang til leverprøver av fem ryper (1 lirype og 4 fjellryper) fordelt på tre fugler felt i perioden 21. september–2. oktober 2011 og to fugler felt 13. september 2013.

Det lave antallet prøver for disse artene gir ikke grunnlag for noen nærmere statistisk testing av endringer og vurdering av endringer i metallinnhold fra forrige innsamlingsrunde. Analyseresultatene for hønsefugl presenteres derfor kun i **Vedlegg 3**.

## 2.2 Laboratorierutiner

### Plantep prøver

For plantematerialet er følgende prosedyrer fulgt i laboratoriet:

- Et utvalg av materiale ble tatt fra forskjellige deler av posen. For artene der både blader og årsskudd er analysert er prøvene tatt fra samme prøvepose.
- Ved all håndtering av materialet ble det benyttet èngangs plasthansker.
- Ved mekanisk oppdeling av materialet ble det benyttet kniver/pinsetter av titan.
- Følgende våtvektmengder ble veiet inn: reinlav, levende del, ca 2,0 g; moser (etasjemose: to siste årsskudd, furumose: grønn del), ca 2,0 g; røsslyng – årsskudd med blader ca 0,8 g; blåbær – blader, ca 2,0 g, blåbær – årsskudd ca 0,8 g; risbjørk – blader ca 2,0 g, risbjørk – årsskudd ca 0,8 g; bjørk – blader ca 2,0 g, bjørk – årsskudd ca 0,8 g; vier – blader, 2,0 g, vier – årsskudd ca 0,8 g.

### Animalske prøver

Etter avliving/fangst ble innsamlede dyr oppbevart i plastposer og frosset ned ved -20 °C så snart som mulig (vanligvis innen 1–3 t. etter innsamling, noe lenger tid for hønsefuglene).

Ved uttak av prøver ble fuglene tint til ca 0 °C. Det ble tatt prøve av lever for analysering av metallinnhold. For krattspissmusene, klatremusene og fugleungene ble hele levra benyttet, og dette utgjorde 0,5–1,5 g våtvekt. For hønsefuglene ble det tatt ut et ca 1.5 g (våtvekt) tverrsnitt av levra. Bare uskadde organer/deler av organer er benyttet. Ved uttak av prøver ble det brukt kniver og pinsetter av titan. Utstyret ble rensert mellom hvert individ i 1 mol HNO<sub>3</sub> og skylt i destillert vann.

## 2.3 Kjemiske analyser

Samtlige prøver er analysert for forekomster av aluminium (Al), bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni) og sink (Zn). I tillegg er det analysert for innholdet av kalsium (Ca) i plantep prøvene.

For plantene sin del omfatter målt forekomst av de aktuelle elementene både det som er tatt opp via røttene og det som er avsatt på overflata av plantene, mens for leverprøvene fra dyr vil det omfatte det som er tatt opp via inntak av føde.

Analysene ble utført av Institutt for Kjemi, NTNU, Trondheim ved Syverin Lierhagen i januar 2014. S. Lierhagen hadde også ansvaret for tilsvarende analyser ved de to forutgående innsamlingsrundene, da ved NINA's eget laboratorium. Det ble ved analysene i 2014 brukt tilsvarende analyseprosedyrer som i 2002. Følgende rutiner ble fulgt ved bestemmelse av konsentrasjoner av de aktuelle elementene:

- Prøvene ble tørket i frysetørker (Christ Alpha 1-4 LD pluss) i ca 20 timer. Alle måleresultat er oppgitt på tørrvektsbasis (tv).
- Prøvene ble oppsluttet ved bruk av mikrobølgekniv (UltraClave), og ved at ca 400 mg prøve ble tilsatt 6 ml 50 % HNO<sub>3</sub> og fortynnet til 76,8 ml med destillert vann som gav 0,6 molar HNO<sub>3</sub> for analyseprøvene.
- Konsentrasjoner av metaller ble bestemt ved hjelp av Høyoppløselig – ICP-HR-MS Element 2 fra Thermo. Følgende isotoper ble benyttet ved bestemmelsen: <sup>27</sup>Al, <sup>43</sup>Ca, <sup>114</sup>Cd, <sup>63</sup>Cu, <sup>202</sup>Hg, <sup>60</sup>Ni, <sup>208</sup>Pb, <sup>66</sup>Zn. Det ble brukt 'medium resolution mode' for Al, Ca, Cu, Ni og Zn og 'low resolution mode' for Cd, Hg og Pb.
- Nøyaktigheten av analyseprosedyrene ble kontrollert mot de internasjonale standardene (NIST) Bovine liver (1577b) og Pine needles (1575a) som også ble brukt i 2002 (**tabell 1**).

Analysene av standardene viste for de fleste tilfeller tilsvarende resultater som for 2002 og også et godt samsvar mellom sertifiserte verdier og våre resultater. Lave standardavvik for disse analysene indikerer også høy reproduserbarhet for våre måleresultat (**tabell 1**). Avvikene når det gjelder sammenligning med 2002-analysene er noe lavere verdier for Ni i 'Bovine liver' (ca 75 % av vår 2002-verdi, denne standarden har ikke angitt sertifisert verdi for Ni); og for 'Pine needles' litt høyere verdier for Al (ca 10 % høyere), og litt lavere verdier for Hg (ca 10 % lavere) og Zn (ca 10 % lavere enn vår 2002-verdi, denne standarden har ikke angitt sertifisert verdi for Zn). For øvrig viste våre analyser av standardene, som for 2002, litt lav verdier for Pb i Bovine liver (ca 85 % av sertifisert verdi), samt litt lave verdier for Hg (ca 80 %) og særlig for Ni (ca 70 %) i 'Pine needles'.

**Tabell 1.** Analyserte referansestandarder for kontroll av kvalitet for de kjemiske analysene utført i januar 2014. Alle verdier er gitt som mg kg<sup>-1</sup>, tørrvekt. Tall i parentes angir % av referanseverdi detektert ved tilsvarende kjemiske analyser utført i 2002. – International Reference Standards analysed (NIST). All values given as mg kg<sup>-1</sup>, dry weight.

Standard/Element	Sertifisert verdi/ Certified value	Vårt resultat/ Present work			% av referanse 2014 (2002)
		$\bar{x}$	sd	n	
<b>Bovine liver (1577b)</b>					
Aluminium (Al)	Ikke sertifisert	0,69	0,02	3	
Bly (Pb)	0,129	0,111	0,001	3	86 (85)
Kadmium (Cd)	0,50	0,51	0,02	3	102 (104)
Kopper (Cu)	160	169	7	3	106 (100)
Kvikksølv (Hg)	0,003	0,0033	0,0004	3	110
Nikkel (Ni)	Ikke sertifisert	0,28	0,01	3	76 % av 2002
Sink (Zn)	127	142	2	3	112 (109)
<b>Pine needles (1575a)</b>					
Aluminium (Al)	545	553	47	3	101 (90)
Bly (Pb)	10,80	10,58	0,45	3	98 (98)
Kadmium (Cd)	0,19	0,206	0,016	3	108 (105)
Kalsium (Ca)	4100	4074	209	3	99 (101)
Kopper (Cu)	3,0	2,9	0,1	3	97 (96)
Kvikksølv (Hg)	0,150	0,113	0,001	3	75 (85)
Nikkel (Ni)	3,50	2,38	0,07	3	68 (67)
Sink (Zn)	Ikke sertifisert	69,8	12,1	3	90 % av 2002

For standardene for lever som ble analysert ved grunnlagsundersøkelsen i 1993-94 (Bovine liver & Dogfish liver) og ved undersøkelsene i 2001-02 var det i hovedsak også godt samsvar mellom resultatene (Kålås & Lierhagen 1995), inkludert relativt lave verdier for Ni. For 'Peach leaves' standarden (1547) målte vi for Zn i 1993 114 % av sertifisert verdi, mens vi i 2002 målte 81 % av sertifisert verdi. Analysene av Zn i 'Pine needles' i 2014 sammenlignet med 2002 viste, som nevnt i avsnittet over, på samme nivå, om enn litt lavere verdier, enn i 2002. Dette tyder på at vi med den analysemetoden vi brukte i 2002 og 2014 ikke var i stand til å detektere 100 % av Zn-innholdet i karplanter. Dette kommer trolig av at plantemateriale inneholder store mengder hovedioner (særlig K) noe som reduserer ioniseringsgraden av Zn. For å undersøke dette nærmere gjorde vi i 2002 en standard tilsetningstest for et utvalg av slike planteprøver. Dette indikerer at signalet for Zn blir underestimert med 40-50 %. Dette må tas med i vurderingen av Zn-resultatene. For dyreprøvene var det ikke tilsvarende problemer med Zn analysene.

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 fra dyr som har svært lavt innhold av Al. For å redusere problemet med kontaminering ved håndtering av prøver ble tida prøvene stod åpne med muligheter for kontaminering fra luft minimert. Erfaringene fra tidligere undersøkelser indikerte at prøver med Al-verdier over 10 mg kg<sup>-1</sup> mest trolig er kontaminert i laboratoriet. Våre blindprøver ved analysene i 2014 tyder på at det i denne analyserunden var svært liten grad av kontaminering av prøver med Al, og ingen av leverprøvene inkludert i denne undersøkte viste Al-verdier over 10 mg kg<sup>-1</sup>.

Ved grunnlagsundersøkelsen i 1993-94 ble det brukt atomabsorpsjon-spektroskopi m/grafittoven og hydridsystem som tilleggsutstyr for bestemmelse av konsentrasjoner for de aktuelle elementene (Kålås & Lierhagen 1995). Bruken av ICP-MS i undersøkelsene i 2001-02 og 2011-13 gir lavere deteksjonsgrenser for flere av de inkluderte elementene (Cd, Hg, Pb & Ni). Dette gir nå et bedre grunnlag for dokumentasjon av eventuelle endringer av forekomster av disse elementene i de aktuelle vevsprøvene fra planter og dyr.

De analyseprosedyrene vi her har brukt gav følgende deteksjonsgrenser (alle verdier gitt som mg kg<sup>-1</sup> (tv)): Al = 0,5 (0,3) (for planter 5,0 (3,0)), Ca = 10,0, Cd = 0,004 (0,003), Cu = 0,1, Hg = 0,005 (0,003), Ni = 0,1 (0,07), Pb = 0,004 (0,003) og Zn = 0,1. Tallene i parentes viser verdier benyttet ved beregninger og ved statistiske analyser der konsentrasjonene var under deteksjonsgrensen. For planteprøvene utgjorde verdier under deteksjonsgrensen en liten andel av analysene for de fleste elementene. For dyreprøvene var andelen prøver under våre deteksjonsgrenser høy for Ni (97 %) og for Al (80 %). Detaljinformasjon om metallforekomster i de enkelte prøvene er gitt i **vedlegg 1-3**.

For alle metaller viste ICP-MS målingene våre meget høy instrumentpresisjon. Eksempelvis var det følgende gjennomsnittlig % avvik for 3 repeterte "scan" for alle vegetasjonsprøvene som hadde konsentrasjoner over våre deteksjonsgrenser: Al = 3,5 %, Ca = 3,4 %, Cd = 3,1 %, Cu = 2,4 %, Hg = 3,1 %, Ni = 3,3 %, Pb = 1,7 %, Zn = 2,5 %.

For de aktuelle pattedyr og spurvefuglartene har vi følgende tørrvektprosent for leverprøver (se Kålås 2003): krattspissmus 30,2 % (sd = 1,5%, n = 14), klatremus, 27,4 % (sd = 1,1%, n = 15), svarthvit fluesnapper, 28,5 % (sd = 2,1%, n = 24), kjøttmeis 30,0 % (sd = 1,3%, n = 18). For lirype og orrfugl er tilsvarende tørrvektprosent gitt av Kålås & Lierhagen (2003): lirype 30,1 % (sd = 1,7%, n = 208), orrfugl 29,8 % (sd = 1,8%, n = 89).

For planteprøvene ble prøvene klargjort for analyse vinteren 2012/2013 og de kjemiske analysene ble utført i januar 2014. Uttak og klargjøring av dyreprøvene ble gjort i desember 2013, og de kjemiske analysene ble utført i januar 2014. Ved de kjemiske analysene ble det skilt mellom planteprøvene og dyreprøvene, men for øvrig ble det ikke gjort noen form av sortering av prøvene.

## 2.4 Statistiske analyser

Da forekomstene av de stoff vi her har undersøkt i hovedsak ikke er normalfordelt bør de statistiske analysene baseres på ikke-parametriske tester. For alle beskrivelser av metallinnhold for de enkelte prøvetypene har vi derfor valgt å presentere medianverdier (se **tabell 2** og **3**). For å gi et grovt innblikk i variasjon i måleresultater for de enkelte gruppene har vi imidlertid også valgt å presentere standard avvik (sd). Dette er et mål som egentlig krever normalfordeling for å bli rett. Det at mye av dataene ikke er normalfordelt må tas med i vurderingen når en leser **tabell 2** og **3**. Tilsvarende verdier for tidligere undersøkelser (1993–94 og 2001–02) er også oppgitt for sammenligning.

I og med at det ble benyttet annen kjemisk analysemetodikk i 1994 enn i 2002 og 2014 gjør vi her hoveddelen av våre sammenligninger mellom prøvene som ble innsamlet i 2001–02 og 2011–13. For å teste forskjeller mellom 2001 og 2011 og forskjeller mellom de forskjellige planteartene i samme statistiske test har vi, der det er relevant i forhold til gitte forventninger, valgt å bruke parametriske tester (variansanalyse, ANOVA) da disse kan inkludere effekter av både art og periode. I de tilfeller hvor endringer er sammenfallende for ulike arter vil dette gi bedre statistisk teststyrke (power of test, se Sokal & Rohlf 1981) til å påvise endringer enn å analysere hver art for seg, samtidig som det tas høyde for artsforskjeller i nivåene. Vi har her delt plantene i to grupper: i) de 3 lav/mosearter som gir informasjon om tilførsel fra luft, og ii) de 5 karplanteartene som kan gi informasjon om tilgang av de aktuelle elementene til dyr. For å unngå at testen for karplanter bygger på pseudoreplikater har vi her bare inkludert analyseresultatene for årsskudd. At dataene ikke helt tilfredsstillende krav til fordeling for de parametriske testene (ANOVA) må tas med i vurderingen når en leser resultatene. For dyreprøvene (krattspissmus, klatremus og unger av svarthvit fluesnapper og kjøttmeis) baserer vi våre vurderinger av forskjeller mellom 2001–02 og 2011–13 på ikke-parametriske statistiske tester (Mann-Whitney tester) (**tabell 3**). Slike tester ble ikke utført hvis medianverdi for aktuelt metall var under deteksjonsgrensen i en av undersøkelsesperiodene. I **tabell 2** presenterer vi også slike tester for de forskjellige lav-, mose- og planteartene. Det lave antall prøver inkludert for hver planteart gir en relativt lav teststyrke. Dette medfører at endringer må være svært entydige for at 0,05 signifikansnivå skal kunne oppnås. Dette må tas hensyn til ved vurdering av resultatene.

Ved alle beregninger og statistiske analyser er statistikkprogrammet SPSS/PC for Windows 20 benyttet. Vi presenterer oppsummeringer av utvalgte data i figurer, i form av box-plot. Disse viser median, kvartilbredde, samt høyeste og laveste verdi som ikke er utligger (mer enn 1.5 ganger kvartilbredden fra øvre/nedre kvartil, markert med ○) eller ekstremverdier (mer enn 3 ganger kvartilbredden fra øvre/nedre kvartil, markert med ◇).



## 3 Resultater og diskusjon

Denne rapporten omfatter forekomster av metallene Al, Ca, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn i et utvalg av organismer. Grunnstoffene Al, Cd, Hg og Pb har ingen eller få kjente funksjoner for levende organismer. Disse metallene er inkludert i denne undersøkelsen fordi forhøyede vevskonsentrasjoner kan være skadelige for dyr. Cu og Zn er nødvendige metaller for dyr og konsentrasjonene av disse metallene er vanligvis godt regulert. Konsentrasjoner av Cu og Zn i vev kan imidlertid påvirkes av forekomstene av Cd, og både for høye og for lave konsentrasjoner av Cu og Zn kan være skadelig. Ca-innhold i planter er inkludert på grunn av at forekomster av dette metallet i dyrs føde påvirker opptak og skadevirkninger av flere av tungmetallene (Barton et al. 1978, Rowland & Bray 1980). For mer informasjon om opptak og skadevirkninger av de aktuelle metallene på pattedyr og fugl viser vi til Nybø (1991).

Vår natur påvirkes av en rekke menneskeskapt forurensninger som kan medføre forandringer i naturmiljøet. Metaller tilføres norsk natur via luftmasser fra Europa (gjelder særlig de sørligste delene av landet (Steinnes et al. 1993, Kålås et al. 2000, Steinnes 2001, Kålås & Lierhagen 2003, Steinnes et al. 2011)), og fra lokal industri (for eksempel smelteverksindustrien), se [www.norskeutslipp.no](http://www.norskeutslipp.no). Området der Tjeldbergodden ligger er blant områdene i Sør-Norge som har vært minst påvirket av langtransporterte luftforurensninger fra områder lenger sør i Europa, og for metaller har langtransportert lufttilførsel til Norge fra andre deler av Europa avtatt betydelig siden 1970-tallet (Steinnes et al. 2011).

### 3.1 Oppsummerende sammenligning 2001–02 med 2011–13

Undersøkelsen av forekomster av metaller i næringskjeder i nærområdet til industriaktiviteten på Tjeldbergodden utført i 2011–2013 viser små endringer i forhold til tidligere undersøkelser (1993–93 og 2001–02). For de potensielt mest skadelige tungmetallene, Cd, Hg og Pb, indikerer våre målinger i moser og lav nedgang i mengde som tilføres til undersøkelsesområdet. For Hg og Pb er det også registrert en liten nedgang for flere av de undersøkte planteartene. Innholdet av Ni i planter er på et stabil bakgrunnsnivå. For dyr finner vi bare små endringer for disse tungmetallene fra 2001–02 til 2011–13, og alle målte verdier ligger innenfor det som vi betrakter som normalnivå. Av endringer fra 2001–02 kan nevnes for Pb en liten nedgang for klatremus og krattspissmus og en liten økning for kjøttmeis, samt for Hg og Cd en liten økning for svarthvit fluesnapper og kjøttmeis (**tabell 3**). For de få prøvene av fjellrype og lirype vi har fått tilgang til ligger også nivåene for tungmetaller innenfor tilsvarende nivå som målt ved de to tidligere undersøkelsene.

For Al og Ca som er med i undersøkelsene pga at opptak i planter og dyr kan påvirkes av forsurening av jordsmonnet ser vi ingen endringer av betydning fra 2001–02 til 2011–13. De variasjoner og endringer vi finner for disse elementene ligger innenfor de nivå som vi ser på som naturlig variasjon for det aktuelle området.

Zn og Cu er med i undersøkelsen da opptaket av disse elementene, som er essensielle næringsstoff for dyr, kan påvirkes av konkurrerende opptak av tungmetallet Cd. Vi finner små forskjeller for disse elementene fra 2001–02 til 2011–2013, noe som er forventet da vi heller ikke har målt noen endringer av betydning for Cd. De variasjoner vi finner for disse elementene ligger også innenfor de nivå som vi ser på som naturlig variasjon for det aktuelle området.

Nedenfor følger mer detaljerte resultater og vurderinger for de grunnstoffene som er inkludert i undersøkelsen.

**Tabell 2.** Innhold av metaller og kalsium ( $\text{mg kg}^{-1}$ , tørrvekt) i lav, moser og planter innsamlet i Kjølsvik, Reinsjøområdet, Tjeldbergodden i henholdsvis 1993, 2001 og 2011. Tabellen viser antall prøver (n), median verdier og standard avvik (sd). < angir at >50 % av målte prøver har konsentrasjoner under vår deteksjonsgrense. Statistiske tester er for forskjeller mellom 2001 og 2011. – Concentration of metals ( $\text{mg kg}^{-1}$ , dry-weight) in the plant samples collected in the Kjølsvik – Reinsjøen area, Tjeldbergodden 1993 and 2001. Sample size (n), median value and standard deviation. < indicate >50 % of the sample with values below our detection limit.

Art	n	1993		n	2001		n	2011		Mann-Whitney U 2001 vs 2011	
		Median	sd		Median	sd		Median	sd	Z	p
<b>Kadmium (Cd)</b>											
Reinlav	6	0,054	0,013	6	0,040	0,017	6	0,024	0,006	-1,76	0,08
Etasjemose	6	0,077	0,041	6	0,077	0,096	6	0,035	0,012	-2,08	0,04
Furumose	6	0,063	0,036	6	0,081	0,016	6	0,034	0,011	-2,88	<0,01
Røsslyng	6	< 0,015		6	< 0,004		6	< 0,004			
Blåbær, blad	6	0,023	0,013	6	0,013	0,007	6	< 0,004		-2,99	<0,01
Blåbær, årsskudd	6	< 0,015		6	0,015	0,006	6	< 0,004		-2,93	<0,01
Risbjørk, blad	5	0,060	0,036	6	0,029	0,026	6	0,022	0,016	-1,12	0,26
Risbjørk, årssk.	5	0,104	0,046	6	0,055	0,061	6	0,034	0,018	-1,92	0,06
Bjørk, Blad	6	0,112	0,077	6	0,128	0,041	6	0,098	0,066	-0,80	0,42
Bjørk, årsskudd	6	0,176	0,063	6	0,169	0,062	6	0,135	0,089	-0,96	0,34
Ørevier, blad	6	0,389	0,470	6	0,324	0,116	6	0,312	0,108	-0,32	0,75
Ørevier, årsskudd	6	0,583	0,425	6	0,483	0,170	6	0,334	0,120	-1,12	0,26
<b>Kvikksølv (Hg)</b>											
Reinlav	6	0,040	0,040	6	0,039	0,010	6	0,034	0,110	-0,48	0,63
Etasjemose	6	0,035	0,078	6	0,053	0,010	6	0,031	0,012	-2,40	0,02
Furumose	6	0,052	0,189	6	0,063	0,016	6	0,023	0,010	-2,72	<0,01
Røsslyng	6	< 0,02		6	0,008	0,001	6	0,017	0,025	-0,96	0,34
Blåbær, blad	6	< 0,02		6	0,019	0,005	6	0,057	0,013	-2,88	<0,01
Blåbær, årsskudd	6	< 0,02		6	0,007	0,001	6	< 0,005		-1,79	0,07
Risbjørk, blad	5	< 0,02		6	0,011	0,002	6	0,006	0,003	-2,40	0,02
Risbjørk, årssk.	5	< 0,02		6	0,009	0,003	6	< 0,005		-3,08	<0,01
Bjørk, Blad	6	< 0,02		6	0,016	0,001	6	0,008	0,005	-1,92	0,06
Bjørk, årsskudd	6	< 0,02		6	0,009	0,002	6	< 0,005		-3,08	<0,01
Ørevier, blad	6	< 0,02		6	0,015	0,005	6	0,010	0,004	-1,92	0,06
Ørevier, årsskudd	6	< 0,02		6	0,007	0,004	6	< 0,005		-3,08	<0,01
<b>Nikkel (Ni)</b>											
Reinlav	6	< 0,5		6	0,12	0,03	6	0,13	0,02	-0,48	0,63
Etasjemose	6	< 0,5		6	0,38	0,12	6	0,28	0,15	-1,76	0,08
Furumose	6	< 0,5		6	0,42	0,24	6	0,26	0,06	-2,88	<0,01
Røsslyng	6	< 0,5		6	0,25	0,15	6	0,26	0,10	0,00	1,00
Blåbær, blad	6	< 0,5		6	0,23	0,12	6	0,19	0,04	-0,80	0,42
Blåbær, årsskudd	6	< 0,5		6	0,18	0,90	6	0,20	0,07	-0,16	0,87
Risbjørk, blad	5	< 0,5		6	0,37	1,55	6	0,36	0,27	-0,48	0,63
Risbjørk, årssk.	5	< 0,5		6	0,83	1,28	6	1,47	0,96	-0,96	0,34
Bjørk, Blad	6	< 0,5		6	0,41	0,84	6	0,65	0,55	-1,12	0,26
Bjørk, årsskudd	6	< 0,5		6	0,96	1,31	6	1,43	0,45	-1,60	0,11
Ørevier, blad	6	< 0,5		6	0,48	0,29	6	0,60	0,73	-0,48	0,63
Ørevier, årsskudd	6	< 0,5		6	0,66	0,18	6	0,59	0,46	-0,32	0,75
<b>Bly (Pb)</b>											
Reinlav	6	0,384	0,261	6	0,333	0,095	6	0,242	0,067	-1,44	0,15
Etasjemose	6	1,252	0,511	6	0,617	0,145	6	0,402	0,165	-1,76	0,08

Art	n	1993		2001		2011		Mann-Whitney U 2001 vs 2011			
		Median	sd	n	Median	sd	n	Median	sd	Z	p
Furumose	6	0,897	0,586	6	0,795	0,089	6	0,368	0,114	-2,88	<0,01
Røsslyng	6	< 0,2		6	0,018	0,005	6	0,008	0,004	-2,88	<0,01
Blåbær, blad	6	< 0,2		6	0,041	0,024	6	0,043	0,014	-0,16	0,87
Blåbær, årsskudd	6	< 0,2		6	0,009	0,005	6	0,006	0,003	-1,92	0,06
Risbjørk, blad	5	< 0,2		6	0,050	0,008	6	0,042	0,009	-0,96	0,34
Risbjørk, årssk.	5	< 0,2		6	0,077	0,014	6	0,032	0,031	-1,76	0,08
Bjørk, Blad	6	< 0,2		6	0,101	0,042	6	0,068	0,048	-1,44	0,15
Bjørk, årsskudd	6	< 0,2		6	0,088	0,015	6	0,033	0,011	-2,88	<0,01
Ørevier, blad	6	< 0,2		6	0,060	0,012	6	0,039	0,046	-1,92	0,06
Ørevier, årsskudd	6	< 0,2		6	0,047	0,018	6	0,022	0,018	-2,08	0,04
<b>Aluminium (Al)</b>											
Reinlav	6	43,0	15,2	6	50,5	9,5	6	77,4	12,2	-2,88	<0,01
Etasjemose	6	85,5	24,5	6	91,5	26,5	6	145,1	37,3	-1,60	0,11
Furumose	6	82,5	10,6	6	175,3	34,4	6	121,5	39,0	-2,08	0,04
Røsslyng	6	7,2	6,8	6	5,8	2,7	6	8,2	4,2	-1,04	0,30
Blåbær, blad	6	89,5	33,8	6	89,9	30,9	6	85,8	14,8	0,00	1,00
Blåbær, årsskudd	6	41,5	34,7	6	39,4	11,4	6	29,5	6,1	-1,92	0,06
Risbjørk, blad	5	5,2	12,8	6	6,4	2,6	6	17,0	4,4	-2,88	<0,01
Risbjørk, årssk.	5	7,5	11,1	6	7,2	3,4	6	8,6	6,4	-1,44	0,15
Bjørk, Blad	6	11,5	7,3	6	12,2	3,0	6	18,1	4,7	-2,40	0,02
Bjørk, årsskudd	6	11,6	6,8	6	8,3	2,8	6	8,7	1,9	-0,32	0,75
Ørevier, blad	6	23,0	46,3	6	18,5	8,4	6	33,0	13,6	-2,40	0,02
Ørevier, årsskudd	6	7,2	5,1	6	4,0	2,3	6	6,3	3,1	-1,22	0,22
<b>Kobber (Cu)</b>											
Reinlav	6	1,08	0,25	6	1,03	0,29	6	0,71	0,10	-1,92	0,06
Etasjemose	6	3,05	1,27	6	3,27	3,93	6	2,21	0,84	-2,24	0,03
Furumose	6	3,51	0,83	6	3,68	1,32	6	2,06	0,54	-2,72	<0,01
Røsslyng	6	6,72	1,72	6	5,82	0,67	6	5,81	1,08	0,00	1,00
Blåbær, blad	6	4,32	0,80	6	4,68	0,85	6	3,42	0,16	-2,88	<0,01
Blåbær, årsskudd	6	6,63	1,44	6	5,95	0,54	6	6,25	0,90	-0,16	0,87
Risbjørk, blad	5	3,33	0,26	6	3,22	0,68	6	2,37	0,25	-2,08	0,04
Risbjørk, årssk.	5	6,01	1,37	6	4,61	0,95	6	3,82	1,29	-1,12	0,26
Bjørk, Blad	6	3,01	0,71	6	3,12	0,55	6	2,78	0,41	-1,28	0,20
Bjørk, årsskudd	6	5,43	0,60	6	5,13	1,02	6	5,42	1,03	-0,32	0,75
Ørevier, blad	6	4,71	1,53	6	4,03	1,17	6	4,14	0,81	-0,16	0,87
Ørevier, årsskudd	6	7,56	4,09	6	6,18	1,27	6	5,88	1,32	-0,16	0,87
<b>Zink (Zn)</b>											
Reinlav	6	115,8	31,3	6	12,4	4,0	6	11,1	1,2	-0,96	0,34
Etasjemose	6	166,1	166,2	6	28,2	18,3	6	15,7	12,6	-2,08	0,04
Furumose	6	71,8	53,2	6	38,8	25,5	6	16,2	4,9	-2,88	<0,01
Røsslyng	6	61,0	33,6	6	16,7	3,6	6	18,4	3,3	-0,64	0,52
Blåbær, blad	6	72,6	61,0	6	11,7	4,7	6	10,1	1,4	-0,80	0,42
Blåbær, årsskudd	6	48,4	14,8	6	26,2	6,3	6	35,7	4,0	-1,92	0,06
Risbjørk, blad	5	169,9	59,1	6	112,5	37,2	6	126,2	77,3	-1,28	0,20
Risbjørk, årssk.	5	189,6	77,3	6	111,8	29,4	6	102,9	21,3	-1,12	0,26
Bjørk, Blad	6	291,4	185,6	6	152,7	56,4	6	119,0	67,8	-1,76	0,08
Bjørk, årsskudd	6	200,5	54,6	6	98,5	16,5	6	106,3	25,2	-2,08	0,04
Ørevier, blad	6	208,1	174,9	6	82,3	56,6	6	132,8	76,3	-0,64	0,52
Ørevier, årsskudd	6	187,5	143,9	6	76,6	27,6	6	102,3	42,2	-0,64	0,52

Art	1993			2001			2011			Mann-Whitney U 2001 vs 2011	
	n	Median	sd	n	Median	sd	n	Median	sd	Z	p
<b>Kalsium (Ca)</b>											
Reinlav	6	510	87	6	319	93	6	361	64	-0,80	0,42
Etasjemose	6	1774	430	6	1723	259	6	1287	348	-2,40	0,02
Furumose	6	2059	286	6	2054	198	6	1201	443	-2,88	<0,01
Røsslyng	6	3523	520	6	3364	702	6	3318	454	-0,32	0,75
Blåbær, blad	6	8970	2454	6	8556	1727	6	8583	1494	-0,32	0,75
Blåbær, årsskudd	6	6145	1267	6	5149	1281	6	8027	732	-2,56	0,01
Risbjørk, blad	5	5195	1446	6	4050	415	6	4346	739	-0,48	0,63
Risbjørk, årssk.	5	3156	695	6	2488	215	6	2512	246	-0,48	0,63
Bjørk, Blad	6	10329	2634	6	8662	1202	6	9785	1298	-1,44	0,15
Bjørk, årsskudd	6	5266	1804	6	4308	819	6	5395	319	-2,08	0,04
Ørevier, blad	6	6559	2671	6	4354	2233	6	6629	1681	-1,92	0,06
Ørevier, årsskudd	6	7487	1931	6	6190	2333	6	11141	2203	-2,24	0,03

## 3.2 Stoff som kan være skadelige for dyr og som får økt tilgjengelighet for levende organismer ved luftforurensning

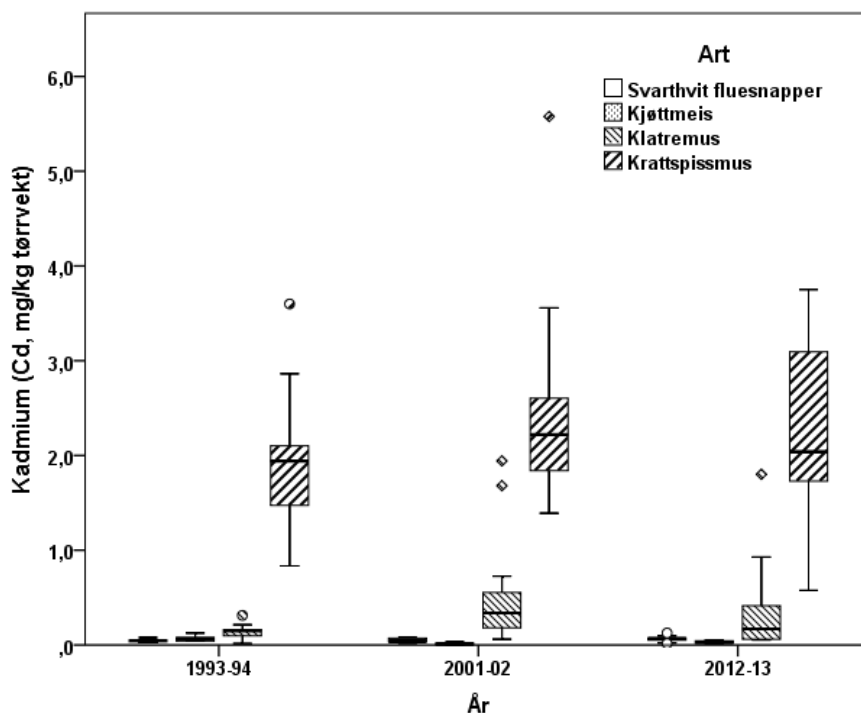
### 3.2.1 Kadmium (Cd)

Luftutslippene av Cd fra industrianlegget på Tjeldbergodden ser for perioden 1993 til 2012 ut til å ha vært lave (Knutsen og Johnsrud 1996, Haugsbakk 2000, 2002, Tønnesen og Haugsbakk 2012). Målinger i nedbør ved industrianlegget fra oktober 2009 til oktober 2010 (gjennomsnitt 0,04 µg/l) viser omtrent nivåer tilsvarende det vi finner på bakgrunnsstasjoner i Norge (Tønnesen og Haugsbakk 2012).

Cd har to hovedveier for tilgang til terrestriske næringskjeder. Den ene er gjennom planter (og invertebraters) opptak fra jordsmonnet og den andre er ved avsetning av Cd på overflata av planter.

Eventuelle endringer av tilførsel av Cd til det aktuelle undersøkelsesområdet vil vises ved endret innhold i moser og lav som i all hovedsak tar opp sin næring fra luft (siste 1–2 års periode), og for karplanter der endringer vil skyldes både endringer i opptak fra jordsmonnet (tilførsel av Cd til jordsmonnet via luft og forsuring av jordsmonnet, en effekt av mange års påvirkning) og endringer i det som avsettes på overflata av planter (effekt i løpet av siste vekstsesong). For dyr i terrestriske næringskjeder forventer vi sterkest akkumulering av Cd i plantespisende arter og da særlig arter som foretrekker de plantearter som har størst opptak av Cd fra jordsmonnet (eksempelvis hønsefugl som har bjørk og vier som viktig del av dietten, se Kålås & Lierhagen 1992, Larison et al. 2000). For slike arter kan det imidlertid være betydelige naturlige forskjeller mellom år på grunn av variasjon i diett mellom år. Derfor er ofte arter som under naturlige forhold har relativt lite inntak av Cd vel så egnet for overvåking av tilførsel av Cd til næringskjeder (her unger av svarthvit fluesnapper og kjøttmeis (viktigste føde er larver og insekter), klatremus (viktigste føde er gress, lyng, urter og frø) og krattspissmus (viktigste føde er insekter og meitemark)).

I lav og moseartene som også brukes for nasjonal overvåking av luftforurensning finner vi nedgang av Cd mellom 2001 og 2011 (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 2,83$ ,  $p = 0,075$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,30} = 11,70$ ,  $p = 0,002$ , interaksjon  $F_{2,30} = 1,57$ ,  $p = 0,22$ ). Nivåene er lave og ligger i begge periodene innenfor det som gjerne defineres som bakgrunnsnivå (se Direktoratet for naturforvaltning 1997) (**tabell 2**). For planteartene er nivåene stabile for de fleste undersøkte artene både for årsskudd og for blader, foruten blåbær som viser en nedgang, men her er nivåene allerede svært lave og ligger nå under vår deteksjonsgrense (**tabell 2**). For dyr finner vi tegn til nedgang for klatremus og krattspissmus og en liten økning for de to fugleartene,



**Figur 3.** Innhold av kadmium (Cd) i svarthvit fluesnapper, kjøttmeis, klatremus og krattspissmus innsamlet i området mellom Kjørsvik og Reinsjøen i 1993–94, 2001–02 og 2012–13 (boxplot). – Concentrations of Cd in *Ficedula hypoleuca*, *Parus major*, *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus* from the Kjørsvik – Reinsjø area in 1993-94, 2001-02 and 2012-13.

men disse endringene er svært små (**figur 3, tabell 3**). Alle målte verdier ligger imidlertid innenfor det som kan betraktes som normalnivå, og er betydelig lavere enn det vi finner i de sørligste delene av Norge som er sterkest påvirket av langtransporterte luftforurensninger (Kålås et al. 1994).

### 3.2.2 Kvikksølv (Hg)

Luftutslipp av Hg fra industrianlegget på Tjeldbergodden er forventet å være lavt og var i perioden 2008–2012 i størrelsesorden 10–20 g pr. år ([www.norskeutslipp.no](http://www.norskeutslipp.no)). Det foreligger ingen målinger av Hg i luft ved Tjeldbergodden for perioden 2011–2013.

Hg tas i svært liten grad opp av planterøtter (Lindquist 1991), og hovedveiene for tilgang av Hg oppover i terrestriske næringskjeder er enten via insekter eller som avsetning av Hg på overflata av planter.

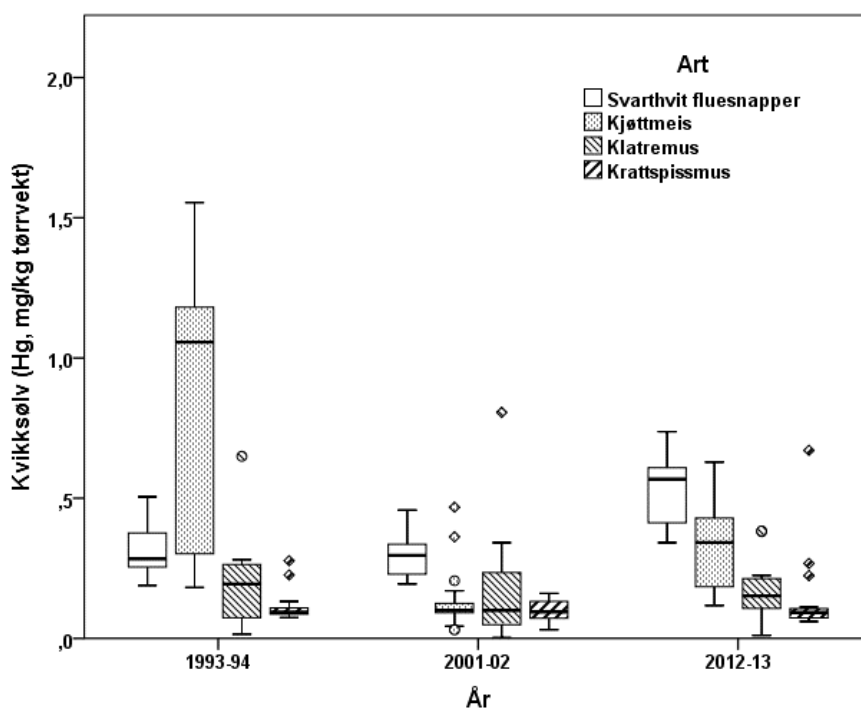
Eventuelle endringer av tilførsel av Hg til det aktuelle undersøkelsesområdet vil vises ved endret innhold i moser og lav, og for karplanter der endringer i hovedsak vil skyldes endringer i mengde Hg avsettes på overflata av planter (effekt i løpet av siste vekstsesong). For dyr i terrestre næringskjeder forventer vi sterkest akkumulering av Hg i de insektspisende artene, men eventuelle endringer for plantespisende arter er også en viktig parameter for dokumentasjon av eventuell forurensning av Hg.

**Tabell 3.** Innhold av metaller ( $\text{mg kg}^{-1}$ , tørrvekt) i dyr innsamlet i Kjølsvik – Reinsjøområdet, Tjeldbergodden i henholdsvis 1993, 2001 og 2012. Antall prøver ( $n$ ), median verdier og standard avvik ( $sd$ ), < angir at >50 % målte verdier er under vår deteksjonsgrense. Statistiske tester er for forskjeller mellom 2001–02 og 2012–13. – Concentration of metals ( $\text{mg kg}^{-1}$ , dry-weight) in the liver samples from animals collected in the Kjølsvik – Reinsjøen area, Tjeldbergodden 1993, 2001 and 2012. Sample size ( $n$ ), median value and standard deviation. < indicate >50 % of the sample with values below our detection limit. For scientific names see Vedlegg 2.

	<u>1993–94</u>			<u>2001–02</u>			<u>2012–13</u>			<u>Mann-Whitney U</u> <u>2001 vs 2012</u>	
	n	Median	sd	n	Median	sd	n	Median	sd	Z	p
<b>Kadmium (Cd)</b>											
Svarthvit fluesnapper	15	0,047	0,015	24	0,040	0,020	17	0,066	0,028	-1,61	0,11
Kjøttmeis	14	0,064	0,026	18	0,010	0,009	18	0,029	0,014	-3,86	< 0,01
Klatremus	13	0,151	0,074	15	0,338	0,557	15	0,169	0,469	-1,51	0,13
Spissmus	13	1,941	0,771	14	2,221	1,048	16	2,039	0,943	-0,79	0,43
<b>Kvikksølv (Hg)</b>											
Svarthvit fluesnapper	15	0,284	0,096	24	0,296	0,074	17	0,568	0,126	-4,90	< 0,01
Kjøttmeis	14	1,057	0,526	18	0,100	0,112	18	0,342	0,154	-4,08	< 0,01
Klatremus	13	0,194	0,164	15	0,100	0,208	15	0,152	0,105	-0,85	0,40
Spissmus	13	0,093	0,061	14	0,095	0,041	16	0,092	0,152	-0,04	0,97
<b>Nikkel (Ni)</b>											
Svarthvit fluesnapper	13	< 0,5		24	< 0,1		17	< 0,1			
Kjøttmeis	6	< 0,4		18	< 0,1		18	< 0,1			
Klatremus	13	< 0,3		15	< 0,1		15	< 0,1			
Spissmus	10	< 0,5		14	< 0,1		16	< 0,1			
<b>Bly (Pb)</b>											
Svarthvit fluesnapper	15	< 0,4		24	0,036	0,041	17	0,049	0,023	-1,43	0,15
Kjøttmeis	14	< 0,3		18	0,011	0,019	18	0,016	0,008	-2,25	0,03
Klatremus	13	< 0,2		15	0,022	0,244	15	0,010	0,013	-2,97	< 0,01
Spissmus	12	0,42	0,35	14	0,165	0,137	16	0,065	0,044	-2,79	< 0,01
<b>Aluminium (Al)</b>											
Svarthvit fluesnapper	13	< 0,5		24	0,62	0,47	17	< 0,5			
Kjøttmeis	14	< 0,5		18	< 0,5		18	< 0,5			
Klatremus	12	0,73	0,40	15	0,60	0,25	15	< 0,5			
Spissmus	12	1,09	1,08	14	1,25	1,37	16	0,49	1,11	-1,69	0,09
<b>Kobber (Cu)</b>											
Svarthvit fluesnapper	15	15,3	2,7	24	16,6	3,1	17	17,7	2,4	-1,30	0,20
Kjøttmeis	14	13,9	3	18	14,8	4	18	16,8	4,9	-2,75	0,01
Klatremus	13	14,2	2,2	15	14,1	1,9	15	13,9	1,8	-0,02	0,98
Spissmus	13	21,2	2,7	14	21,5	2,3	16	21,0	2,1	-0,29	0,77
<b>Sink (Zn)</b>											
Svarthvit fluesnapper	15	79,7	8,1	24	86,7	12,7	17	90,6	16,6	-1,85	0,06
Kjøttmeis	14	86,8	10,9	18	84,2	19,5	18	96,5	15,4	-1,36	0,17
Klatremus	13	90,9	11,6	15	98,9	10,5	15	91,5	10,0	-0,93	0,35
Spissmus	13	81,4	7,6	14	80,8	8,2	16	74,2	7,1	-1,41	0,16

Vi finner lave forekomster av Hg for våre tilførselsparametere og ingen entydige endringer mellom 2001 og 2011 (ANOVA for lav og moser: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 0,52$ ,  $p = 0,60$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,30} = 0,14$ ,  $p = 0,7$ , interaksjon  $F_{2,30} = 2,06$ ,  $p = 0,15$ ) (tabell 2). For planteartene finner vi lavt innhold av Hg og for de aller fleste artene noe lavere innhold av Hg i prøvene fra 2011 sammenlignet med 2001. Dette kan delvis forklares ved at våre analyser av standarder indikerer at vi har litt lavere deteksjon av Hg i planter nå i denne analyserunden sammenlignet med 2001. Sammenlignet med 2001–02 finner vi ingen endringer for krattspissmus og klatremus, mens det er en liten men entydig økning for innholdet av Hg i unger fra svarthvit fluesnapper og

kjøttmeis (**figur 4, tabell 3**). For 1993–94 var imidlertid innholdet av Hg i kjøttmeisungene enda høyere enn i 2011, noe som særlig skyldes relativt høye Hg-innholdet for denne arten i 1994. Det ser altså ut til å være en del mellomårsvariasjon for innhold av Hg i de inkluderte fugleartene. Dette er trolig forårsaket av forskjeller i deres føde mellom år. Som for de to tidligere undersøkelsene i dette området finner vi relativt høyt Hg-innhold i de undersøkte dyreartene sammenlignet med tilsvarende undersøkelser fra andre områder i Norge (Kålås et al. 1995a, 1995b). Det er nærliggende å anta at dette skyldes den relativt sterke marine påvirkningen på området, dvs. marin tilførsel av Hg.



**Figur 4.** Innhold av kvikksølv (Hg) i svarthvit fluesnapper, kjøttmeis, klatremus og krattspissmus innsamlet i området mellom Kjørsvik og Reinsjøen i 1993–94, 2001–02 og 2012–13 (boxplot). – Concentrations of Hg in *Ficedula hypoleuca*, *Parus major*, *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus* from the Kjørsvik – Reinsjø area in 1993-94, 2001-02 og 2012-13.

### 3.2.3 Nikkel (Ni)

Luftutslippene av Ni fra industrianlegget på Tjeldbergodden ser for perioden 1993 til 2012 ut til å ha vært lave (Knutsen og Johnsrud 1996, Haugsbakk 2000, 2002, Tønnesen og Haugsbakk 2012). Målinger i nedbør ved industrianlegget fra oktober 2009 til oktober 2010 (gjennomsnitt 0,21 µg/l) viser omtrent nivåer tilsvarende det vi finner på bakgrunnsstasjoner i Norge (Tønnesen og Haugsbakk 2012).

Ni har to hovedveier for tilgang til terrestriske næringskjeder. Den ene er via planter (og invertebraters) opptak fra jordsmonnet (Kabata-Pendias & Pendias 1992, Uhlig & Junttila 2001) og den andre er via avsetning av Ni på overflata av planter.

Eventuelle endringer av tilførsel av Ni til det aktuelle undersøkelsesområdet vil vises ved endret innhold i moser og lav, og for karplanter der endringer for Ni kan skyldes både endringer i opptak fra jordsmonnet (tilførsel av Ni til jordsmonnet via luft, en effekt av mange års påvirkning), og endringer i det som avsettes på overflata av planter (en effekt av avsetning i løpet av siste vekstsesong). Dyr tar i liten grad opp Ni via fordøyelsessystemet og ekskresjon av Ni er vanligvis effektiv (Goyer 1986). Økt tilførsel av Ni til naturmiljøet forventes derfor å gi begrenset anriking

i terrestriske dyr, og på grunn av den effektive ekskresjonen vil innhold som måles i dyr representere inntak i siste perioden før dyret er innsamlet.

For lav og mose er verdiene lave (**tabell 2**), med noe nedgang hos enkelte arter fra 2001 til 2011 (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 14,26$ ,  $p < 0,001$ , forskjell mellom perioder  $F_{1,30} = 8,78$ ,  $p = 0,006$ , interaksjon  $F_{2,30} = 4,07$ ,  $p = 0,027$ ). For alle planteartene finner vi verdier som i hovedsak ligger på tilsvarende nivå som det vi målte i 2001 (**tabell 2**). Høyest verdier finner vi i årskudd av risbjørk. Konsentrasjonene er meget lave sett i forhold til verdier målt i Sør-Varanger som er påvirket av den Russiske smeltevrksindustrien på Kola. Eksempelvis er Ni konsentrasjonene i blad fra blåbær i Sør-Varanger 10–100 ganger høyere enn det vi her måler (Uhlig & Junttila 2001). For dyreprøvene er medianverdiene for Ni under den deteksjonsgrensen vi nå har ( $< 0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ ) for alle gruppene av dyr som er inkludert i denne overvåkingen (**tabell 3**). Som eksempel på Ni-innhold fra et forurenset område hadde gråsidemus fra Sør-Varanger Ni-konsentrasjoner i lever i størrelsesorden  $0,5\text{--}0,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Kålås et al. 1995b).

### 3.2.4 Bly (Pb)

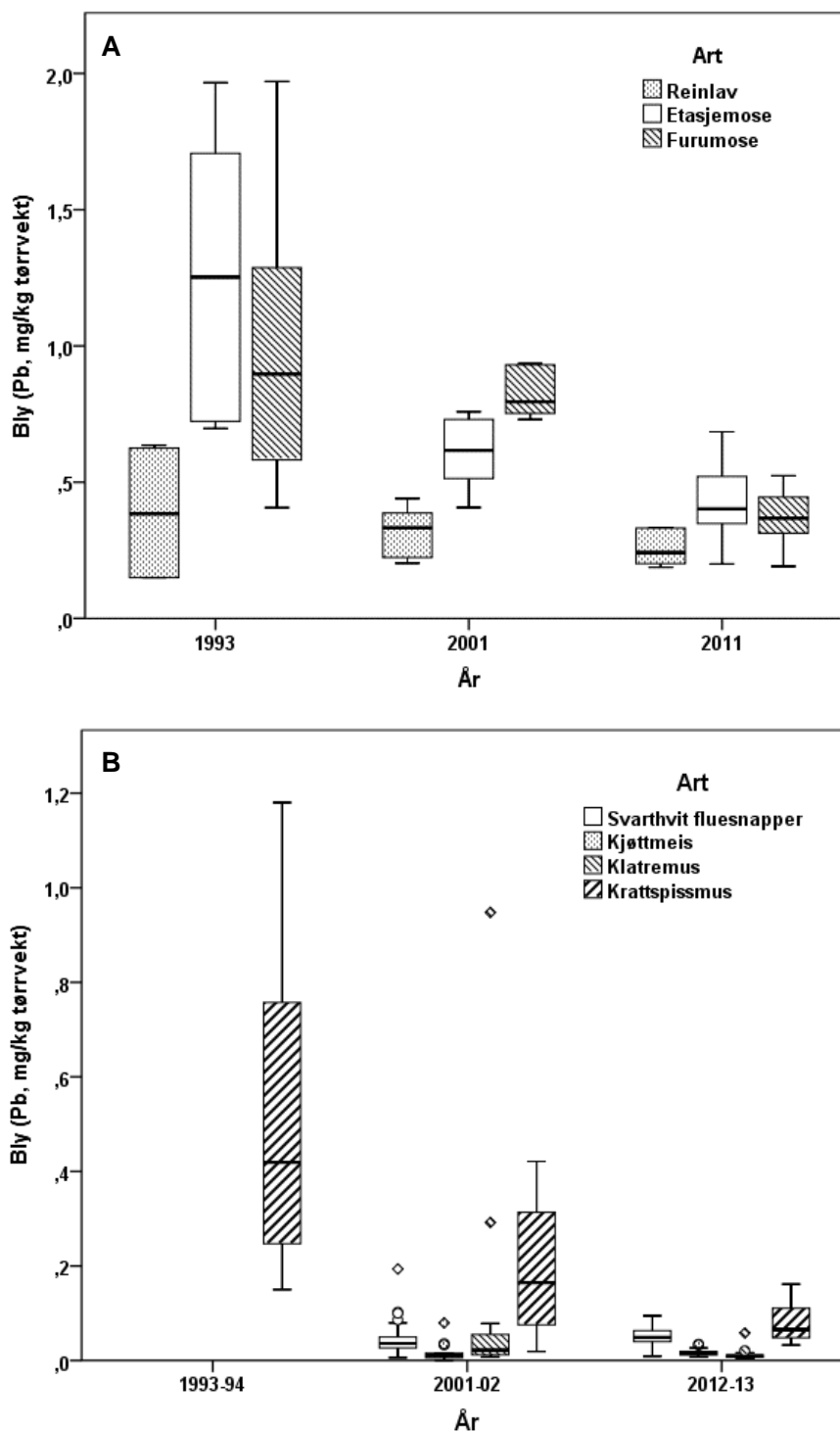
Luftutslippene av Pb fra industrianlegget på Tjeldbergodden ser for perioden 1993 til 2012 ut til å ha vært lave (Knutsen og Johnsrud 1996, Haugsbakk 2000, 2002, Tønnesen og Haugsbakk 2012). Målinger i nedbør ved industrianlegget fra oktober 2009 til oktober 2010 (gjennomsnitt  $0,23 \mu\text{g/l}$ ) viser omtrent nivåer tilsvarende det vi finner på bakgrunnsstasjoner i Norge (Tønnesen og Haugsbakk 2012), og i denne perioden var konsentrasjonen av Pb lavere for nedbørstasjonen på Tjeldbergodden enn for de 3 øvrige målestasjonene i området som ligger lenger borte fra industrianlegget (Vårli, Terningvatn og Solem). Luftmålinger utført av NILU tyder imidlertid på at Tjeldbergodden hadde litt høyere avsetning av Pb enn de øvrige 3 målestasjonene som er etablert i området (Vårli, Terningvatn og Solem) i perioden rundt forrige innsamlingsrunde 2001–02 (Haugsbakk 2000, 2002).

Pb tas i svært liten grad opp av planterøtter (Kabata-Penidas & Penidas 1992), og hovedveiene for tilgang av Pb oppover i terrestriske næringskjeder ser ut til å være via avsetning av Pb på overflata av planter. Inntak av støv/partikler fra det øverste jordlaget kan imidlertid for enkelte arter også være en betydningsfull opptakskilde (for hønsefugl se Kålås & Lierhagen 2003).

Eventuelle endringer av tilførsel av Pb til det aktuelle undersøkelsesområdet vil vises ved endret innhold i moser og lav, og for karplanter der endringer i hovedsak vil skyldes endringer i mengde Pb avsettes på overflata av planter (effekt i løpet av siste vekstsesong).

Lav og moseprøvene indikerer redusert mengde av Pb i det aktuelle undersøkelsesområdet fra 2001 til 2011 for moser, men stabilt nivå for lav (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 22,31$ ,  $p < 0,001$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,30} = 35,55$ ,  $p < 0,001$ , interaksjon  $F_{2,30} = 8,8$ ,  $p = 0,001$ ) (**tabell 2**). Det ble også registrert nedgang for disse artene mellom 1993 og 2001 (**figur 5a**). Dette er i samsvar med landsomfattende overvåking av metaller i moser for perioden 1977 til 2010 (Steinnes et al. 2011) og undersøkelser av tungmetaller i hønsefugl (Kålås & Lierhagen 2003) som viser både lavere tilførsel med langtransportert luft og redusert lokal tilførsel, hovedsakelig på grunn av overgang til bruk av blyfri bensin. For flere av planteartene finner vi også nedgang for innhold av Pb fra 2001 til 2011 og dette gjelder både for årskudd og for blader (**tabell 2**). For dyr finner vi i 2012–13 nivåer av Pb i samme størrelsesorden som i 2001–02, men med gjennomgående lavere verdier for krattspissmus og klatremus og litt høyere verdier for de to fugleartene (**figur 5b, tabell 3**).





**Figur 5.** Innhold av bly (Pb) i organismer innsamlet i området mellom Kjørsvik og Reinsjøen i de tre undersøkelsesperiodene (boxplot). **A)** Reinlav og moser i 1993, 2001 og 2011. **B)** Svart-hvit fluesnapper, kjøttmeis, klatremus og krattspissmus i 1993–94, 2001–02 og 2012–13. For 1993–94 var alle verdier for fluesnapper, kjøttmeis og klatremus under vår deteksjonsgrense for Pb (0,2 mg/kg for klatremus; 0,4 og 0,5 mg/kg for henholdsvis kjøttmeis og svart-hvit fluesnapper, se Kålås & Jordhøy (1995). – **A)** Concentrations of Pb in *Cladonia* spp (reinlav), *Hylocomium splendens* (etasjemose) and *Pleurozium schreberi* (furumose) in the Kjørsvik – Reinsjø area in 1993, 2001 and 2011. **B)** Concentrations of Pb in *Ficedula hypoleuca*, *Parus major*, *Clethrionomys glareolus* and *Sorex araneus* from the Kjørsvik – Reinsjø area in 1993–94, 2001–02 og 2012–13.

### 3.3 Stoff som kan være skadelige for dyr og som kan få endret tilgjengelighet ved forsurening av jordsmonnet

Situasjonen når det gjelder forsurening av jordsmonn forårsaket av menneskelig påvirkning (langtransportert og lokal luftforurensning) ser ikke ut til å ha endret seg nevneverdig i det aktuelle området i perioden 1993 til 2012. De årlige utslippene av NO<sub>x</sub> fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden har i perioden etter etablering i 1997 vært nedadgående og varierte i perioden 2008–2012 mellom 200 og 240 tonn NO<sub>x</sub> pr. år ([www.norskeutslipp.no](http://www.norskeutslipp.no)). Utslippene av SO<sub>2</sub> har for samme tidsperiode variert mellom 0,8 og 1 tonn pr. år. For perioden 1992 til 2006 har totalavsetningen av N økt noe, mens totalavsetningen av S har hatt en liten nedgang (Hole og Tørseth 2002 og Aas et al. 2008).

Undersøkelser av jord i det aktuelle området (Røsberg 2012) tyder på at det pågår en viss forsurening av jordsmonnet, og det er også tegn til en svak nedgang i næringsinnhold for planter i de rikere vegetasjonstypene (Pedersen og Aarrestad 2012). Dette skyldes trolig en naturlig suksessjon med økt tilgang på surere strø fra økt lyngvekst, og undersøkelsene av markvegetasjon finner ingen indikasjon på at utslipp fra metanolfabrikken har medført forsurening eller eutrofiering av vegetasjonen i furuskogen i området. Tilgangen til Ca er vurdert til å være god i forhold til eksisterende vegetasjon og skogproduksjon (Røsberg 2012). Se for øvrig senere avsnitt angående våre målinger av Ca-innhold i planter.

#### 3.3.1 Aluminium (Al)

Al er svært vanlig i naturmiljøet, men ved høy pH i jorda er Al nærmest utilgjengelig for planter og dyr. Ved forsurening av jordsmonnet kan tilgjengeligheten av Al for planter og dyr øke (Løbersli 1991). Fra industrianlegget på Tjeldbergodden slippes det ut gasser som kan medføre forsurening av jordsmonnet (NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub>).

Vi vil dokumentere eventuelle endringer i tilgjengelighet av Al ved å måle Al-innhold i karplanter. I dyr tas Al vanligvis bare i liten grad opp fra tarm (mindre enn 1 %) (Greger & Baier 1983) og utskilles effektivt via urin 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 innsamlet.

Analysene av Al i karplanter viste som i 2011 store forskjeller mellom arter (**tabell 2**). Variansanalysen for årsskudd indikerer at Al-innholdet i karplanter i 2011 ligger på samme nivå som i 2001 (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{3,40} = 71,15$ ,  $p < 0,001$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,40} = 0,29$ ,  $p = 0,59$ , interaksjon  $F_{3,40} = 5,18$ ,  $p = 0,004$ ). For dyreartene – som ved undersøkelsen i 2001 hadde en betydelig andel av prøvene over vår deteksjonsgrense for Al – finner vi nå en større andel av prøvene under denne deteksjonsgrense (< 0,5 mg/kg) (**tabell 3**). Resultatene for Al i vevsprøver fra dyr er imidlertid usikre på grunn av både stor naturlig variasjon for Al i lever og problemer med kontaminering av prøver (medfører både usikre data og relativt høy deteksjonsgrense). Vi ser imidlertid ingen tegn til ubalanse når det gjelder Al-innhold i lever for de aktuelle dyreartene.

### 3.4 Stoff som er nødvendige for dyr og som kan komme i ubalanse ved forurensning

#### 3.4.1 Kopper (Cu) og Sink (Zn)

Luftutslippene av Cu fra industrianlegget på Tjeldbergodden ser ut til å være lave (Knutsen og Johnsrud 1996, Haugsbakk 2000, 2002, Tønnesen og Haugsbakk 2012). Målinger i nedbør ved industrianlegget fra oktober 2009 til oktober 2010 viser gjennomsnitt 0,27 µg/l for Cu, og gjennomsnitt 6,45 µg/l for Zn. For Cu er dette nivåer tilsvarende det vi finner på bakgrunnsstasjoner i Norge, mens det ligger noe over bakgrunnsnivåene for Zn (Tønnesen og Haugsbakk 2012).

Cu og Zn er essensielle metaller for fugl og pattedyr, og det er nødvendig for at en rekke enzymer skal fungere. Både for mye og for lite av Cu eller Zn kan imidlertid gi skadelige effekter. Opptak fra føde i mage og tarm er vanligvis godt regulert etter behov (Elinder 1986, Aarseth & Norseth 1986). Opptaket av Zn og Cu kan imidlertid påvirkes av konkurrerende opptak av tungmetallet Cd, og dette er hovedgrunnen til at Cu og Zn inngår i denne overvåkingen. Cu og Zn-forgiftning eller mangel forekommer sjelden. Vanligst forgiftning synes å være kopperforgiftning hos drøvtyggere (Frøslie & Norheim 1983).

Vi bruker eventuelle endringer for Cu og Zn i lever hos de inkluderte dyrtene for vurdering av avvik i dyrs Cu og Zn balanse. Eventuelle forandringer for tilførsel av Cu og Zn til det aktuelle undersøkelsesområdet blir dokumentert ved måling av innhold i moser og lav. Mengde Cu og Zn tilgjengelig for plantespisende arter måles via innhold i de 5 karplanteartene.

Vi finner ingen endringer av betydning for innhold av Cu og Zn i lever hos de undersøkte dyreartene (**tabell 3**). Dette er som forventet da vi heller ikke fant noen endringer av betydning for Cd-innhold i lever for disse artene.

For Cu indikerer mose og lavprøvene litt lavere tilførsel til det aktuelle området (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 7,93$ ,  $p = 0,002$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,30} = 7,99$ ,  $p = 0,008$ , interaksjon  $F_{2,30} = 1,36$ ,  $p = 0,27$ ), men Cu-målingene i høyere plantearter mellom 2001 og 2011 er svært stabile (ANOVA årsskudd: forskjell mellom arter  $F_{3,40} = 7,71$ ,  $p < 0,001$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,40} = 0,18$ ,  $p = 0,67$ , interaksjon  $F_{3,40} = 0,28$ ,  $p = 0,84$ ) (**tabell 2**), og verdiene ligger innenfor naturlige nivå.

For Zn indikerer mose og lavprøvene litt lavere tilførsel til det aktuelle området i 2011 enn i 2001 (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 6,59$ ,  $p = 0,004$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,30} = 12,49$ ,  $p = 0,001$ , interaksjon  $F_{2,30} = 3,54$ ,  $p = 0,042$ ), men variansanalysen tyder på ubetydelige endringer for Zn-målingene i høyere plantearter mellom 2001 og 2011 (ANOVA årsskudd: forskjell mellom arter  $F_{3,40} = 24,77$ ,  $p < 0,001$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,40} = 0,16$ ,  $p = 0,69$ , interaksjon  $F_{3,40} = 1,51$ ,  $p = 0,23$ ) (**tabell 2**), og verdiene ligger innenfor naturlige nivå.

For Zn i planter målte vi betydelig lavere verdier i 2011 og 2001 enn det som ble målt i 1993 (**tabell 2**). Som påpekt i metodekapitlet gir analysemetoden vi nå bruker (2002 og 2014) ikke sammenlignbare verdier for Zn i planter med de analyser som ble utførte i 1993. Verdiene for 2001 og 2011 er utført etter samme metodikk og er derfor sammenlignbare.

### 3.4.2 Kalsium (Ca)

For jord med moderat til lav pH kan tilgjengeligheten av Ca for planter og dyr endres ved forsurening av jordsmonnet, eksempelvis på grunn av utslipp av gasser til luft. Industrianlegget på Tjeldbergodden slipper ut gasser som kan medføre forsurening av jordsmonnet ( $SO_2$  og  $NO_x$ ). Dette kan redusere dyr sin tilgjengelighet på Ca. Redusert inntak av Ca kan øke dyrs opptak av potensielt skadelige metaller og forsterke skadevirkninger av disse (for Pb, Cd og Al se Scheuhammer 1996). Redusert tilgang på invertebrater med høyt innhold av Ca kan også redusere eggkvalitet og dermed reproduksjon for fugl (se Nybø og Jerstad 1997). Målingene på Tjeldbergodden viser at det tilføres noe Ca til området med nedbør (gjennomsnitt 0,13 mg/l) (Tønnesen og Haugsbakk 2012). Dette er litt høyere enn for bakgrunnsstasjoner og skyldes trolig områdets nærhet til sjøen.

Vi vil dokumentere eventuelle forandringer av Ca-tilgjengelighet ved å måle Ca innhold i karplanter. Vi forventer at eventuelle omfattende endringer i disse artenes Ca-innhold i hovedsak vil skyldes endringer i jordsmonnet. Imidlertid må en forvente en viss naturlig mellomårsvariasjon når det gjelder Ca-innholdet i planter.

Analysene av Ca i karplanter viser som for 2001 store forskjeller mellom arter, men også litt høyere innhold av Ca for noen plantearter i 2011 sammenlignet med 2001 (**tabell 2**, ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{3,40} = 46,86$ ,  $p < 0,001$ , forskjeller mellom perioder  $F_{1,40} = 24,18$ ,  $p < 0,001$ ,

interaksjon  $F_{3,40} = 5,05$ ,  $p = 0,005$ ). Våre undersøkelser tyder på at innhold av Ca i planter varierer innenfor et naturlig nivå for det aktuelle området. For moser og lav viser analysene en liten nedgang hos moseartene fra 2001 til 2011 (ANOVA: forskjell mellom arter  $F_{2,30} = 77,23$ ,  $p < 0,001$ , forskjell mellom perioder  $F_{1,30} = 26,61$ ,  $p < 0,001$ , interaksjon  $F_{2,30} = 8,84$ ,  $p = 0,001$ ). Vi vurderer også disse forskjellene til å ligge innenfor naturlig variasjon mellom år.

## 4 Referanser

- Askvik, H. & Rokoengen, K. 1985. Geologisk kart over Norge, berggrunnskart Kristiansund. M 1:250 000. – NGU.
- Barton, J.C., Conrad, M.E., Harrison, L. & Nuby, S. 1978. Effect of calcium on the absorption and retention of lead. – *J. Lab. Clin. Med.* 91: 366–376.
- Cuvin-Aralar, M.L.A. & Furness, R.W. 1991. Mercury and selenium interaction: a review. – *Ecotox. Environ. Safety* 21: 348–364.
- Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for Terrestrisk Naturovervåking. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 158 s.
- Fremstad, E. 1994. Vegetasjonskart Tjeldbergodden Aure, Møre og Romsdal. – NINA Oppdragsmelding 265: 1–21.
- 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.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord og vegetasjonsundersøkelser. – NINA Oppdragsmelding 271: 1–30.
- Elinder, C-G. 1986. Zinc. I: Friberg, L., Nordberg, G.F. Vouk, V.B. (red.) Handbook of the toxicology of metals 2, s. 664–680. – Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Ganrot, P.O. 1986. Metabolism and possible health effects of aluminium. – *Environ. Health Persp.* 66: 363–441.
- Goyer, R.A. 1986. Toxic effects of metals. I: Klaassen, C.D., Amdur, M.O. & Doull, J. (red.) Casarett and Doull's toxicology, s. 582–635. – 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.
- Haugsbakk, I. 2000. Undersøkelse av nedbørkvalitet ved Tjeldbergodden I Aure kommune Mai 1999 – april 2000. – NILU OR 53/2000. 20 s.
- Haugsbakk, I. 2002. Målinger av meteorologi, luftkvalitet og nedbørdata på Tjeldbergodden I Aure kommune oktober 2000–oktober 2001. – NILU OR 7/2002. 260 s.
- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978–1982 and 1997–2001: status and trends. – NILU OR 61/2002: 1–72
- Kabata-Penidas, A. & Penidas, H. 1992. Trace elements in soil and plants. 2nd Edition. – CRS Press Inc., Florida.
- Knudsen, S. 1994. Spredningsberegninger for metanolfabrikk på Tjeldbergodden. – NILU OR 8/94. 32 s.
- Knudsen, S. & Johnsrud, M. 1995a. Forundersøkelse av luftforurensningssituasjonen på Tjeldbergodden i Aure kommune. Mai 1993–april 1994. – NILU OR 32/96. 31 s.
- 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.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen og Solhomfjell, 1991. – NINA Oppdragsmelding 132: 1–38.
- 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.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995a. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene 1994. – NINA Oppdragsmelding 367: 1–52.

- Kålås, J.A., Ringsby, T.H. & Lierhagen, S. 1995b. Metals and selenium in wild animals from Norwegian areas close to Russian nickel smelters. – *Environ. Monit. Assess.* 36: 251–270.
- Kålås, J.A., & Jordhøy, P. 1995. Miljøovervåking Tjeldbergodden. Metallinnhold i Terrestriske Næringskjeder. Grunnlagsundersøkelse 1993–94. – NINA Oppdragsmelding 351: 1–19.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21–29.
- Kålås, J.A. 2003. Miljøovervåking Tjeldbergodden. – Overvåking av metallinnhold i terrestriske næringskjeder 2001–02. – NINA Oppdragsmelding 796. 22 s.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000–01. – NINA-Oppdragsmelding 782: 1–41.
- 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. – Direktoratet for naturforvaltning. Rapp. 1989,8: 1–98.
- Løbersli, E. 1991. Soil acidification and uptake in plants. – Dr. scient thesis, University of Trondheim.
- McGowan, C. & Donaldson, W.E. 1987. Lead effects in the chick during selenium deficiency. – *Comp. Biochem. Physiol. Comp. Pharmacol. Toxicol.* 88: 23–26.
- Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. – DN-notat 1991,9: 1–58.
- Nybø, S. & Jerstad, K. 1997. Fossekall; hva vet vi om virkninger av sur nedbør, kalking og miljøgifter. – DN-utredning 1997–8, 43 s.
- Pedersen, B. & Aarrestad, P.A. (red.) 2012. Program for miljøovervåking Tjeldbergodden. Overvåking av jord, vegetasjon og epifytter 2011. – NINA Rapport 861.
- Rowland, R.D. & Bray, D.J. 1980. Cadmium retention in chicks: effects of calcium, vitamin D-3 and zinc. – *Poult. Sci.* 59: 16.
- Røssberg, I. & Aamlid, D. 2002. Miljøovervåking Tjeldbergodden – Overvåking av jord og jordvann i 1993/94 og 2001. Resultater, sammenligninger og vurderinger. – Skogforsk Oppdragsrapport 05/02, 21 s.
- Røssberg, I. 2012. Overvåking av jord. I: Pedersen, B. & Aarrestad, P.A., (red.) Program for miljøovervåking Tjeldbergodden. Overvåking av jord, vegetasjon og epifytter 2011. – NINA Rapport 861: 24–32.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Effect of acidification on the availability of toxic metals and calcium to wild bird and mammals. – *Environmental Pollution* 71: 329–375.
- Scheuhammer, A.M. 1996. Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. – *Environmental Pollution* 94: 337–343.
- Sokal, R.S. & Rohlf, F.J. 1981. *Biometry*. Second Edition. – W.H. Freeman and Company, New York.
- Steinnes, E., Røyset, O., Vadset, M. & Johansen, O. 1993. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1990. – SFT Rapport 523/93: 1–36.
- Steinnes, E. 2001. Metal contamination of the natural environment in Norway from long range atmospheric transport. – *Water, Air & Soil Pollution: Focus* 1: 449–460.
- 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.
- Steinnes, E., Berg, T., Uggerud H.T og Pfaffhuber, K.A. 2001. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse 2010. – Klima og forurensningsdirektoratet. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr. 1109/2011. 38 s.

- Uhlig, C. & Junttila, O. 2001. Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in Sør-Varanger, Northern Norway. – *Environmental Pollution* 114: 461–469.
- Aaseth, J. & Norseth, T. 1986. Copper. I: Friberg, L., Nordberg, G.F., Vouk, V.B. (red.) *Handbook on the toxicology of metals* 2, s. 233–254. – Elsevier Scientific Publishers, Amsterdam.
- Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2002. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn – Overvåking av vegetasjon og næringsforhold i jord i 1993/94 og 2001. – NINA-Oppdragsmelding 742, 45 s.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002–2006. – NILU OR 72/2008: 1–56.

## Vedlegg 1 – Metaller og kalsium i lav, moser og planter

*Metallinnhold i planter innsamlet ved Tjeldbergodden 25. august 2011. Alle verdier gitt som mg kg<sup>-1</sup>, tørrvekt. Art: 1 – reinlav (Cladonia spp), 2 – etasjemose (Hylocomium splendens), 3 – furumose (Pleurozium schreberi), 4 – blåbær (Vaccinium myrtillus), 5 – røsslyng (Calluna vulgaris), 6 – risbjørk (Betula nana), 7 – bjørk (Betula pubescens), 8 – ørevier (Salix aurita); Vev – plantedel: 1 – årsskudd, 2 – blad; Felt – se Figur 1. – Concentrations of metals in plant samples collected at Tjeldbergodden, 2001. All values given as mg kg<sup>-1</sup>, dry-weight. Art – species: 1 – Cladonia spp, 2 – Hylocomium splendens, 3 – Pleurozium schreberi, 4 – Vaccinium myrtillus, 5 – Calluna vulgaris, 6 – Betula nana, 7 – Betula pubescens, 8 – Salix aurita; Vev – part of plant: 1 – shoots from the current season, 2 – leaves.*

Art	Vev	Felt	Al	Ca	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1		A	58,4	414	0,034	0,70	0,299	0,12	0,206	12,8
1		B	78,3	396	0,020	0,56	0,054	0,11	0,188	9,9
1		C	76,4	326	0,028	0,81	0,018	0,16	0,333	9,7
1		D	67,2	473	0,022	0,72	0,040	0,11	0,201	10,8
1		E	93,3	313	0,026	0,77	0,028	0,15	0,331	11,9
1		F	82,7	323	0,019	0,57	0,020	0,13	0,277	11,4
2		A	163,7	1449	0,048	3,49	0,045	0,62	0,685	43,5
2		B	64,1	553	0,015	0,86	0,013	0,21	0,199	6,7
2		C	148,6	1487	0,038	2,43	0,033	0,29	0,379	15,1
2		D	141,7	1369	0,041	2,28	0,042	0,26	0,425	18,3
2		E	116,8	1088	0,030	2,14	0,026	0,25	0,348	16,4
2		F	159,1	1206	0,033	2,00	0,030	0,32	0,521	15,0
3		A	101,7	857	0,033	2,19	0,015	0,27	0,445	16,2
3		B	124,7	1248	0,038	2,26	0,031	0,26	0,367	20,2
3		C	134,5	1154	0,034	1,64	0,025	0,26	0,313	13,3
3		D	161,3	1668	0,049	2,96	0,038	0,28	0,524	21,7
3		E	118,4	1632	0,033	1,93	0,022	0,23	0,369	16,3
3		F	45,8	525	0,015	1,41	0,011	0,13	0,191	8,1
4	1	A	32,6	8088	< 0,004	5,92	< 0,005	0,16	0,011	34,5
4	1	B	37,0	7965	0,005	6,57	< 0,005	0,26	0,005	36,9
4	1	C	32,8	7198	< 0,004	5,76	0,053	0,15	0,008	28,6
4	1	D	22,4	6769	< 0,004	5,04	< 0,005	0,24	0,006	31,4
4	1	E	26,5	8402	< 0,004	6,67	0,006	0,31	< 0,005	38,9
4	1	F	22,3	8694	0,005	7,66	< 0,005	0,16	0,007	37,9
4	2	A	85,9	10514	< 0,004	3,38	0,050	0,17	0,060	13,2
4	2	B	109,6	9194	< 0,004	3,43	0,087	0,21	0,038	10,1
4	2	C	75,1	7917	< 0,004	3,72	0,061	0,15	0,047	9,5
4	2	D	96,5	6920	< 0,004	3,41	0,059	0,21	0,058	9,6
4	2	E	85,7	7972	< 0,004	3,71	0,056	0,26	0,025	10,9
4	2	F	68,2	10555	0,007	3,39	0,052	0,14	0,031	10,0
5		A	8,5	2960	< 0,004	6,04	< 0,005	0,25	0,014	17,1
5		B	11,1	3599	0,008	7,62	0,013	0,31	0,016	19,7
5		C	15,1	4087	< 0,004	6,15	< 0,005	0,39	0,008	21,5
5		D	7,8	3148	< 0,004	4,54	0,066	0,27	0,009	15,9
5		E	< 5,0	2889	< 0,004	5,58	0,021	0,13	0,007	22,4
5		F	5,5	3487	< 0,004	5,00	0,039	0,12	0,008	14,1



Art	Vev	Felt	Al	Ca	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
6	1	A	11,2	5455	0,328	6,62	< 0,005	1,26	0,050	117,8
6	1	B	7,7	5403	0,229	5,83	< 0,005	2,20	0,030	107,7
6	1	C	9,7	5387	0,100	3,90	< 0,005	1,60	0,035	81,5
6	1	D	6,5	6062	0,132	5,51	< 0,005	1,67	0,025	104,9
6	1	E	6,8	5103	0,103	5,32	< 0,005	0,94	0,030	151,9
6	1	F	10,0	5364	0,138	4,15	< 0,005	1,20	0,049	86,9
6	2	A	18,6	9621	0,236	2,87	0,006	0,67	0,075	141,8
6	2	B	12,1	8968	0,170	2,85	0,007	1,90	0,031	111,3
6	2	C	17,3	9950	0,059	2,12	0,005	0,80	0,035	84,1
6	2	D	17,6	7531	0,090	2,36	0,009	0,63	0,164	73,3
6	2	E	25,5	11417	0,085	3,27	0,013	0,34	0,068	261,4
6	2	F	22,9	10173	0,105	2,71	0,019	0,54	0,068	126,7
7	1	A	17,9	2481	0,044	4,30	< 0,005	1,89	0,063	107,2
7	1	B	9,2	2882	0,052	6,22	< 0,005	3,34	0,032	68,0
7	1	C	22,1	2673	0,037	2,89	< 0,005	1,21	0,107	99,5
7	1	D	7,5	2180	0,031	3,22	0,003	1,72	0,032	111,8
7	1	E	7,5	2342	0,012	5,10	0,003	0,75	0,031	106,3
7	1	F	8,0	2542	0,008	3,34	0,003	0,82	0,029	63,4
7	2	A	24,5	3682	0,013	2,51	0,011	0,60	0,051	66,1
7	2	B	13,6	5767	0,045	2,57	0,006	0,88	0,037	122,8
7	2	C	18,9	4072	0,030	2,05	0,003	0,29	0,059	129,5
7	2	D	15,6	4669	0,037	2,12	0,007	0,42	0,042	278,4
7	2	E	18,3	4015	0,010	2,64	0,006	0,18	0,043	212,4
7	2	F	12,3	4620	0,008	2,22	0,005	0,24	0,034	112,7
13	1	A	11,9	12368	0,286	7,93	0,003	0,46	0,064	123,7
13	1	B	5,0	11965	0,413	7,35	0,003	1,62	0,026	87,3
13	1	C	7,9	7077	0,318	4,22	0,003	0,69	0,016	56,7
13	1	D	5,1	8610	0,605	5,70	0,003	0,94	0,020	117,4
13	1	E	5,0	12324	0,350	6,06	0,003	0,40	0,021	167,1
13	1	F	7,5	10317	0,294	5,70	0,003	0,49	0,022	60,8
13	2	A	39,4	8077	0,257	5,61	0,012	0,65	0,147	165,4
13	2	B	35,4	6991	0,290	4,09	0,011	2,26	0,039	105,3
13	2	C	62,0	5377	0,391	4,98	0,008	0,89	0,040	60,4
13	2	D	26,7	6193	0,538	3,38	0,009	0,55	0,039	160,4
13	2	E	24,8	10048	0,335	4,19	0,019	0,28	0,030	249,0
13	2	F	30,6	6266	0,252	3,88	0,009	0,37	0,027	44,4

## Vedlegg 2 – Metaller i spurvefugl og småtattedyr

Metallinnhold i lever fra spurvefugler og småtattedyr innsamlet ved Tjeldbergodden 2012–2013. Alle verdier gitt som mg kg<sup>-1</sup>, tørrvekt. Art: 1 – svarthvit fluesnapper (*Fidicula hypoleuca*), 2 – kjøttmeis (*Parus major*), 7 – klatremus (*Clethrionomys glareolus*), 8 – krattspissmus (*Sorex araneus*); Kasse – fuglekasse nr.; Kjønn: 1 – hann, 2 – hunn; Vekt – kroppsvekt (g). – Concentrations of metals in liver samples for chicks from passerine birds and the small mammals collected in 2012–2013. All values given as mg kg<sup>-1</sup>, dry-weight. Art – species: 1 – *Fidicula hypoleuca*, 2 – *Parus major*, 7 – *Clethrionomys glareolus*, 8 – *Sorex araneus*; Dag – date; Mnd. – month; År – year; Kasse – nest-box no.; Kjønn – sex: 1 – male, 2 – female; Vekt – body weight (g).

Art	Dag	Mnd	År	Kasse	Kjønn	Vekt	Al	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1	2	7	2012	49		11,4	0,99	0,125	20,0	0,395	< 0,1	0,083	111,8
1	27	6	2012	43		11,4	< 0,5	0,052	22,0	0,669	< 0,1	0,068	115,9
1	27	6	2012	43		11,8	< 0,5	0,069	18,7	0,665	< 0,1	0,049	97,9
1	27	6	2012	43		12,7	< 0,5	0,041	18,3	0,737	< 0,1	0,060	99,6
1	13	6	2012	6		12,9	< 0,5	0,021	14,7	0,565	< 0,1	0,009	84,5
1	13	6	2012	6		13,2	1,45	0,030	14,6	0,590	< 0,1	0,018	87,0
1	27	6	2012	51		13,5	< 0,5	0,066	17,7	0,348	< 0,1	0,063	144,8
1	2	7	2012	49		13,6	< 0,5	0,074	16,0	0,413	< 0,1	0,065	89,0
1	2	7	2012	49		13,7	< 0,5	0,094	16,1	0,467	< 0,1	0,095	90,6
1	27	6	2012	32		13,7	< 0,5	0,059	17,4	0,555	< 0,1	0,040	108,1
1	27	6	2012	51		13,8	< 0,5	0,073	18,3	0,342	< 0,1	0,041	95,5
1	13	6	2012	6		14,0	< 0,5	0,016	17,3	0,568	< 0,1	0,010	82,8
1	27	6	2012	32		14,0	< 0,5	0,055	23,1	0,605	< 0,1	0,037	93,9
1	27	6	2012	37		14,5	< 0,5	0,084	19,9	0,574	< 0,1	0,058	80,9
1	27	6	2012	37		14,6	< 0,5	0,071	18,1	0,666	< 0,1	0,053	75,2
1	27	6	2012	37		14,6	< 0,5	0,056	17,3	0,608	< 0,1	0,047	89,4
1	27	6	2012	51		15,5	< 0,5	0,094	14,8	0,349	< 0,1	0,049	88,7
2	9	6	2011	17		18,9	< 0,5	0,017	13,3	0,117	< 0,1	0,034	69,8
2	9	6	2011	17		19,3	< 0,5	0,015	16,7	0,146	< 0,1	0,033	74,0
2	9	6	2011	17		19,8	< 0,5	0,011	13,3	0,135	< 0,1	0,027	71,6
2	13	6	2012	27		11,2	< 0,5	0,046	29,8	0,628	< 0,1	0,012	110,8
2	13	6	2012	24		11,7	< 0,5	0,024	20,9	0,201	< 0,1	0,013	125,1
2	13	6	2012	24		12,5	< 0,5	0,023	18,4	0,184	< 0,1	0,012	108,3
2	13	6	2012	27		13,1	< 0,5	0,039	20,1	0,515	< 0,1	0,015	103,0
2	18	6	2012	35		13,2	< 0,5	0,054	24,4	0,489	< 0,1	0,017	96,7
2	13	6	2012	52		13,7	< 0,5	0,042	14,3	0,399	< 0,1	0,011	94,0
2	13	6	2012	52		14,2	< 0,5	0,051	14,2	0,389	< 0,1	0,010	109,3
2	13	6	2012	24		14,4	< 0,5	0,018	18,0	0,178	< 0,1	0,019	109,4
2	13	6	2012	27		14,5	< 0,5	0,026	16,0	0,550	< 0,1	0,024	96,4
2	18	6	2012	35		14,8	1,50	0,046	27,6	0,429	< 0,1	0,017	91,9
2	18	6	2012	35		14,9	< 0,5	0,044	15,4	0,411	< 0,1	0,012	86,2
2	18	6	2012	31		15,6	< 0,5	0,021	16,9	0,316	< 0,1	0,018	109,8
2	13	6	2012	52		15,7	< 0,5	0,038	13,8	0,368	< 0,1	0,011	78,8
2	18	6	2012	31		17,0	< 0,5	0,032	18,2	0,300	0,345	0,018	96,8
2	18	6	2012	31		17,4	< 0,5	0,015	12,7	0,308	< 0,1	0,008	89,5
7	19	9	2012		1	25,54	< 0,5	0,052	14,0	0,010	< 0,1	0,021	90,5
7	14	9	2012		1	26,34	< 0,5	0,054	14,1	0,056	< 0,1	0,004	86,4
7	13	9	2012		1	26,46	< 0,5	0,058	15,8	0,225	< 0,1	0,006	104,4
7	13	9	2012		2	30,95	< 0,5	0,062	12,2	0,204	< 0,1	0,058	91,5
7	13	9	2012		2	33,38	1,63	0,054	13,9	0,086	< 0,1	0,008	105,4
7	14	9	2013		1	25,82	< 0,5	0,381	16,3	0,134	< 0,1	0,006	110,2
7	23	9	2013		1	25,84	< 0,5	0,928	15,4	0,222	< 0,1	0,010	100,5
7	16	9	2013		1	26,04	< 0,5	0,169	13,0	0,118	< 0,1	0,011	87,5
7	23	9	2013		2	27,08	< 0,5	1,801	18,4	0,381	< 0,1	0,007	109,2

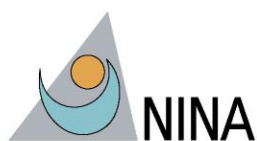
Art	Dag	Mnd	År	Kasse	Kjønn	Vekt	Al	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
7	23	9	2013		2	28,18	< 0,5	0,279	12,8	0,152	< 0,1	0,008	82,7
7	16	9	2013		1	28,28	< 0,5	0,397	12,6	0,131	< 0,1	0,017	84,0
7	14	9	2013		2	28,84	< 0,5	0,137	13,0	0,097	< 0,1	0,013	97,3
7	13	9	2013		2	29,03	< 0,5	0,091	12,3	0,158	< 0,1	0,008	105,2
7	14	9	2013		2	32,77	< 0,5	0,430	14,2	0,154	< 0,1	0,010	83,4
7	16	9	2013		2	34,43	< 0,5	0,591	12,7	0,383	< 0,1	0,010	87,7
8	13	9	2012			7,99	2,22	0,576	20,6	0,224	< 0,1	0,162	70,6
8	19	9	2012			8,36	< 0,5	3,358	24,8	0,093	< 0,1	0,059	84,9
8	19	9	2012			11,79	1,32	2,225	23,8	0,671	< 0,1	0,150	89,6
8	24	9	2013			8,67	1,04	1,731	26,0	0,267	< 0,1	0,119	88,7
8	23	9	2013			8,70	1,69	2,129	20,1	0,073	< 0,1	0,035	81,9
8	16	9	2013			8,73	0,68	3,515	20,2	0,082	< 0,1	0,060	82,5
8	23	9	2013			9,00	< 0,5	1,743	20,0	0,102	< 0,1	0,048	68,5
8	24	9	2013			9,00	< 0,5	3,684	21,6	0,066	< 0,1	0,084	74,1
8	23	9	2013			9,00	0,81	1,726	19,6	0,111	< 0,1	0,079	74,3
8	25	9	2013			9,13	0,30	2,828	20,5	0,084	< 0,1	0,053	72,6
8	25	9	2013			9,15	4,45	2,234	21,5	0,068	< 0,1	0,070	75,2
8	23	9	2013			9,31	< 0,5	1,948	19,4	0,074	< 0,1	0,048	72,3
8	24	9	2013			9,32	< 0,5	3,752	21,4	0,092	< 0,1	0,102	70,7
8	14	9	2013			9,34	1,79	1,134	18,6	0,101	< 0,1	0,154	70,5
8	23	9	2013			10,61	< 0,5	1,389	23,5	0,101	< 0,1	0,040	81,3
8	23	9	2013			11,11	< 0,5	1,824	22,4	0,061	< 0,1	0,033	68,3

## Vedlegg 3 – Metaller i hønsfugl

*Metaller i lever fra hønsfugler innsamlet ved Tjeldbergodden 2011–2013. Alle verdier gitt som mg kg<sup>-1</sup>, tørrvekt. Art: 3 – Lagopus lagopus, 4 – Lagopus mutus; Alder: 1 – ungfugl (ca 3 mnd), 2 – voksen fugl (> 15 mnd); Vekt – kroppsvekt (g). – Content of metals in liver samples for grouse species collected at Tjeldbergodden 2011–2013. All values given as mg kg<sup>-1</sup>, dry-weight. Art – species: 3 – Lagopus lagopus, 4 – Lagopus mutus; Dato – date; Mnd. – month; År – year; Alder – Age: 1 – juvenile (approx. 3 months), 2 – adult (> 15 months); Vekt – body weight (g).*

Art	Dato	Mnd	År	Alder	Vekt	Al	Cd	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
3	13	9	2013	1	302	< 0,50	0,574	17,0	0,050	< 0,10	0,115	77,6
4	13	9	2013	1	388	1,58	3,485	11,3	0,017	< 0,10	0,338	73,5
4	21	9	2011	1	386	< 0,50	3,824	12,5	0,011	< 0,10	0,734	68,6
4	2	10	2011	2	502	< 0,50	4,015	10,5	0,016	< 0,10	3,473	59,2
4	2	10	2011	2	483	2,18	7,423	13,7	0,034	< 0,10	2,357	96,9





*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-2671-4

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger