

058

utredning

Terrestrisk naturovervåking Akkumulering av metaller i hjortedyr

John Atle Kålås
Ivar Myklebust

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 47

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner NINA



NINA



NATUROVERVÅKING

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Program for terrestrisk naturovervåking

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

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

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

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

Følgende institusjoner deltar i faggruppen:

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

En programkoordinator ved DN fungerer som sekretær for gruppen.

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

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

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

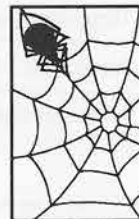
Terrestrisk naturovervåking Akkumulering av metaller i hjortedyr

John Atle Kålås
Ivar Myklebust

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 47

Oppdragsgiver Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner NINA



NATUROVERVÅKING

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

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

NINA Utredning

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

NINA Oppdragsmelding

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

NINA Temahefter

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

NINA Fakta-ark

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

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

Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Akkumulering av metaller i hjortedyr. - NINA Utredning 58: 1-45.

Trondheim, mai 1994

ISSN 0802-3107

ISBN 82-426-0480-0

Forvaltningsområde:
Naturovervåking
Monitoring

Copyright (C)

Stiftelsen Norsk institutt for naturforvaltning NINA
Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Redaktør:
Eli Fremstad

NINA, Trondheim

Design og layout:
Guri Jermstad
Sats: NINA

Trykk: Strindheim Trykkeri AL

Opplag: 300

Trykt på miljøpapir

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

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 1552

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Akkumulering av metaller i hjortedyr. - NINA Utredning 58: 1-45.

Som en del av DN's "Program for terrestrisk naturovervåking" vurderes en landsomfattende kartlegging av metallinnhold i hjortedyr. I den forbindelse presenteres 1) en litteraturstudie som sammenfatter tidligere undersøkelser av akkumulering av metaller i hjortedyr og 2) en detaljstudie av akkumulering av metaller i en elgbestand og en hjortebestand i Sør-Norge. Studiene har som mål å belyse om metallinnholdet i hjortedyr er forskjellig for hannedyr og hunndyr, og om metallene oppkonsentreres med økende alder. Slik informasjon er nødvendig for å kunne velge hvilke kjønn/aldersgrupper som skal benyttes ved rutinemessig overvåking.

Tidligere studier av metallforekomster i hjortedyr er utført i Nord-Amerika, Mellom-Europa og Skandinavia. Kunnskapsnivået er best for elg og rein; opplysninger for rådyr og hjort er svært begrenset. Kadmium er best undersøkt, og for dette metallet viser de fleste studiene en klar sammenheng mellom alder og forekomster av metallet i lever og nyre. For bly synes det også å være en akkumulering med økende alder, men dette må dokumenteres bedre. Data med hensyn til kjønnsforskjeller i akkumulering av bly er motstridende. Kvikksølv synes i svært liten grad å akkumulere i hjortedyr, mens kunnskap om aluminium er svært begrenset. Kopper og sink synes ikke å utgjøre noen risiko for viltlevende hjortedyr, men interaksjoner med bly og kadmium kan ha innvirkning på fysiologiske funksjoner. Mange faktorer synes å påvirke opptak av metaller. Naturlige variasjoner i jordsmonn vil kunne gjenspeile seg i planter og dermed i plantespisende dyrs innhold av metaller. Også dyrs forskjeller i fødevalg mellom årstider og mellom områder vil påvirke deres metallinnhold.

Detaljstudiene av metallforekomster i elg fra Birkenes og hjort fra Vindafjord viser at akkumulering av metaller og selen i lever er mer framtredd hos hannedyr enn hos hunndyr. For samtlige metaller er det en relativt begrenset andel av den totale variasjonen som kan tilskrives alder også for hannene (for elg: 10 - 20 %). For elgkyrne finner vi en økning av metallinnhold med økende alder bare for kadmium, kvikksølv og bly. Tidligere undersøkelser av hjortedyr har ofte gitt klarere sammenhenger mellom metallforekomster i lever og dyras alder enn det vi finner her. Dette kan komme av at mange av de tidligere studiene har en svært skjev fordeling av antall dyr i forskjellige aldersgrupper, med mange unge og bare få gamle dyr. Undersøkelsen viser lavt innholdet av de fleste metallene i lever fra de aller

eldste dyra. Denne undersøkelsen viser lavere innhold av bly i elglever enn tilsvarende undersøkelse fra Flekkefjord i 1978 og Telemark i 1984 - 85. For de øvrige metallene er innholdet av metaller på samme nivå som tidligere dokumentert. Hjort fra Vindafjord hadde betydelig lavere innhold av de fleste metaller og selen en elg fra Birkenes.

I forbindelse med mulige negative effekter av metaller i hjortedyr forårsaket av langtransporterte forurensninger er det mest aktuelt å overvåke forekomster av aluminium, bly, kadmium og kvikksølv. For begge kjønn har bly og kadmium en tendens til å akkumuleres i lever med økende alder. Bly akkumuleres i enda sterkere grad i beinvev. Aluminium forekommer også i høyest konsentrasjoner i beinvev. For en rutinemessig overvåking av metaller i hjortedyr anbefaler vi at det for elg benyttes hannedyr i aldersklassene 3-4 år og for hjort hannedyr i aldersklassene 2-3 år. Det bør analyseres for forekomster av bly, kadmium og kvikksølv i lever og aluminium og bly i beinvev. I forbindelse med en rutinemessig overvåking vil det også være viktig å ha kunnskap om innhold av kopper, selen og sink på grunn av deres mulige påvirkning av og samspill med de potensielt skadelige metallene. I en rutinemessig overvåking bør det derfor analyseres for forekomstene av disse metallene i lever.

Enneord: Terrestrisk miljø - overvåking - hjortedyr - metaller - selen.

John Atle Kålås, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Ivar Myklebust, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim. (Nåværende adresse: Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.)

Abstract

Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Monitoring terrestrial ecosystems. Accumulation of metals in cervids. - NINA Utredning 58: 1-45.

As part of the "Monitoring Programme for Terrestrial Ecosystems" under the auspices of the Directorate for Nature Management (DN), consideration is being given whether to undertake nationwide mapping of the loads of heavy metals in cervids. In this context, we are presenting here the results of a literature study and of a detailed investigation into the accumulation of metals in a moose (*Alces alces*) population and a red deer (*Cervus elaphus*) population in southern Norway aimed at showing whether the content of metals in cervids differs from males to females and whether the metals accumulate with age. Such information is essential when deciding on which sex and age groups to use for routine monitoring.

Studies of the occurrence of metals in cervids have previously been carried out in North America, Central Europe and Scandinavia. As regards Norwegian cervids, most is known about the moose and reindeer. Hardly any information is available concerning roe deer and red deer. Cadmium is the metal that has been best investigated and most studies concerning this metal show a clear relationship between age and the occurrence of the metal in the liver and kidneys. Lead also seems to accumulate with increasing age, but this requires better documentation. Data on differences in lead accumulation from one sex to another are contradictory. Mercury seems to accumulate to only a very slight degree in cervids, and very little is known about aluminium in this context. The essential metals, copper and zinc, do not seem to constitute a threat to wild cervids, but interactions between these and heavy metals such as lead and cadmium may have effects on physiological processes. Many factors seem to affect the uptake of metals. Natural variations in the soil from one area to another may be reflected in plants and thereby in the content of metals in animals. It is also essential to be aware of differences in the diet between animals from season to season and area to area.

Detailed studies of the occurrence of metals in moose from Birkenes in Aust-Agder and red deer from Vindafjord in Rogaland, both in southwestern Norway, show that the accumulation of metals in liver is more noticeable in males than females. However, in the case of all the metals a relatively limited proportion of the total variation can be ascribed to age, also as regards males (10-20 % in moose). Moose cows show such a relationship only in the case of cadmium and lead. Previous stu-

dies of metals in cervids have often revealed clearer relationships between the occurrence of metals in the liver and the age of the animal than have been found here. This may be because many of the previous investigations have had an extremely uneven distribution of numbers in different age groups, with many young animals and only a few old ones. This investigation, moreover, shows a relatively low content of all the metals (aluminium, lead, cadmium, copper, mercury and zinc), but not of selenium, in the liver of the oldest animals (> 10 years). In the context of possible negative effects of metals in cervids resulting from long-range air transport of pollution it is most relevant to monitor occurrences of aluminium, lead, cadmium and mercury. Lead and cadmium tend to accumulate in the liver of both sexes with increasing age. However, the present study reveals that lead accumulates to an even greater degree in the osseous tissue. The highest concentrations of aluminium also occur in osseous tissue. For routine monitoring of metals and selenium in cervids we recommend using for moose, bulls in the 3- and 4-year age classes, and for red deer, stags in the 2- and 3-year age classes. Analyses should be carried out for the occurrence of cadmium in the liver and aluminium and lead in the osseous tissue. During routine monitoring, it will also be important to obtain information about the content of the essential metals, copper and zinc, as well as of selenium, because of their possible effect on, and interaction with, the potentially injurious metals. Their occurrence in the liver should consequently be investigated during routine monitoring.

Key words: terrestrial environment - monitoring - cervids - metals - selenium

John Atle Kålås, Norwegian Institute of Nature Research, Tungasletta 2, N-7005, Trondheim, Norway
Ivar Myklebust, Norwegian Institute of Nature Research, Tungasletta 2, N-7005, Trondheim, Norway. (Present address: Directorate for Nature Management, Tungasletta 2, N-7005, Trondheim, Norway)

Forord

Innen Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt "Program for terrestrisk naturovervåking" pågår det, ved siden av integrert overvåking (nedbør, jord, vegetasjon, fugler og pattedyr) i faste overvåkingsområder, landsomfattende kartlegginger av miljøgiftbelastninger i utvalgte organismer.

I forbindelse med en nærmere vurdering av behov, omfang og metodikk for kartlegging av metallnivåer i norske hjortedyr har Norsk institutt for naturforskning (NINA) fått i oppdrag å utføre: 1) en sammenstilling av tilgjengelig informasjon om sammenhengen mellom alder, kjønn og metallnivåer i hjortedyr, og 2) en detaljstudie av aldersakkumulering av metaller og kjønnsforskjeller i metallbelastning for en elgbestand og en hjortebestand i Sør-Norge. Dette arbeidet rapporteres her.

Første del er en litteraturstudie. Den er skrevet av Ivar Myklebust parallelt med innsamlingen av prøver fra elg og hjort fra Sør-Norge høsten 1992. Andre del er metallanalyser av elgprøver fra Birkenes kommune i Aust-Agder og hjorteprøver fra Vindafjord kommune i Rogaland innsamlet høsten 1992. Denne delen er utarbeidet av undertegnede som også har vært prosjektansvarlig. All innsamling av vevsprøver er organisert av den lokale viltforvaltningen via fylkesmennenes miljøvernavdelinger og Direktoratet for naturforvaltning. Selve innsamlingen er utført av lokale jegere i forbindelse med storviltjakta.

Vi vil takke alle som har deltatt i innsamlingen og påpeke at dette arbeidet ikke hadde vært mulig uten den velvilje og interesse vi har møtt fra jegerhold.

Mottak og utsortering av prøver ved NINA er utført av laboratoriepersonell tilknyttet overvåkingsprogrammet for hjortevilt. Uttak av prøver for metallanalyser er utført av Erik Kvam og Thor Harald Ringsby. Syverin Lierhagen har hatt ansvaret for de kjemiske analysene. Vi vil videre takke Rolf Langvatn for verdifulle synspunkter på metoder for uttak av beinprøver fra kjevene, og Rolf Langvatn, Else Løbersli og Ingvild Svorkmo Espelien for kommentarer til et tidlig utkast av rapporten.

Trondheim, april 1994

John Atle Kålås

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Akkumulering av metaller i hjortedyr.	
Litteraturstudie.	6
2.1 Innledning	6
2.2 Metallene	7
Aluminium	7
Bly	7
Kadmium	9
Kopper	14
Kvikksølv	15
Sink	15
2.3 Oppsummering	16
3 Akkumulering av metaller og selen i elg og hjort fra Sør-Norge. Effekter av alder og kjønn	17
3.1 Innledning	17
3.2 Metoder	17
3.3 Resultater	20
Aluminium	20
Bly	22
Kadmium	23
Kopper	26
Kvikksølv	26
Selen	26
Sink	26
3.4 Diskusjon	27
3.5 Valg av strategi for rutinemessig overvåking av metaller i hjortedyr	29
4 Sammendrag	31
5 Summary	32
6 Litteratur	34
Vedlegg 1. Tungmetallundersøkelser av hjortedyr fra Norge	37
Vedlegg 2. Reanalyser vedrørende akkumulering av metaller i hjortedyr	40
Vedlegg 3. Primærdata for analysene av metallinnhold i elg fra Birkenes og hjort fra Vindafjord	42

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har startet et "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV) som har til hensikt å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte forurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). I denne sammenheng utføres det landsomfattende kartlegginger av miljøgifter i utvalgte organismer fra terrestre økosystemer (Bruteig 1991, 1993, Kålås & Lierhagen 1992, Nygård et al. 1993), og det utføres integrerte studier av nedbør, jord, plantesamfunn, bestandsstudier av fugler og pattedyr samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr i faste overvåkingsområder. Programmet skal supplere igangværende overvåkingsprogrammer i Norge og andre land og har som mål å kunne påvise lokale forandringer i terrestre økosystemer.

I forbindelse med denne overvåkingen ønskes det en landsomfattende oversikt over forekomstene av metallene aluminium (Al), bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg) og sink (Zn), samt selen (Se) i hjortedyr. Slik informasjon er ønskelig både for å vurdere mulighetene for potensielle negative effekter på bestandene forårsaket av metallforurensning og som grunnlag for en langsiktig overvåking av metallbelastningene i hjortedyr i Norge. Ved overvåking av forekomster av miljøgifter i viltlevende organismer er det viktig å velge rutiner som i størst mulig grad reduserer den variasjonen i forekomsten av miljøgifter som har andre årsaker enn forurensning. Slik variasjon kan for eksempel være forårsaket av systematiske forskjeller mellom aldersgrupper eller mellom kjønn. Informasjon om i hvilken grad de forskjellige metallene oppkonsentreres i hjortedyr med økende alder er mangelfull. For de fleste aktuelle metallene mangler det også informasjon om forskjeller i metallbelastninger mellom hanndyr og hunndyr.

Denne rapporten er todelt. Første del (**kap. 2**) gir en gjennomgang av tilgjengelig informasjon om akkumulering av metaller i hjortedyr. Denne delen er i all hovedsak en litteraturstudie med noe reanalysering av data. Andre del (**kap. 3**) er en analyse av metallinnhold i elg (*Alces alces*) fra Birkenes i Aust-Agder og hjort (*Cervus elaphus*) fra Vindafjord i Rogaland innsamlet under høstjakten 1992. Målet for denne undersøkelsen er å belyse i hvilken grad alder og kjønnsforskjeller påvirker forekomster av metaller i lever og beinvev. Til sammen gir delene grunnlagsinformasjon som er nødvendig ved valg av aldersgrupper og kjønn for rutinemessig overvåking av metallbelastninger, og presenterer informasjon som vil være nyttig ved tolking av resultater fra en slik overvåking.

2 Akkumulering av metaller i hjortedyr. Litteraturstudie

2.1 Innledning

Metaller er en naturlig del av miljøet og inngår i alle biologiske systemer. Mange av metallene er absolutt nødvendige for at ulike prosesser i en organisme skal kunne fungere. Disse benevnes essensielle metaller. Felles for disse er at dyr har utviklet fysiologiske mekanismer som styrer opptak, fordeling og ekskresjon. Dette gjør at innholdet av essensielle metaller i kroppen er godt regulert innenfor et relativt snevert konsentrasjonsområde.

De såkalte tungmetallene tilhører den gruppen av metaller som benevnes ikke-essensielle, de har altså ingen nødvendig funksjon i en organisme. Dyr har ikke utviklet fysiologiske mekanismer for å kunne takle tungmetaller, og opptak og ekskresjon er ikke regulert i forhold til hverandre. Dette medfører at tungmetallene kan akkumuleres i kroppen, og etterhvert oppnå konsentrasjoner som gir en toksisk virkning. De viktigste tungmetallene i toksikologisk sammenheng er bly (Pb), kadmium (Cd) og kvikksølv (Hg). Disse kan ha giftvirkninger selv ved svært lave konsentrasjoner. For en gjennomgang av tungmetallenes toksiske virkninger henvises det til Nybø (1991) og Espelien (1993).

Det er kjent at flere faktorer har innvirkning på akkumulering av metaller i dyr. Metallkonsentrasjoner kan variere mellom ulike organer, mellom kjønn og med dyrenes alder (Flick et al. 1971, NRCC 1979, Myklebust 1992). Når det gjelder ikke-essensielle metaller har enkelte av disse en klar tendens til akkumulering i lever og nyrevev med økende alder. Dette gjelder spesielt kadmium. Kritiske nivåer av dette elementet kan derfor oppstå selv ved lavdoseeksponering, forutsatt at eksponeringsperioden er lang nok (Scheuhammer 1987).

Del I av denne rapporten er en gjennomgang og vurdering av tidligere publiserte data over forekomster av metaller i hjortedyr i Norge, Norden og verden forøvrig. Spesielt legges det vekt på å framskaffe informasjon om sammenhenger mellom alder/kjønn og akkumulering av aktuelle metaller (Al, Pb, Cd, Cu, Hg, og Zn). En status for de norske undersøkelsene som omhandler metaller i hjortedyr er gitt i **vedlegg 1**. I tillegg har vi reanalysert data fra Sivertsen et al. (1991), for å se om dette relativt omfattende materialet kunne gi ytterligere opplysninger til nytte i denne rapporten. Reanalysene er listet opp i **vedlegg 2**.

Hovedmengden av tidligere publisert materiale om metallforekomster i hjortedyr kommer fra Norge, Sverige, USA og Canada.

I tillegg er det gjort en del undersøkelser i sentral-Europa, og da hovedsaklig i Tyskland og Polen. Utover Europa og Nord-Amerika har det ikke lyktes å oppdrive opplysninger. Materialet er innsamlet ved et omfattende litteratursøk i BIOSIS - databasen, og skulle derfor dekke hovedmengden av de publiserte undersøkelser som er gjort på metaller i hjortedyr.

2.2 Metallene

Her følger en generell oppsummering og diskusjon av publikasjoner som omhandler metaller i hjortedyr. Vi presenterer dette metall for metall, og gir en vurdering av omfang og kvalitet på kunnskapen om de seks metallene vi her behandler. Vi belyser også kunnskapsbehov for videre arbeid med metaller i hjortedyr i Norge.

Aluminium (Al)

Al tilhører ikke tungmetallene, men det er likevel knyttet stor interesse til dette metallet i forurensningsammenheng, da det er vist at tilgjengeligheten av Al øker sterkt ved forurensning av jordsmonnet (Løbersli 1991). Al er det tredje vanligste grunnstoffet i jordskorpa, men finnes likevel i svært små mengder i organismer (Ganrot 1986). Dette reflekterer at Al er et ikke-essensielt element som organismer tar opp i svært begrensede mengder. Økt tilgjengelighet som følge av jordforurensning kan imidlertid medføre økt opptak, og Al vil da kunne akkumuleres i beinvev og i hjernen (se Nybø 1991). Ved normal nyrefunksjon utskilles Al svært raskt via urinen (Ganrot 1986), og innholdet i lever og nyrer vil derfor være lavt. Flere har vist at Al har negativ effekt på metabolismen av kalsium og fosfor, og at Al kan akkumuleres og innvirke på vekst i beinvev (se Pedersen & Nybø 1990). For å kartlegge akkumulering og eventuelle effekter av Al synes det derfor nødvendig med analyser av Al i beinvev (Kålås & Lierhagen 1992).

Det foreligger svært begrensede opplysninger om forekomst av Al i hjortedyr. Den eneste undersøkelsen vi kjenner til hvor variasjoner med alder og kjønn er behandlet, er av Sivertsen et al. (1991), som blant annet har undersøkt Al i lever fra elg og tamrein i Sør-Varanger i Finnmark. Ellers foreligger det ikke kjente data fra andre steder i Norge, eller verden forøvrig.

Sivertsen et al. (1991) kunne ikke påvise at innholdet av Al i lever hos elg og rein er påvirket av kjønn. I rein fra Pasvik ble det påvist en svak korrelasjon mellom innhold av Al i lever og alder. Dette gjelder ikke for andre lokaliteter, og kunne heller ikke påvises i et samlet reinmateriale fra Finnmark (Sivertsen et al.

1991). Det er imidlertid rimelig å anta at dyr med høy levealder er mest utsatt, da den neurotoksiske effekt av Al normalt har vært betraktet som en langtids lavdose-effekt som ofte er tilknyttet aldringsprosesser (Rosseland et al. 1989).

I lever fra elg fra forskjellige lokaliteter i Finnmark kunne det ikke påvises signifikante geografiske gradienter. Hos rein kunne det påvises signifikante forskjeller mellom lokaliteter, men det er usannsynlig at dette skyldes forurensning av jordsmonn forårsaket av luftforurensning (Sivertsen et al. 1991).

På bakgrunn av dette må en kunne si at kunnskapsstatusen om Al i hjortedyr er dårlig, selv om den ene undersøkelsen som foreligger gir noe opplysninger om forholdet til kjønn og alder. Det er derfor et stort behov for videre arbeid med Al, og en bør spesielt prioritere å utvikle prosedyrer for å analysere Al i beinvev, da slikt vev sannsynligvis er bedre egnet til overvåking av Al enn lever og nyre.

Bly (Pb)

Pb er et ikke-essensielt element som har en rekke toksiske effekter (se Nybø 1991), og er et av de metallene som tilføres vår natur via lufttransport fra sør (Steinnes & Brevik 1987, Steinnes et al. 1988). I de sørligste deler av Norge er det vist forhøyde verdier både i jordsmonn og i villlevende hønefugler (Steinnes et al. 1989, Kålås & Lierhagen 1992). Disse fakta gjør at Pb er et av de metallene som bør prioriteres i en overvåking av metaller i hjortedyr.

Ved siden av Cd er Pb det metallet det har vært mest fokusert på i forbindelse med forurensning. Det foreligger en del data som omhandler Pb i hjortedyr, men det er likevel behov for mer kunnskap.

Det foreligger ikke data som viser at innholdet av Pb i organer hos hjortedyr er påvirket av kjønn. Våre reanalyser av data fra Sivertsen et al. (1991) viser imidlertid forskjeller mellom simler og bukker hos rein når det gjelder akkumulering av Pb i lever. Hos bukker er det en signifikant økning av Pb-innholdet i lever med økende alder ($r_s = 0,71$, $n = 34$, $p < 0,001$). Hos simler er det derimot ingen slik sammenheng ($r_s = 0,07$, $n = 24$, $p = 0,72$) (**vedlegg 2**).

Pb-innholdet i lever fra elg fra ulike lokaliteter i Norge viser en nord-sør gradient (Frøslie et al. 1984). Dette er i godt samsvar med den gradienten som er påvist i en landsomfattende undersøkelse, bl.a. av Pb-innhold, i etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) (Rambæk & Steinnes 1980). Denne undersøkelsen

viste hvilke deler av Norge som var utsatt for langtransporterte atmosfæriske forurensninger. Hvis en sammenligner Pb-innhold i lever fra elg og i mose fra de samme lokalitetene, viser dette en meget sterk sammenheng ($r = 0,92$) (Frøslie et al. 1984). Dette viser at lufttransportert Pb bidrar til den Pb-belastningen vi finner i elg i sørlige deler av landet.

Elg fra Blekinge i Sør-Sverige har høyere innhold av Pb i nyrevev enn dyr som inngår i et fallviltmateriale samlet inn fra hele Sverige. Alderssammensetningen i de to utvalgene er noe forskjellig, og en kan derfor ikke si om de registrerte forskjellene viser en reell regional gradient eller om det er dyrenes alder som spiller inn her (Frank et al. 1981). Tendensen er likevel til stede; også i Sverige er det en sør-nord-gradient med hensyn på Pb-innhold i elg.

I en undersøkelse av rein som omfattet dyr fra lokaliteter over hele Norge, kunne det ikke påvises en klar sør-nord-gradient med hensyn på Pb-innhold i lever (Frøslie et al. 1984). Også for Pb synes det som om andelen av lav i reinens føde har svært mye å si for innholdet i lever og nyre. Det synes som om ulikt næringsvalg hos rein fra ulike områder kan overskygge forskjeller i atmosfærisk tilført Pb mellom disse områdene (Frøslie et al. 1984). Det var ingen sammenheng mellom innhold av Pb i lever og innhold av Pb i etasjehusmose fra de samme lokalitetene ($r = 0,02$, n.s.) (Frøslie et al. 1984). Dette tyder på at Pb-belastningen hos rein ikke samsvarer med det forurensningsmønsteret en mener at innholdet i mosen viser. Dette samsvarer også med resultater fra Skogland & Strand (1991).

For rådyr foreligger data som viser regionale forskjeller i innhold av Pb i lever og nyre. Det er usikkert om forskjeller i Pb-nivåene mellom regioner er forårsaket av lokal Pb-forurensning, eller om forskjellene er forårsaket av at utvalget av dyr fra ulike regioner har ulik alderssammensetning (Frank et al. 1981). Det er videre vist at gevir kan være en meget god indikator på Pb-belastning i rådyr. Det er påvist regionale forskjeller som kan forklares ut fra lokale forurensningskilder. Også i historisk perspektiv viser det seg at gevir kan brukes for å gi et bilde av utviklingen med henhold til Pb-forurensninger i miljøet. I perioden 1968-82 er det i Sverige påvist en markert reduksjon i Pb-innhold i gevir fra rådyr. Dette er sterkt korrelert ($r = 0,95$) til reduksjoner av Pb-innholdet i bensin (Kardell & Källmann 1986).

For hjort foreligger meget sparsomt med data. En undersøkelse viser at hjort fra Smøla inneholder svært lite Pb (Frøslie et al. 1984), ellers foreligger det ikke data på Pb-innhold i hjort.

I USA er det gjort en del undersøkelser av Pb-belastning hos

hvitalehjort. I nærheten av et stort smelteverk i Pennsylvania, USA var Pb-innholdet i lever og nyre høyest hos dyr som levde i den umiddelbare nærhet og avtagende med økende distanse fra verket. Gradienten for Pb var imidlertid langt mindre markert enn den var for Cd og Zn. Selv om jordsmonnet i dette området inneholdt mye Pb, ble relativt lite overført til dyrenes fødeplanter, og Pb-innholdet i organer ble derfor ikke spesielt høyt. Fødeplantene inneholdt derimot svært mye Zn, og dette kan ha motvirket akkumulering av Pb i beinvev (Sileo & Beyer 1985). Det er tidligere vist at Zn kan motvirke akkumulering av Pb i beinvev (Willoughby et al. 1972).

Det er forøvrig vist regional variasjon med hensyn på innhold av Pb i hvithalehjort (Woolf et al. 1983).

Tenner og kjever fra hvithalehjort er analysert for Pb. Resultatene indikerer at alder, kjønn og region har relativt liten innflytelse på Pb-innholdet (Witkowski et al. 1982).

Sammenhengen mellom alder og akkumulering av Pb i lever hos hjortedyr er belyst kun i én publikasjon. Denne inneholder opplysninger om rein fra ulike deler av Finnmark, og viser at det er en tendens til økende Pb-innhold i lever med økende alder (Sivertsen et al. 1991) (tabell 4, vedlegg 2).

Tabell 4. Sammenhenger mellom alder og akkumulering av bly i lever hos rein fra ulike deler av Finnmark (reanalyser etter Sivertsen et al. 1991, vedlegg 2). Alle data gitt som mg kg^{-1} våtvekt, n - antall dyr, r_s - Spearman's korrelasjonsfaktor, p - signifikansnivå, b - stigningskoeffisient for den lineære regresjonen. - Statistical relationships between age and accumulation of lead in livers of reindeer from various parts of Finnmark (Sivertsen et al. 1991, appendix 2). n - number of animals, r - correlation coefficient, p - significance level, b - regression coefficient. All values given as mg kg^{-1} , wet weight.

Lokalitet	n	r_s	p	b
Jarfjord	31	0,24	0,18	0,128
Pasvik	30	0,45	0,02	0,024
Kautokeino	40	0,60	0,001	0,034

Kunnskapen om Pb i hjortedyr har mange huller. Faktorene alder og kjønn må belyses bedre, og spesielt for hjort trenger en mer opplysninger om nivåer i ulike deler av landet. En må også kartlegge hvilken betydning næringsvalget har med hensyn på akkumulering av Pb.

Kadmium (Cd)

Cd forekommer naturlig i lave konsentrasjoner i jordsmonn, og er et ikke-essensielt element. Dyr tar opp svært lite Cd fra tarmen, men det som blir tatt opp, akkumuleres i indre organer, hovedsaklig i lever og nyre. Dyr har ikke utviklet gode ekskresjonsmekanismer for Cd, og har dermed ikke mulighet for å skille ut like store mengder som blir tatt inn. Økt tilgjengelighet av Cd som følge av antropogene forurensninger kan medføre at dyr akkumulerer større mengder Cd enn hva som er normalt. For mer informasjon om forekomster og effekter av Cd viser vi til Pedersen & Nybø (1990), Nybø (1991) og Espelien (1993).

Det foreligge relativt omfattende opplysninger om Cd i hjortedyr, og det er derfor hensiktsmessig å foreta en oppsummering art for art.

Elg (*Alces alces*)

I Norge er elgen det hjortedyret som er best studert med hensyn til tungmetaller. Denne arten er kanskje det hjortedyr som er best egnet til overvåking av tungmetaller i nasjonal sammenheng, i og med at den er vidt utbredt og at den er relativt stasjonær (Frøslie et al. 1986). Det foreligger også en del opplysninger fra Norden forøvrig samt fra Nord-Amerika, og samlet må det sies at omfanget av eksisterende data er forholdsvis stort. Kvaliteten på de ulike arbeidene varierer, men de fleste har vært klar over den svært viktige sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd ved vurdering av innhold i lever og nyrevev. Det eksisterende materialet gir verdifull bakgrunnsinformasjon for å kunne vurdere hvilke aldersklasser av elg som bør brukes i en landsomfattende overvåking av Cd-innhold i elg. I Norge varierer nivåene i elglever mellom 0,05 og 4,2 mg kg⁻¹ (våttvekt) (Fimreite 1987, Frøslie et al. 1984).

Det foreligger få opplysninger om variasjoner mellom kjønn, og de undersøkelser som foreligger er ikke entydige. I en undersøkelse fra Finnmark ble det vist at oksene hadde signifikant høyere ($p < 0,01$) innhold av Cd i lever enn kyr. Dette forholdet antas å være forårsaket av aldersforskjeller mellom okser og kyr i dette materialet (Sivertsen et al. 1991). En undersøkelse fra Maine, USA (Scanlon et al. 1986) viser ulik akkumulering av Cd i nyrevev for hann og hunn. I dette materialet var imidlertid andelen av hunndyr svært liten i forhold til hanndyr, og dette gir en viss usikkerhet i beregningen. I begge disse undersøkelsene har altså sammensetningen av materialet vært slik at det gir usikre statistiske beregninger. Créte et al. (1987) viser at hunndyr har generelt lavere innhold av Cd i lever og nyre enn hanndyr, og fremholder laktasjon og utvikling av gevir som viktige faktorer i denne sammenheng. Begge disse prosessene er mineralkevende.

Det foreligger også en svensk undersøkelse som ikke kunne påvise forskjeller mellom kjønnene når det gjelder innhold av Cd i lever og nyre (Mattson et al. 1981).

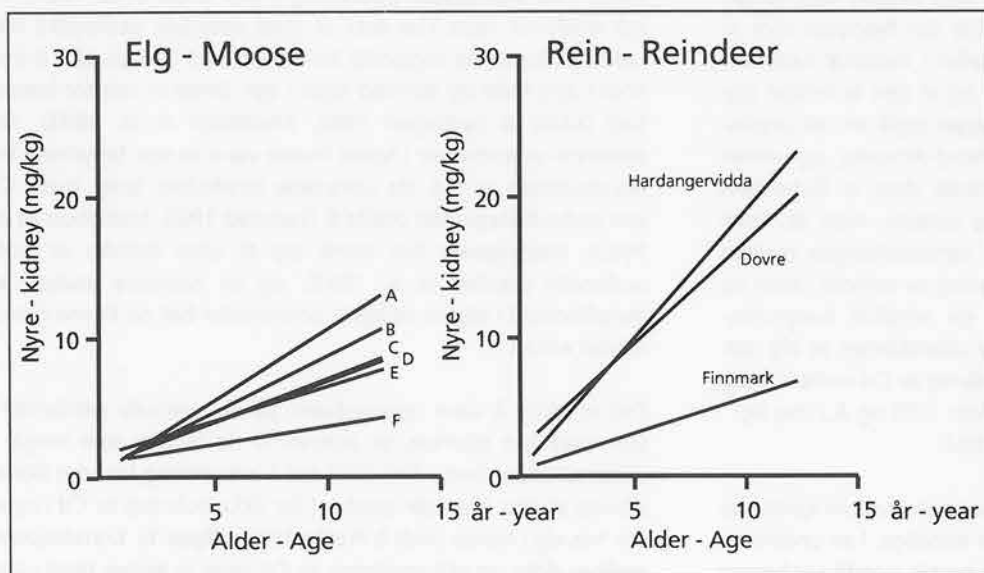
Det er påvist regionale forskjeller i Cd-innhold hos elg, og for Norge sett under ett foreligger det i denne sammenheng en klar nord-sør gradient (Frøslie et al. 1986). Også i Sverige er det dyr fra de sørligste deler av landet som inneholder mest Cd (Mattson et al. 1981), mens man i Finland ikke har kunnet påvise tydelige geografiske forskjeller med hensyn på Cd-innhold i lever og nyre (Valtonen & Vikberg 1982). Regionale forskjeller gjenspeiler Cd's biotilgjengelighet, noe som delvis kan forklares ut fra antropogene faktorer (Frank & Petersson 1984). I Telemark er det utført en undersøkelse som viser høyere Cd-innhold i nyre og lever hos dyr fra industrialiserte enn fra ikke-industrialiserte områder av fylket (Fimreite 1987). I Finnmark kunne slike regionale forskjeller ikke påvises (Sivertsen et al. 1991). Flere andre undersøkelser viser også at regionale forskjeller kan forklares med antropogen påvirkning (f.eks. Créte et al. 1987). En må imidlertid være klar over at også naturlige geologiske forhold kan forårsake regionale forskjeller med hensyn på Cd-innhold i dyrs føde og dermed også i dyr. Dette er vist for hønsefugl (Kålås & Lierhagen 1992, Myklebust et al. 1993). For eksempel vil andel vier i føden kunne være av stor betydning for akkumulering av Cd, da vierartene inneholder langt mere Cd enn andre beiteplanter (Kålås & Framstad 1993, Myklebust et al. 1993). Næringsvalg hos norsk elg til ulike årstider er godt undersøkt (Sæther et al. 1992), og en nærmere analyse av metallinnhold i elgens viktigste beiteplanter bør da kunne gjøres relativt enkelt.

Det er viktig å være oppmerksom på at regionale gradienter i stor grad kan påvirkes av alderen til de dyrene som inngår i undersøkelsen. Dette forholdet tatt i betraktning kan det likevel påvises en klar nord-sør-gradient for akkumulering av Cd i nyrevev hos elg i Norge (Holt & Frøslie 1987) (**figur 1**). Korrelasjonen mellom alder og akkumulering av Cd avtar jo lenger nord i landet en kommer (**tabell 1**). Dette understøtter teoriene om at elg i sørlige deler av Norge risikerer større inntak av Cd enn elg fra våre nordlige fylker. Frank (1984) viser også at den aldersavhengige akkumulering av Cd er sterkest i områder som antas å være påvirket av antropogene forurensninger.

Flere undersøkelser dokumenterer en klar sammenheng mellom alder og konsentrasjon av Cd i nyrene (Holt et al. 1983, Frøslie et al. 1986, Fimreite 1987). Også i lever er det påvist aldersavhengig akkumulering av Cd, men denne er mer moderat enn den akkumulering som finner sted i nyrene (Frøslie et al. 1986, Sivertsen et al. 1991). Sammenhengen mellom innholdet av Cd i

Tabell 1. Statistiske sammenhenger mellom alder og akkumulering av kadmium i lever og nyre hos elg. Alle data gitt som mg kg^{-1} , våtvekt. n - antall dyr, r - korrelasjonsfaktor, p - signifikansnivå, b - stigningskoeffisient. - Statistical relationships between age and accumulation of cadmium in livers and kidneys of moose. n - number of animals, r - correlation coefficient, p - significance level, b - regression coefficient. All values given as mg kg^{-1} , wet weight.

Lokalitet - Site	Organ	n	r	p	b	Kilde - Reference
Finnmark	Lever	71	0,34	< 0,01	0,04	Sivertsen et al. 1991, vedlegg 2
Østlandet/N-Trøndelag	Nyre	65	0,79	< 0,001	0,94	Holt et al. 1983
Vest-Agder/Aust-Agder/Telemark	Nyre	105	0,77	< 0,01	1,00	Frøslie et al. 1986
Østfold/Vestfold/Buskerud/Akershus	Nyre	209	0,75	< 0,01	0,77	Frøslie et al. 1986
Hedmark/Oppland	Nyre	232	0,70	< 0,01	0,61	Frøslie et al. 1986
Sør og Nord-Trøndelag	Nyre	118	0,58	< 0,01	0,51	Frøslie et al. 1986
Finnmark	Nyre	73	0,47	< 0,01	0,26	Frøslie et al. 1986



Figur 1.

Forholdet mellom konsentrasjonen av kadmium (mg kg^{-1} , våtvekt) og dyrenes alder. A - Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark, B - Østfold, Akershus, Buskerud, Vestfold, C - Hedmark, Oppland, D - Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, E - Nordland, F - Finnmark. Fra Holt & Frøslie 1987. - The relationship between the concentration of cadmium (mg kg^{-1} wet weight) and the age of the animals. (A - Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark; B - Østfold, Akershus, Buskerud, Vestfold; C - Hedmark, Oppland; D - Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag; E - Nordland; F - Finnmark). From Holt & Frøslie (1987).

disse to organene er imidlertid sterk ($r = 0,73$, Frøslie et al. 1986). Mange undersøkelser dokumenterer sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd uten å oppgi statistiske forholdstall (Mattson et al. 1981, Frank et al. 1981, Frank & Petersson 1984, Valtonen & Vikberg 1982, Créte et al. 1987, Glooschenko et al. 1988).

Det er behov for mer kunnskap om kjønn har noen betydning for akkumulering av Cd hos elg. Det er for mye "støy" i det eksisterende materialet, og det er derfor vanskelig å trekke sikre

konklusjoner. Ellers vet en mye om aldersavhengig akkumulering og regionale forskjeller.

Rein (*Rangifer tarandus*)

Cd-innhold i reinsdyr er ikke dokumentert like omfattende som for elg. Hovedtyngden av de undersøkelser som foreligger er utført i Norge. Disse gir nyttig informasjon om akkumulering av Cd i forhold til kjønn, region og alder.

Hos Svalbardrein er det vist at simler har en raskere akkumule-

ringsrate av Cd i lever enn bukker. Forholdet mellom Cd-konsentrasjon (y) og alder (x) kan beskrives med følgende ligninger (Borch-lohnsen et al. subm., gjelder våtvekt):

$$\text{Hann lever: } y = 0,03x + 0,36 \quad (r = 0,50, n = 21, p < 0,05)$$

$$\text{Hunn lever: } y = 0,18x - 0,09 \quad (r = 0,81, n = 23, p < 0,001)$$

$$\text{Hann nyre: } y = 0,44x + 0,94 \quad (r = 0,78, n = 15, p < 0,001)$$

$$\text{Hunn nyre: } y = 0,38x - 2,27 \quad (r = 0,84, n = 23, p < 0,001)$$

En canadisk undersøkelse påviser forskjeller i kadmuiminnholdet i lever mellom kjønnene til ulike årstider. Bukkene har høyere innhold enn simlene gjennom vinteren; om høsten er dette forholdet motsatt. Denne tendensen var så tydelig at det kunne beregnes en signifikant interaksjon mellom sesong og kjønn ($p = 0,048$). Dette kan muligens ha sammenheng med ulikt energiforbruk mellom kjønnene. Bukkenes energiforbruk i brunsttiden kan være av betydning i denne sammenheng (Créte et al. 1989).

Når det gjelder regionale forskjeller i Norge, viser det foreliggende materialet at reinsdyr fra Sør-Norge inneholder mer Cd enn dyr fra Finnmarksvidda. Dette gjelder også når man tar hensyn til dyrenes alder (Holt & Frøslie 1987) (**figur 1**). Det er mulig at dette gjenspeiler ulik grad av forurensning i de aktuelle områdene, men noe av mellomlokaltetsvariasjonen kan forklares ut fra reinens næringsvalg i de ulike områdene. Sentralt i denne sammenheng er andelen av lav, mose og vier i føden (Kålås & Lierhagen 1992). Lav har en meget spesiell oppbygning og mangler jordbundne røtter. Opptak av næringsstoffer skjer direkte fra luften. Lav har derfor et svært effektivt opptak av atmosfæriske partikler, deriblant langtransporterte tungmetaller. Reinen er det eneste kjente høyrestående virveldyr som utnytter lav som føde (Skogland 1990). Dette gjør at arten er spesielt utsatt for akkumulering av bl.a. tungmetaller (Skogland & Strand 1991). Når det gjelder Cd inneholder imidlertid vier betydelig mer Cd enn lav-artene (Kålås & Framstad 1993). Andel vier i føden vil derfor sterkt kunne påvirke akkumulering av Cd hos rein.

Hos villrein som lever på norske fjellplatåer inngår ulike lavarter som den viktigste vinterdiett (Skogland 1984). Tamreinen på Finnmarksvidda gjetes sommerstid ut til kysten, hvor den hovedsaklig beiter på urter og gress. Dette er plantegrupper med et generelt lavt innhold av Cd. Sommerbeitet kan derfor fungere som en slags "nedføring", og medvirker sannsynligvis til at Finnmarksreinen inneholder mindre Cd enn villreinen i Sør-Norge (Frøslie et al. 1986).

Svalbardreinen har høyere konsentrasjoner av Cd i lever og nyrer enn rein fra Finnmark, men lavere enn rein fra Sør-Norge (Frøslie et al. 1986). En nyere undersøkelse viser at svalbardreinen har

høyere innhold av Cd i lever og nyrer enn rein fra alle undersøkte lokaliteter på fastlandet (Borch-lohnsen et al. subm.). Dette bryter opp sør-nord-gradienten og understøtter teorien om at tamreinen i Finnmark har en diett som gjør den mindre utsatt for Cd enn rein fra andre deler av landet. Når det gjelder svalbardreinen, må det også nevnes at den har en vinterdiett som er noe forskjellig fra fastlandsreinen. På Svalbard spiser reinen hovedsaklig mose om vinteren, noe som kan bidra til det relativt høye innholdet av Cd i lever og nyrer (Borch-lohnsen et al. subm.). Det er kjent at de fleste av svalbardreinenes viktigste næringsplanter har høyere konsentrasjoner av flere metaller enn tilsvarende planter på fastlandet (Staaland et al. 1983). Dette kan sannsynligvis best forklares ut fra naturlige, geologiske forhold. Også i Lappland i Sverige er det vist at mineralrik berggrunn har innvirkning på de konsentrasjoner som kan påvises i beiteplanter samt i lever og nyre fra rein (Eriksson et al. 1990).

Ulikt næringsvalg til forskjellige årstider synes å være en faktor som påvirker innholdet av Cd i lever og nyrer hos rein. En undersøkelse fra Quebec i Canada viser at innholdet av Cd i disse organene er høyest vinterstid, noe som delvis kan forklares ut fra næringsvalg. Lav utgjør ca 70 % av vinterføden til rein i dette området, men mindre enn 26 % av sommerføden. Det er tidligere nevnt at lav er spesielt utsatt for opptak av luftbårne partikler, som f.eks metaller. Sesongvariasjonene kan også delvis forklares ut ifra den årlige vekstsyklus som lever og nyrer hos rein gjennomgår. Sommerstid, når dyrene fornyer sine energiresurser, vil vektøkningen medføre lavere konsentrasjoner i disse organene (Créte et al. 1989). Også på Svalbard er det vist at ekstreme livsbetingelser kan medføre at total kroppsvekt og vekten av lever og nyrer kan variere svært mye til ulike årstider. Dette fører til at konsentrasjoner av Cd i både lever og nyrer er lavest i sommerhalvåret (Borch-lohnsen et al. subm.), som er den årstiden næringstilgang og dermed vekt er på det høyeste.

Også hos rein er det påvist en sterk sammenheng mellom innhold av Cd i lever/nyre og dyrenes alder (Frøslie et al. 1986, Créte et al. 1989, Eriksson et al. 1990, Sivertsen et al. 1991, Borch-lohnsen et al. subm.) (**tabell 2**). Som for elg er den aldersavhengige akkumuleringen mest markant i nyrevev. Det er påvist en sterk sammenheng mellom innhold av Cd i nyre og i lever ($r = 0,85$, Frøslie et al. 1987; $r = 0,78$, Borch-lohnsen et al. subm.)

Hos kalver er det observert en tredobling av Cd-innholdet i nyre-vev i løpet av noen få måneder etter fødselen. Denne raske økningen finnes ikke hos andre aldersklasser, og har derfor stor innvirkning på den signifikante ($p = 0,0017$) interaksjonen mellom sesong og alder som kunne observeres (Créte et al. 1989).

Tabell 2. Statistiske sammenhenger mellom alder og akkumulering av kadmium i lever og nyre hos rein. Alle data gitt som mg kg^{-1} våtvekt, n - antall dyr, r - korrelasjonsfaktor, p - signifikansnivå. b - stigningskoeffisient. - Statistical relationships between age and accumulation of cadmium in livers and kidneys of reindeer. n - number of animals, r - correlation coefficient, p - significance level, b - regression coefficient. All values given as mg kg^{-1} , wet weight.

Lokalitet - Site	Organ	n	r	p	b	Kilde - Reference
Finnmarksvidda	Lever	101	0,60	< 0,0001	0,07	Sivertsen et al. 1991, vedlegg 2
Hardangervidda	Nyre	78	0,79	< 0,01	1,8	Frøslie et al. 1986
Dovrefjell	Nyre	74	0,76	< 0,01	1,5	Frøslie et al. 1986
Finnmarksvidda	Nyre	52	0,64	< 0,05	0,25	Frøslie et al. 1986
Svalbard	Lever	44	0,59	< 0,001		Borch-lohnsen et al.
Svalbard	Nyre	38	0,76	< 0,001	1,1	Borch-lohnsen et al.

For rein er det vist at næringsvalg og årstid har stor betydning for innholdet av Cd i lever og nyrer. Dette er faktorer vi trenger flere opplysninger om. Spesielt viktig i denne sammenheng er å undersøke om tæringen på energireserver gjennom en lang og hard vinter kan frigjøre bundet Cd fra detoksifisert til en toksisk aktiv form. Dette kan være en ekstra fysiologisk stressfaktor. Dette kan selvsagt også ha betydning for andre arter, men reinen kan være spesielt sårbar for dette på grunn av de ekstreme miljøforhold den lever i gjennom vinteren. Vi trenger også mer kunnskap om årstidsvariasjoner i Cd-innhold, og hva som er årsaken til dette (vektforhold, næring etc.).

På grunn av sin flekkvise utbredelse har reinen begrenset verdi i landsomfattende overvåking av tungmetaller. Det er imidlertid en svært interessant art pga. dens spesielle næringsvalg og til dens ekstreme livsmiljø. Dette er faktorer som gjør at reinen kan være spesielt utsatt for negative effekter av tungmetaller. For overvåking av tungmetaller i våre fjellområder vil reinen derfor være en nøkkelart.

Rådyr (*Capreolus capreolus*)

I Norge og Norden er det gjort relativt få undersøkelser av tungmetaller i rådyr. Fra Tyskland og Polen foreligger flere undersøkelser, og rådyr er det hjortedyret som har vært mest brukt til kartlegging av metallbelastninger i disse landene. Flere av undersøkelsene omhandler tungmetaller generelt, og det er gjort mye arbeide for å undersøke om gevir er et egnet organ til bruk i overvåking. Det mangler fortsatt mye kunnskap om metaller i rådyr; det eksisterer f.eks. ikke data om kjønn har innvirkning på akkumulering av Cd eller andre metaller.

Det er geografisk variasjon i Cd-innhold i lever og nyrer fra

rådyr, men det kan ikke påvises en klar sør-nord gradient i Norge (Holt & Frøslie 1987). Det ble heller ikke påvist gradienter mellom industrialiserte og ikke-industrialiserte deler av Telemark (Fimreite 1987). Også i Sverige er det påvist regionale forskjeller, men materialet er såpass begrenset at en ikke kan utelukke at variasjonen mellom områder er forårsaket av at dyrene fra de forskjellige områdene har en ulik alderssammensetning som forårsaker de forskjeller som er påvist (Frank et al. 1981).

I Tyskland har man arbeidet mer med rådyr i denne sammenheng, og det er vist at regionale forskjeller i Cd-innhold i lever og nyre hos rådyr kan forklares ut fra lokale forurensningskilder som trafikk og industri. Det er en klar tendens til at rådyr fra urbaniserte/industrialiserte strøk inneholder langt mer Cd i nyrevev enn dyr fra rurale områder (Lutz 1985).

Der er påvist en klar sammenheng mellom Cd i nyrevev og alder hos rådyr ($r = 0,87$). Materialet er lite ($n = 12$), og sikkerheten i beregningen er derfor noe svak (Holt et al. 1983). Også andre dokumenterer en slik sammenheng, uten at det statistiske forholdet her er oppgitt (Frank et al. 1981, Fimreite 1987). Flere undersøkelser fra Mellom-Europa bekrefter at akkumulering av Cd i lever og nyrer er aldersavhengig (Backhaus & Backhaus 1983, Müller 1985, Lutz 1985) (**tabell 3**). Den aldersavhengige akkumuleringen er mer markert i nyrevev enn i lever (Backhaus & Backhaus 1983) Sammenhengen er mest markert i områder påvirket av forurensning (Lutz 1985).

Rådyr er det eneste hjortedyret der det har blitt knyttet interesse til geviret i forbindelse med kartlegging og overvåking av Cd og andre tungmetaller. Det kan derfor være nyttig å oppsummere noe av dette arbeidet.

Tabell 3. Statistiske sammenhenger mellom alder og akkumulering av kadmium i nyre hos rådyr fra ulike deler av Tyskland. *n* - antall dyr, *r* - korrelasjonsfaktor. - *Statistical relationships between age and accumulation of cadmium in kidneys of roe deer from various parts of Germany. n* - number of animals, *r* - correlation coefficient..

Lokalitet - Site	n	r	Kilde - Reference
Nordrhein-Westfalen (Ruhrområdet)	25	0,83	Lutz 1985
Saarland	22	0,70	Müller 1985
Stade	10	0,76	Müller 1985

Gevir kan være et brukbart indikatororgan for Cd-belastning i rådyr. Det inneholder relativt lite Cd, men viser regionale forskjeller som kan forklares ut fra kjente forurensningskilder (Kardell & Källmann 1986). Dersom noe akkumulert Cd frigjøres ved utvikling av gevir, er det mulig at ulike aldersgrupper kan ha forskjellig innhold av Cd i geviret. Det foreligger ikke opplysninger som belyser dette aspektet. I den sterkt industrialiserte Krakow-regionen i Polen har geviret hos rådyr i perioden 1920-73 hatt en dramatisk nedgang i lengde og vekt, faktisk er reduksjonen på 25-32 %. Dette kan forklares med forurensning av rådyrenes leveområder, spesielt tungmetallutslipp fra de velkjente Nowa Huta smelteverkene (Jop 1979).

Tungmetaller og forsurening har negativ innvirkning på en del av de elementene som er nødvendige for utvikling av gevir, bl.a. kalsium, og inntak av tungmetaller som Cd og Pb via føden kan forstyrre en normal metabolisme av disse stoffene (Sawicka-Kapusta et al. 1981, Grodzinska et al. 1983). Det er vist at sammenhengen mellom inntatt mengde tungmetaller via føden er sterkt korrelert med innholdet av tungmetaller i gevir ($r = 0,99$, $p < 0,05$) (Sawicka-Kapusta et al. 1981).

En slik kvalitetsendring av geviret er ikke påvist hos hjort fra det samme området. Dette kan ha sammenheng med at rådyr og hjort utvikler geviret til forskjellige årstider, og at næringsvalget til de to artene i de respektive årstider gjør at Cd i ulik grad er biotilgjengelig for dem (Grodzinska et al. 1983). Hjorten utvikler sitt gevir fra April til Juni, i en periode hvor frisk og relativt lite forurenset vegetasjon er tilgjengelig som føde. Rådyret utvikler sitt gevir gjennom vinteren (Desember-Mars) og beiter da på vegetasjon som er relativt mye forurenset sammenlignet med den friske vårvegetasjonen.

De polske undersøkelser inneholder også mye informasjon om innhold av tungmetaller i rådyrets beiteplanter, og viser at biotilgjengeligheten av metaller i ulike regioner gjenspeiler seg i innholdet i lever, nyre, tarmsystem og feces hos rådyr (Sawicka-Kapusta et al. 1981, Grodzinska et al. 1983, Babinska-Werka & Czarnowska 1988).

I forhold til den kunnskapen vi har om Cd i elg og rein, er kunnskapen om Cd i rådyr relativt sparsom. I Norge trenger vi mer informasjon om regionale forskjeller og innvirkningen til faktorer som alder og kjønn før vi kan vurdere å bruke rådyr i overvåking. Resultater fra andre land tyder imidlertid på at rådyr kan være godt egnet, men det foreligger begrenset materiale med opplysninger om innhold i lever og nyrer. Det er vist at gevir kan brukes til å påvise regionale forskjeller i innhold av metaller. Gevir kan derfor brukes i en langsiktig overvåking.

Hjort (*Cervus elaphus*)

Det er utført tre undersøkelser som omhandler innhold av Cd i hjort. To av disse er fra Norge (Frøslie et al. 1986, Holt & Frøslie 1987) og en fra Nederland (Holterman et al. 1984). Omfanget av det norske materialet er relativt begrenset, og det foreligger ikke data som viser at innholdet av Cd i organer hos hjort er påvirket av alder eller kjønn. Fra Nederland ble det derimot dokumentert en positiv sammenheng mellom Cd i nyre og alder.

Det er påvist en sør-nord-gradient i Cd-innhold i lever og nyre hos hjort (Frøslie et al. 1986). Denne undersøkelsen er basert på et lite materiale ($n = 17$), og det sies heller ingenting om hvilke lokaliteter dyrene kommer fra. Det å konkludere med at det foreligger en sør-nord-gradient kan derfor synes noe dristig.

I forhold til de andre hjortedyrene ser det ut til at hjorten har lavere innhold av Cd i både lever og nyrer (Frøslie et al. 1986, Holt & Frøslie 1987). Dette kan muligens være en følge av forskjeller mellom områder, men kan også skyldes forskjeller i fødevalg.

Kunnskapsbehovet om innhold av metaller i hjort er stort. Dette er en art som er aktuell i overvåkingssammenheng, og det er derfor meget viktig å gjennomføre pilotstudier som kan vise hvordan alder og kjønn påvirker innholdet av tungmetaller hos hjort.

Hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*)

Dette er en av Nord-Amerikas mest tallrike og vidt utbredte storviltarter, og arten er mye brukt til overvåking av metallbelastning i naturen.

Flere har påvist at det ikke er forskjeller mellom kjønnene med hensyn på innhold av Cd i lever hos hvithalehjort (Woolf et al. 1982, Créte et al. 1987, Stansley et al. 1991). Dette kan være forårsaket av et lite utvalg av hunndyr i forhold til hanndyr.

Cd-kontaminering i hvithalehjort fra Quebec i Canada fulgte samme regionale mønster som hos elg fra de samme områdene. Nivåene var riktignok lavere hos hvithalehjort enn hos elg. Dette kan forklares ut fra forskjeller i næringsvalg, og med at elg har lenger levetid enn hvithalehjort (Crete et al. 1987). Regionale forskjeller er påvist i flere undersøkelser, og kan forklares med nærhet i forhold til en forurensningskilde/urbane områder (Sileo & Beyer 1985, Glooschenko et al. 1988, Stansley et al. 1991) eller med en naturlig økologisk faktor som vegetasjonstype (Kocan et al. 1980, Glooschenko et al. 1988). Cd-innhold varierer i større grad enn andre metaller innen samme region. Dette gjør at det kreves mer stedsspesifikk overvåking av dette elementet (Woolf et al. 1983).

Man har også prøvd å bruke beinvev som indikatororgan på Cd-belastning, men selv i nærheten av et Zn-smelteverk i Pennsylvania, USA lå innholdet av Cd i tenner og beinvev i all hovedsak under deteksjonsgrensen ($< 0,1 \text{ mg kg}^{-1}$, tørrvekt) (Sileo & Beyer 1985). Dette kan tyde på at det må tilføres svært store mengder Cd i dietten før en kan registrere akkumulering i beinvev.

Flere undersøkelser på hvithalehjort bekrefter at alder har en signifikant innvirkning på akkumulering av Cd i lever og nyre (Kocan et al. 1980, Woolf et al. 1982, Sileo & Beyer 1985, Créte et al. 1987, Glooschenko et al. 1988, Stansley et al. 1991). Ingen av disse arbeidene oppgir korrelasjons-/regresjonsfaktorer.

Kopper (Cu)

Cu er et essensielt metall, som er nødvendig for en rekke enzytiske reaksjoner (Cousins 1985). Opptaks- og ekskresjonsmekanismer er godt regulert i forhold til hverandre, og dyr er normalt i stand til å regulere sitt Cu-innhold innen et relativt snevert konsentrasjonsområde. Hos hjortedyr synes det likevel som om Cu varierer i langt større grad enn f.eks. Zn (Frøslie et al. 1987). Både for lave og for høye konsentrasjoner av Cu i næringen kan gi forstyrrelser i Cu-balansen, og i begge tilfeller kan skadelige effekter oppstå. Et annet moment i denne sammenheng er at inntak av Cd og Zn kan medføre forstyrrelser i Cu-balansen (Abdulla & Chmielnicka 1990). Forholdet mellom Cd, Cu og Zn er svært komplekst, og varierer mellom arter og med alder (Stonard & Webb 1976, Bremner 1978).

Da Cu er et essensielt element, har det ikke vært fokusert på

dette i forurensning sammenheng, og materiale og kunnskap om Cu i denne sammenheng er derfor relativt begrenset. I motsetning til hva som er påvist hos sau (Frøslie 1977) finnes det ingen indikasjoner på at det foreligger patologiske effekter eller klinisk sjukdom som skyldes mangel på eller overbelastning med Cu hos ville hjortedyr i Norge (Frøslie et al. 1987).

Det foreligger ikke data fra de norske hjortedyrene som viser forskjeller mellom kjønn med hensyn på innhold av Cu. Cu-innholdet i lever hos hvithalehjort fra Illinois, USA har signifikant sammenheng både med alder og kjønn. Store variasjoner mellom lokaliteter kan her forklare de observerte alders- og kjønnsforskjellene i materialet sett under ett (Woolf et al. 1982, 1983).

I Norge er det påvist regionale forskjeller i Cu-innholdet i lever fra elg, rein og rådyr, men det er ingen systematiske trender som kan gjenspeile eventuelle langtransporterte forurensninger. For alle tre artene var innholdet av Cu høyest i dyr fra Trøndelag (Frøslie et al. 1987). Også i Lappland i Sverige er det påvist små regionale forskjeller hos rein, men innholdet i lever varierer mye fra individ til individ i forhold til hva som er tilfelle i nyrevev (Eriksson et al. 1990).

Det synes som om variasjonen i Cu-innhold hos dyr fra forskjellige lokaliteter stort sett kan tilskrives naturlige variasjoner i Cu-forekomst mellom lokaliteter. I området Jarvfjord i Finnmark ble det imidlertid funnet Cu-konsentrasjoner i lever fra rein som er klart høyere enn konsentrasjonene fra andre lokaliteter i Finnmark. Dette er også de høyest Cu-verdiene som er målt i rein i Norge. Det er sannsynlig at de høye Cu-verdiene i reinlever fra Jarvfjord har sammenheng med atmosfærisk tilførsel av Cu til dette området (Sivertsen et al. 1991).

I nærheten av et Zn-smelteverk i USA var Cu-innholdet i de undersøkte organer uavhengig av distanse fra verket (Sileo & Beyer 1985). Dette til tross for at Zn og Cd kan ha innvirkning på Cu-metabolismen hos pattedyr (Gunson et al. 1982, Abdulla & Chmielnicka 1990).

Når det gjelder sammenhengen mellom alder og innhold av Cu i lever fra hjortedyr foreligger data med ulik tendens. I en omfattende undersøkelse som omfattet dyr fra Sør-Norge og Finnmark ble det ikke funnet noen sammenheng mellom alder og innhold av Cu (Frøslie et al. 1987). I et nyere materiale fra forskjellige lokaliteter i Finnmark ble det imidlertid funnet en slik korrelasjon ($r = 0,47$, $p < 0,0001$) for elg (Sivertsen et al. 1991).

Vi trenger flere opplysninger om hvilken innvirkning faktorer som alder og kjønn har på innholdet av Cu i hjortedyr. Det bør

også gjennomføres studier i områder man vet er påvirket av langtransporterte metallforurensninger. Det kan gi opplysninger om hvordan dyr takler en ekstra tilførsel av Cu, og om hvordan interaksjoner mellom metaller som Cd, Cu og Zn virker inn.

Kvikksølv (Hg)

Hg er et ikke-essensielt element som har en rekke skadevirkninger (se Nybø 1991). Det foreligger både i organiske forbindelser og som metallisk Hg i uorganiske forbindelser. Antropogen tilførsel til miljøet er godt dokumentert, og også i Norge tilføres Hg med luftmasser fra industrialiserete områder i Europa (Anderson & Steinnes 1989).

Kunnskapen om Hg i hjortedyr er svært begrenset. Det foreligger ikke data som viser at innholdet av Hg i organer hos noe hjortedyr er påvirket av alder eller kjønn.

Nivåene som er målt i lever fra elg er generelt svært lave, og gir ikke grunnlag for påvisning av eventuelle regionale forskjeller i Hg-belastning (Frøslie et al. 1984, Sivertsen et al. 1991).

Sammenlignet med andre hjortedyr inneholder lever fra rein noe mer Hg, men konsentrasjonene er likevel svært lave. Dette forholdet er uavhengig av lokalitet og viser heller ingen klar sør-nord-gradient (Frøslie et al. 1984). Også for Hg ser det ut til at mengden lav i føden er bestemmende for innholdet i lever. Det er vist at lav kan ta opp Hg fra luften (Steinnes & Krog 1977), og dyr som beiter på lav vil følgelig være spesielt utsatt for Hg. Det er vist at rein på vinterbeite (lav) har mer Hg i lever enn dyr fra samme populasjon om sommeren (gress og urter) (Frøslie et al. 1984).

En undersøkelse på hvithalehjort fra Oklahoma, USA viser relativt lave nivåer som varierer lite mellom lokaliteter (Kocan et al. 1980).

Det synes ikke som om akkumulering av Hg er noe problem hos hjortedyr. Også for andre plantespisende arter er det funnet svært lavt innhold av Hg (Kålås & Lierhagen 1992). Kunnskapene om effekter på plantespisende arter av lave doser av Hg over lange tidsrom er imidlertid mangelfulle.

Sink (Zn)

Zn er et essensielt element for en rekke enzymatiske reaksjoner (Cousins 1985). Opptaks- og ekskresjonsmekanismer er godt regulert i forhold til hverandre, og dyr er normalt i stand til å regulere sitt Zn-innhold innen et relativt snevert konsentrasjons-

område. Både for lave og for høye konsentrasjoner av Zn i næringen kan gi forstyrrelser i Zn-balansen, og i begge tilfeller kan skadelige effekter oppstå. Et annet moment i denne sammenheng er at inntak av Cd og Cu kan medføre forstyrrelser i Zn-balansen (Abdulla & Chmielnicka 1990). Forholdet mellom Cd, Cu og Zn er svært komplekst, og varierer mellom arter og med alder (Stonard & Webb 1976, Bremner, 1978). Det er kjent både hos fugl og hos pattedyr at det er en sammenheng mellom akkumulering av Cd og akkumulering av Zn, noe som skyldes at de bindes til like bindingssteder på proteiner (Elinder & Piscator 1978, Myklebust 1992). Holterman et al. (1984) fant imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom innhold av Cd og Zn i nyre hos hjort.

Da Zn er et essensielt element, har det ikke vært betraktet som særlig interessant i forurensningssammenheng, og materiale og kunnskap om Zn i denne sammenheng er derfor relativt begrenset. Det finnes imidlertid ingen indikasjoner på at det foreligger patologiske effekter eller klinisk sjukdom som skyldes mangel på eller overbelastning med Zn hos ville hjortedyr i Norge (Frøslie et al. 1987). Det foreligger ikke undersøkelser som omhandler alder og kjønn i forhold til Zn-innhold hos hjortedyr.

Det er svært små regionale forskjeller i Zn-innhold i lever fra elg i Norge (Frøslie et al. 1987, Sivertsen et al. 1991); til tross for at innholdet av Zn i vegetasjon varierer sterkt mellom ulike deler av landet (Solberg & Steinnes 1983). Dette tyder på at Zn-innholdet blir regulert innenfor et relativt stabilt nivå uavhengig av de lokale variasjoner som eksisterer i næringsplantenes innhold av dette elementet. Dette gjenspeiler at Zn er et essensielt element som er underlagt homeostatisk regulering.

Det er også svært små regionale forskjeller i Zn-innhold i lever fra rein (Frøslie et al. 1987, Sivertsen et al. 1991), og det synes som om Zn varierer i mindre grad enn Cu (Eriksson et al. 1990, Frøslie et al. 1987). Det meste av variasjonen skyldes antagelig naturlige forhold. Rein fra Jarfjord inneholder imidlertid signifikant mer Zn i lever enn rein fra andre lokaliteter i Finnmark (Sivertsen et al. 1991). Dette kan være forårsaket av atmosfærisk tilførsel av Zn til området fra Nikel. Det er nemlig påvist at Zn-nedfallet i Jarfjord er forhøyet både i forhold til andre deler av Finnmark og til resten av landet (Hagen et al. 1990).

Også for rådyr er det funnet svært små regionale forskjeller (Frøslie et al. 1987), for hjort foreligger ikke opplysninger om Zn. Også for Zn er det tendenser til at gevir kan brukes som indikator på regionale belastningsforskjeller hos rådyr (Kardell & Källmann 1986).

I spesielle tilfeller kan dyr bli tilført så mye Zn at toksiske effekter oppstår. Zn-forgiftning er påvist hos hvithalehjort som levde innen en 4 kilometers radius rundt et Zn-smelteverk i USA (Sileo & Beyer 1985). Dette ble også påvist hos hester fra det samme området, og forgiftningen var karakterisert ved svært høye Zn-nivåer i nyrevev og diverse skader i beinstrukturer (Gunson et al. 1982). Ellers er det kun rapportert om normale Zn-nivåer i hvithalehjort i USA (Woolf et al. 1982), selv om nivåene varierer noe mellom regioner (Woolf et al. 1983).

Vi trenger flere opplysninger om hvilken innvirkning faktorer som alder og kjønn har på innholdet av Zn i hjortedyr. Det bør også gjennomføres studier i områder man vet er påvirket av langtransporterte metallforurensninger. Det kan gi opplysninger om hvordan dyr takler en ekstra tilførsel av Zn, og om hvordan interaksjoner mellom metaller som Cd, Cu og Zn virker inn.

2.3 Oppsummering

Kadmium (Cd) og bly (Pb)

For Cd og Pb foreligger en god del opplysninger. Behovet for mer viten er likevel tilstede, da dette er metaller som bør prioriteres i en landsomfattende overvåking. Lever er det mest aktuelle organet for en rutinemessig overvåking av Cd. For Pb er det imidlertid også aktuelt å utføre analyser av bein, da dette metallet kan akkumuleres i slikt vev og påvirke prosessene her.

På grunn av utbredelsesmønsteret i Norge er elgen mest aktuell i en landsomfattende overvåking av metaller i hjortedyr. Både for Cd og Pb er det vist at lever og nyrevev fra elg kan brukes til å vise regionale forskjeller. Det foreligger god dokumentasjon på sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd; for Pb trenger vi mer informasjon om dette. Det finnes ingen dokumentasjon på at innholdet av Pb i organer hos elg varierer mellom kjønnene. Variasjoner mellom kjønn er lite belyst også for Cd, og de foreliggende resultater er ikke entydige. Dette kan være forårsaket av statistisk "støy" (aldersforskjeller) i materialet, noe som understreker viktigheten av å velge homogene aldersgrupper til slike undersøkelser. Det finnes ikke opplysninger om årstidsvariasjoner med hensyn på innhold av tungmetaller i elg. Det er vist at dette har betydning hos andre arter, f.eks. rein og lirype, og bør også kartlegges nærmere for elg.

Reinens spesielle næringsvalg og ekstreme livsmiljø gjør at den i perioder er mer utsatt for tungmetaller enn andre hjortedyr. Den er derfor av spesiell interesse i forbindelse med akkumulering av metaller, og undersøkelser av rein vil være viktig i miljø-

overvåking av våre fjellområder. Vi trenger mer informasjon om metallinnholdet i reinens næring i de forskjellige leveområder. Det bør også kartlegges i hvilken grad reinens årlige vekstsyklus kan innvirke på konsentrasjoner av tungmetaller i organer som lever og nyre. Dette kan ha betydning for det fysiologiske stress reinen er utsatt for i vinterhalvåret. Kjønnforskjeller både med hensyn på Cd og Pb trengs å belyses bedre. Sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd er godt dokumentert. For Pb foreligger færre opplysninger om dette.

For rådyr foreligger vesentlig mindre informasjon om Cd og Pb enn for de to foregående arter. Fra Mellom-Europa vet vi at lever og nyre fra rådyr er velegnet til bruk for å kartlegge biotilgjengeligheten av Cd og Pb, så arten er absolutt aktuell når det gjelder overvåking av metaller. Spesielt interessant i denne sammenheng er at metallinnholdet i rådyrets gevir har vist seg å kunne gjenspeile regionale og historiske forurensnings-gradienter. Dette kan være en metode som også bør vurderes til bruk i overvåkingsprogrammet. Også for rådyr er sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd dokumentert. Aldersavhengig akkumulering av Pb er ikke kjent. Man vet heller ikke noe om variasjoner mellom kjønn med hensyn på innhold av Cd og Pb.

Hjort er den norske hjortedyrarten man vet minst om når det gjelder metaller. Det foreliggende materiale er begrenset, og det er behov for opplysninger om hjort og metallforurensning.

Aluminium (Al)

Kunnskap om Al i hjortedyr er svært begrenset. Sivertsen et al. (1991) er den eneste kjente publikasjon som omhandler dette, og da kun for elg og rein. Det ble ikke påvist forskjeller mellom kjønn, med alder eller mellom regioner i dette materialet.

Det foreligger ikke publikasjoner som belyser akkumulering av Al i beinvev hos hjortedyr. Dette bør prioriteres ved fremtidig kartlegging av Al, da beinvev i større grad enn lever og nyre akkumulerer Al. I denne sammenheng er det nødvendig å utvikle metodikk for prøvetaking og analyse av beinvev.

Al kan først og fremst være en trussel for dyreliv i områder som er påvirket av forurensning. Behovet for en landsomfattende overvåking av Al kan derfor diskuteres, men i tillegg til undersøkelser i referanseområder bør man kartlegge situasjonen i de sydligste deler av Norge samt i de deler av Finnmark som antas å være berørt av industriutslipp fra Kola. For Finnmark har Sivertsen et al. (1991) allerede vist at Al ikke er et problem for hjortedyr. Det må imidlertid tas forbehold, da materialet ikke omfatter beinvev.

Kvikksølv (Hg)

Det ser ut til at Hg forekommer i lave konsentrasjoner i hjortedyr og synes å være et lite problem i forhold til metaller som Pb og Cd. Antallet analyser av Hg er imidlertid begrenset i forhold til Cd og Pb. I og med at utslipp av Hg til atmosfæren heller ikke synes å avta, vil det være av interesse å følge utviklingen i Hg-belastninger i hjortedyr.

Kopper (Cu) og Sink (Zn)

Disse essensielle metallene bør tas med i overvåkingen, ikke på grunn av den risiko de utgjør, men på grunn av de interaksjoner som kan oppstå mellom disse to metallene og tungmetaller som Cd og Pb.

3 Akkumulering av metaller og selen i elg og hjort fra Sør-Norge. Effekter av alder og kjønn

3.1 Innledning

I kap. 2 har vi gjort en gjennomgang av tilgjengelig informasjon omkring forholdet mellom alder, kjønn og akkumulering av metaller i hjortedyr. For å få en grundigere beskrivelse av disse forholdene i de områdene i Norge som er sterkest påvirket av langtransporterte forurensninger, har vi utført en undersøkelse av akkumulering av metaller i elg (*Alces alces*) fra Birkenes kommune i Aust-Agder og hjort (*Cervus elaphus*) fra Vindafjord kommune i Rogaland.

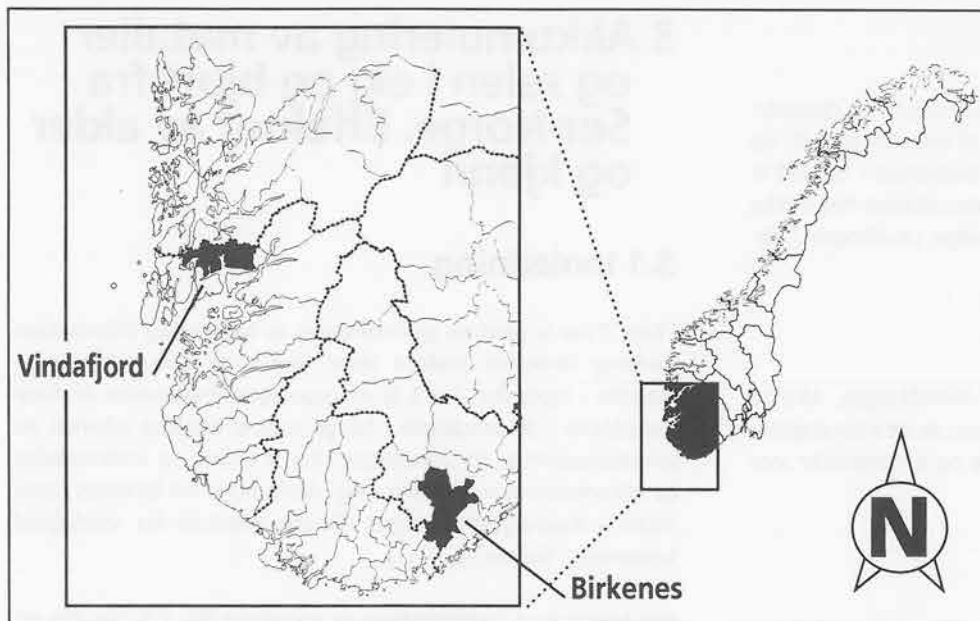
Her beskriver vi forekomstene av metallene Pb, Cd, Cu, Hg og Zn, og Se i lever og Al og Pb i beinvev fra elg og hjort. For elg-materialet er det i tillegg gjort analyser av Al i lever. Målsetningen er å beskrive belastningsnivåer og belyse effekter av alder og eventuelle forskjeller mellom kjønnene på forekomst av disse metallene. Vi avslutter med å gi en vurdering av behov og opplegg for overvåking av metallbelastninger i hjortedyr.

3.2 Metoder

Innsamling av prøver

Undersøkelsen omfatter prøver av elg fra Birkenes kommune og hjort fra Vindafjord kommune (**figur 2**). Innsamlingen av prøver for metallanalyser er utført i forbindelse med innsamling av materiale til DN's overvåkningsprogram for hjortedyr, og alle prøver er tatt fra dyr felt under storviltjakta høsten 1992. I tillegg til kjeveprøver som rutinemessig innsamlers i forbindelse med hjortedyrovervåkingen (Andersen & Heim 1993, Langvatn 1993), ble det tatt vare på prøver av lever og nyre.

Kjeven ble tatt ut straks dyret var flådd. Senere ble alt kjøtt fjernet fra kjeven og den ble påsatt merkelapp og tørket. Det ene nyret og ca 1/2 kg lever ble lagt i en plastpose som ble merket og lukket. Bare organ som var uskadede ble benyttet. Lever- og nyreprøvene ble frosset ned snarest mulig og videresendt til NINA-Trondheim i frossen tilstand. Selve innsamlingen ble organisert av den lokale viltforvaltningen via fylkesmennesenes miljøvernadelinger og Direktoratet for naturforvaltning etter instruks for innsamling utarbeidet av NINA.



Figur 2.

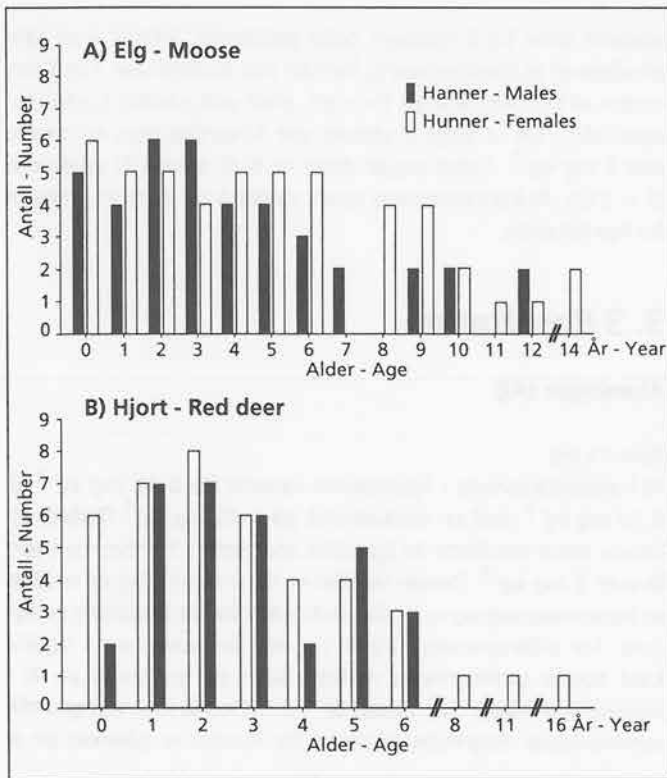
Lokalisering av innsamlingsområdene. Det er samlet inn prøver av elg fra Birkenes kommune og prøver av hjort fra Vindafjord kommune. - Location of the areas where sampling was undertaken. We have collected moose-samples from Birkenes and red deer samples from Vindafjord.

Alderssammensetningen i de aktuelle hjortedyrpopulasjonene samt retta avskyting medfører en dominans av unge dyr blant felt hjortedyr. Da målet med denne undersøkelsen er å få en beskrivelse av effekten av alder og eventuelle forskjeller mellom kjønn for forekomster av metaller i hjortedyr, ble det gjort forsøk på å få en jevn fordeling av dyr i hver aldersgruppe for begge kjønn. Målsetningen var å få ca 5 dyr for hvert kjønn i hver aldersgruppe.

For elgmaterialet fra Birkenes kommune for 1992 (totalt 330 dyr) var det mulig å finne omkring 5 individer innenfor hvert kjønn og hver aldersgruppe opp til 6 år (**figur 3A**). For dyr eldre enn 6 år ble antallet dyr lavere enn 5. Totalt inngår det her prøver fra 40 hanner og 49 hunner. Av disse er 4 hanner 10-12 år gamle og 6 hunner 10-14 år gamle.

For hjort fra Vindafjord kommune for 1992 (totalt 160 dyr) ble det valgt ut leverprøver fra 30 hanner og 28 hunner. For dette området bestod materialet i all hovedsak av dyr fra aldersklassene 0-6 år for både hanner og hunner. Vi mottok bare 3 prøver fra dyr eldre enn 6 år (**figur 3B**). Alle disse var hunner med alder henholdsvis 8, 11 og 16 år. For det innkomne materialet av hjort var det ikke i alle tilfeller tilgjengelige prøver av lever og bein fra samme dyr. Dette medførte at vi for beinmaterialet har gjort et litt annet utvalg av dyr enn for levermaterialet. Når det gjelder beinprøver, består materialet av prøver fra 23 hanner og 23 hunner.

Fordelingen av innhold av metaller avviker fra en normalfordeling for de fleste gruppene (art, kjønn). For å undersøke forskjeller mellom kjønn og sammenhengen mellom metallinnhold og alder benytter vi oss derfor i all hovedsak av ikke-parametriske statistiske tester. For å beskrive belastningsnivåene gir vi medianverdier samt minimum- og maksimumsverdier. Ved statistiske analyser vedrørende sammenhengen mellom alder og forekomsten av metaller analyserer vi kjønnene hver for seg med Spearman's rank korrelasjonstester. Der disse testene gir signifikante sammenhenger, gir vi også regresjonsligningen (stigningskoeffisient og skjæringspunkt med Y-aksen) for den lineære regresjonen, for å gi en beskrivelse av sammenhengene. Vi har testet forskjellene mellom kjønnene ved hjelp av Mann-Whitney U-tester. Da vi har en relativt lik aldersfordeling av de to kjønnene i materialet vårt, skulle disse testene gi en ganske riktig beskrivelse av eventuelle forskjeller i metallbelastninger mellom kjønnene. Der begge kjønnene viser signifikante økninger med alder (Cd i lever og Pb i bein for elg), tester vi forskjeller i stigningskoeffisientene med Student's t-tester, og dersom disse ikke er forskjellige, testes forskjeller i høydenivå for linjene med t-tester (Zar 1984). På grunn av sterk reduksjon i tilgjengelig materiale ved økende alder (**figur 3A og 3B**) har vi for elg valgt ut aldersgruppene 0-9 år og for hjort aldersgruppene 0-6 år ved regresjonsanalysene og ved testing av forskjeller mellom kjønnene. Alle statistiske tester er to-sidige og vi definerer forskjeller som signifikante ved $p < 0.05$.



Figur 3
Aldersfordeling for dyr benyttet for undersøkelse av sammenhenger mellom alder og akkumulering av metaller i lever. - Age distribution of animals used to study the relationships between age and accumulation of metals in liver. A - moose, B - red deer.

Laboratorieprosedyrer

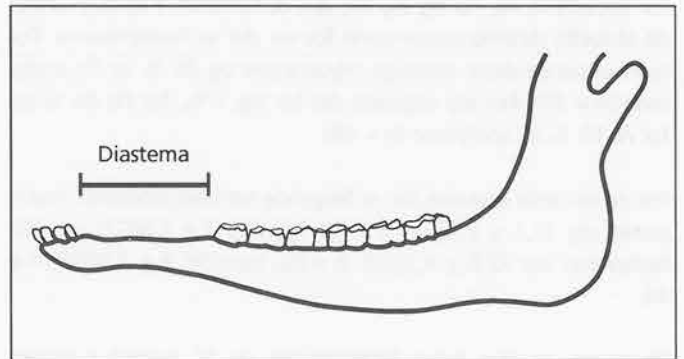
Opplysninger om dyras alder har vi fått fra overvåkingsprogrammet for hjortedyr, som bestemmer dyrenes alder ved snitting av tenner (Reimers & Nordby 1968).

Ved uttak av leverprøver for kjemiske analyser ble levera tint til ca 0 °C. Det ble benyttet ca 1,3 g (våtvekt) prøve for analyse- ring av metallinnhold. For å redusere effekter av eventuell kontaminering av prøvene under håndtering i felt og forsendelse ble leverprøven tatt fra indre deler av levera. Det ble brukt kniver og pinsetter av titan. Dette utstyret ble rensert mellom hvert individ i 1 mol HNO₃ og skylt i destillert vann.

Beinprøvene fra kjeven ble tatt fra midten av *diastema* mellom fortennene og jeksleene (**figur 4**). Dette vil være gammelt bein- vev som ble dannet tidlig i dyrets liv. Før prøver ble tatt, ble overflaten av beinet skrapet rent med titankniv. Deretter ble

kjeven lagt på plastunderlag og den aktuelle delen ble knust med en plashammer. Ca 0,5 g (før frysetørring) beinsplinter som representerte et tverrsnitt av beinet ble så brukt for analyse- ring av metallinnhold.

Rester av prøver av kjeve og lever samt det ene nyret der vi har mottatt dette, er foreløpig tatt vare på for oppbevaring i en eventuell miljøprøvebank og lagret ved - 20 °C.



Figur 4.
Elgkjeve som viser plasseringen av diastema hvor beinprøvene er tatt fra. - Moose jaw showing the diastema from which osseous (bone) samples were taken.

Kjemiske analyser

Følgende rutiner er fulgt ved analysering for forekomster av metaller i de innsamlede prøvene:

- Prøvene ble tørket i frysetørrer (Christ LDC-1) i ca 17 timer.
- ca 0,4 g prøve (tørrvekt) ble veid opp.
- Prøvene ble oppløst ved bruk av konsentrert HNO₃ og inn- damping i mikrobølgeovn (Milestone MLS 1200) i beholdere av perfluoralcohoxil (PFA).
- Konsentrasjoner av metaller ble bestemt ved hjelp av atomab- sorpsjonsspektroskopi (Perkin Elmer, modell 1100B) med gra- fittovn (HGA 700) og hydridsystem (FIAS 200) som tilleggsut- styr.
- Nøyaktigheten av analyseprosedyrene ble kontrollert ved hjelp av internasjonal standarder (NBS): Bovine lever (Kålås & Lier- hagen 1992).

Disse prosedyrene gav følgende deteksjonsgrenser (alle verdier er gitt som mg kg⁻¹, tørrvekt (tv)): Al = 0,2 (0,15), Cd = 0,01, Cu = 0,5, Hg = 0,015 (0,01), Pb = 0,2 (0,15), Se = 0,2 og Zn = 0,5. Tallene i parentes viser verdier benyttet ved statistiske ana-

lyser dersom konsentrasjonen av et metall var lavere enn deteksjonsgrensen.

For leverprøvene er det utført analyser av innhold av Pb, Cd, Cu, Hg, Se og Zn og for beinprøvene ble det utført analyser av innhold av Al og Pb. For elgmaterialet er det i tillegg gjort analyser av Al i lever. Primærdataene er gitt i **vedlegg 3**. Alle mål på konsentrasjoner av metaller er gitt som mg kg^{-1} , tørrvekt.

For metallene Al, Pb og Hg ble det dokumentert verdier under de aktuelle deteksjonsgrensene for en del av leverprøvene. For hjort utgjorde dette samtlige Hg-analyser og 26 % av Pb-analysene ($n = 57$). For elg utgjorde det for Hg 7 %, for Pb 44 % og for Al 19 % av analysene ($n = 89$).

For de aktuelle prøvene har vi følgende tørrvektprosent: leverprøver elg $31,1 \pm 2,3(\text{SD})$, $n = 86$, hjort $32,3 \pm 3,8(\text{SD})$, $n = 58$; beinprøver elg $92,6 \pm 4,2(\text{SD})$, $n = 82$, hjort $96,9 \pm 2,9(\text{SD})$, $n = 46$.

På grunn av den høye forekomsten av Al overalt i miljøet omkring oss er det mulig at organprøver kan bli forurenset (kontaminert) av Al ved håndtering i laboratoriene. Det er gjort

spesielle tiltak for å redusere dette problemet. Likevel viser våre blindprøver at kontaminering fortsatt kan forekomme. For å forhindre at kontaminering i for sterk grad skal påvirke konklusjonene våre, har vi valgt å utelate alle Al-verdier som er høyere enn 5 mg kg^{-1} . Totalt utgjør dette ca 8 % av alle Al analysene ($n = 212$). Al-kontaminering synes særlig å ha vært et problem for hjortekjeven.

3. 3 Resultater

Aluminium (Al)

Bein fra elg

Al-konsentrasjonene i kjevebeinet varierte fra $0,42 \text{ mg kg}^{-1}$ til $4,10 \text{ mg kg}^{-1}$ med en medianverdi på $1,45 \text{ mg kg}^{-1}$ (**Tabell 5**). Utover dette resulterte de kjemiske analysene i 1 prøve med verdi over 5 mg kg^{-1} . Denne verdien er mest sannsynlig et resultat av kontaminering og er derfor ekskludert fra de statistiske analysene. For aldersgruppen 0-9 år var det for hannene en signifikant positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Al i beinprøvene (**figur 5A, tabell 6**). For hunnene fant vi ingen slik sammenheng. Regresjonsanalysen for hunner er påvirket av at

Tabell 5. Medianverdier, minimumsverdier og maksimumsverdier for metaller samt selen i lever og beinvev i 89 elg fra Birkenes og 58 hjort fra Vindafjord kommune. - Median, minimum and maximum values of metals and selenium, in liver and osseous tissue in 89 moose from Birkenes in Aust-Agder and 58 red deer from Vindafjord in Rogaland. All values given as mg kg^{-1} , dry weight.

Organ/Element	Elg/Moose			Hjort/Red deer		
	Med.	Min.	Max.	Med.	Min.	Max.
Lever - Liver						
Al	0,67	< 0,20	2,77	-	-	-
Pb	0,22	< 0,20	2,94	0,28	< 0,20	1,34
Cd	2,37	0,54	7,07	0,26	0,02	2,20
Cu	247	15	659	36	4,0	242
Hg	0,032	< 0,015	0,081		< 0,015	< 0,015
Se	2,42	0,48	20,0	0,70	0,20	2,02
Zn	98	30	485	95	51	167
Bein - Bone						
Al	1,45	0,42	4,10	2,09	0,55	3,83
Pb	2,84	0,41	7,59	1,25	0,36	3,58

det ble målt høye verdier for to av dyrene i den yngste aldersgruppen (**figur 5A**). En utelatelse av disse to punktene gir imidlertid fortsatt ingen signifikante sammenheng ($r_s = 0.10$, $p = 0.55$). For materialet (0-9 år) samlet ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom kjønnene (**tabell 7**). Al-konsentrasjonene i beinprøvene fra dyr eldre enn 9 år viser samme tendens som regresjonsanalysen med relativt høye verdier for de eldste hannene og lavere verdier for de eldste hunnene (**figur 5A**).

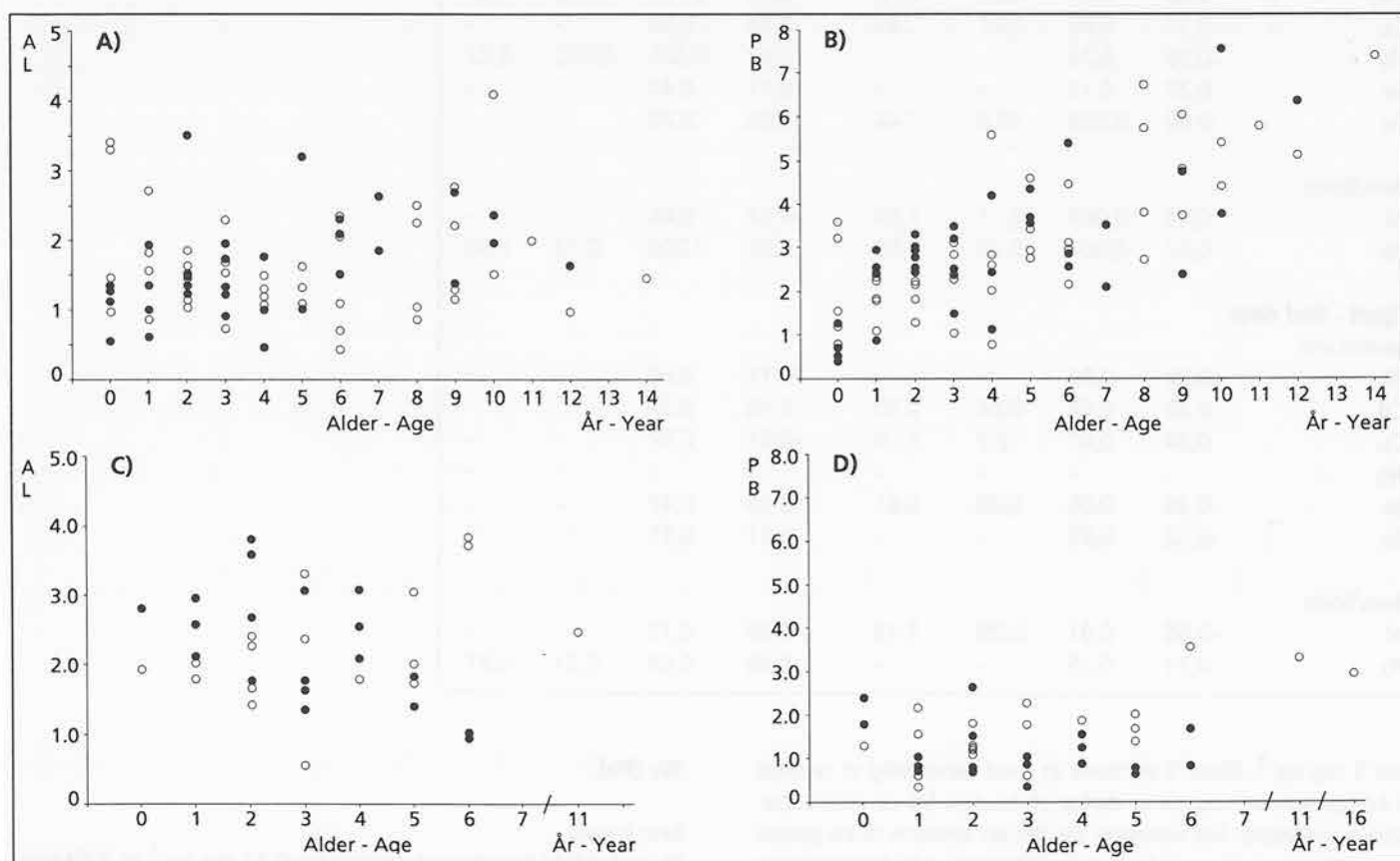
Bein fra hjort

Al-konsentrasjonene i kjevebeinet varierte fra $0,55 \text{ mg kg}^{-1}$ til $3,83 \text{ mg kg}^{-1}$ med en medianverdi på $2,09 \text{ mg kg}^{-1}$ (**tabell 5**). Hele ti av Al-analysene av hjortebein ble ekskludert på grunn av målte verdier over 5 mg kg^{-1} . Dette tyder på at disse hjortepø-

vene har vært utsatt for Al-kontaminering under håndtering, og det materiale som her rapporteres bør vurderes i lys av dette. For aldersgruppen 0-6 år var det for hannene en signifikant negativ sammenheng mellom alder og innholdet av Al i beinprøvene (**figur 5C, tabell 6**). For hunnene fant vi ingen slik sammenheng. For materialet (0-6 år) samlet ble det ikke funnet signifikante forskjeller mellom kjønnene (**tabell 7**).

Lever fra elg

Det ble funnet svært lave Al-verdier i elglever. For hele 17 av de 89 prøvene var konsentrasjonene lavere enn deteksjonsgrensen ($< 0,20 \text{ mg kg}^{-1}$). Median-verdien var $0,67 \text{ mg kg}^{-1}$, og høyeste godkjente måleresultat var $2,77 \text{ mg kg}^{-1}$ (**tabell 5**). Utover dette resulterte de kjemiske analysene i 5 prøver med verdier



Figur 5.

Sammenhenger mellom alder og innhold av aluminium (Al) og bly (Pb) i beinprøver (kjeve) fra elg (A og B) og hjort (C og D). Fylte sirkler - hanndyr, åpne sirkler - hunndyr. Alle verdier er gitt som mg kg^{-1} , tørrvekt. - Relationships between age and content of metals in osseous samples (jaw) of moose (A and B) and red deer (C and D). Filled circles - males, open circles - females. All values given as mg kg^{-1} , dry weight.

Tabell 6. Sammenhenger mellom innhold av metaller samt selen, og alder for elg (0-9 år) fra Birkenes og hjort fra Vindafjord (0-6 år) testet med Spearman's rank korrelasjons tester (r_s , p - signifikansnivå). Presenterte stigningskoeffisienter (Stig.) og skjæringspunkt med Y-aksen (Skjær.) gjelder lineære regresjoner. - Statistical relationships between metal content and age for moose (0-9 years) from Birkenes in Aust-Agder and red deer (0-6 years) from Vindafjord in Rogaland tested by Spearman's rank correlation tests (r_s), p - significance level. The regression coefficients (Stig.) and the intersection with the Y axis (Skjær.) shown refer to the linear regressions. All values given as mg kg^{-1} , dry weight.

Art/Organ/Element	Hann/Male				Hunn/Female			
	r_s	p	Stig.	Skjær.	r_s	p	Stig.	Skjær.
Elg - Moose								
Lever/Liver								
Al	0,33	0,06	0,07	0,65	0,03	0,83	-	-
Pb	0,38	0,02	0,018	0,23	0,28	0,07	0,025	0,14
Cd	0,42	0,01	0,24	1,78	0,53	0,001	0,19	1,80
Cu	0,31	0,08	13,7	245	0,15	0,36	-	-
Hg	-0,05	0,76	-	-	0,42	0,005	0,002	0,02
Se	0,27	0,11	-	-	0,11	0,49	-	-
Zn	0,48	0,004	19,0	144	0,04	0,78	-	-
Bein/Bone								
Al	0,46	0,009	0,11	1,20	-0,12	0,46	-	-
Pb	0,57	0,001	0,29	1,63	0,65	0,000	0,33	1,60
Hjort - Red deer								
Lever/Liver								
Pb	-0,02	0,91	-	-	-0,11	0,60	-	-
Cd	0,43	0,02	0,04	0,30	0,18	0,37	-	-
Cu	0,34	0,07	12,7	31,6	-0,01	0,97	-	-
Hg	-	-	-	-	-	-	-	-
Se	0,36	0,05	0,06	0,61	-0,15	0,47	-	-
Zn	-0,02	0,93	-	-	0,21	0,31	-	-
Bein/Bone								
Al	-0,56	0,01	-0,29	3,13	0,39	0,13	-	-
Pb	-0,21	0,35	-	-	0,46	0,04	0,21	0,97

over 5 mg kg^{-1} . Disse 5 verdiene er mest sannsynlig et resultat av kontaminering, og de er derfor ekskludert fra de videre statistiske analysene. For hannene var det en tendens til en positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Al i leverprøvene (**figur 6A, tabell 6**). For hunnene fant vi ingen slik sammenheng. For materialet samlet (0-9 år) var det en tendens til høyest verdier hos hannene (**tabell 7**). Al-konsentrasjonene i leverprøvene fra de eldste dyrene (> 9 år) var lave både for hannene og hunnene (**figur 6A**).

Bly (Pb)

Bein fra elg

Pb-innholdet i kjevebeinet varierte fra $0,41 \text{ mg kg}^{-1}$ til $7,59 \text{ mg kg}^{-1}$ med en medianverdi på $2,84 \text{ mg kg}^{-1}$ (**tabell 5**). For aldersgruppen 0-9 år var det både for hannene og hunnene klare positiv sammenhenger mellom alder og innholdet av Pb i beinprøvene (**figur 5B, tabell 6**). Det var ingen signifikante forskjeller mellom linjenes stigningskoeffisienter ($t = 0,38$, $p > 0,5$),

Tabell 7. Medianverdier for innhold av metaller samt selen for henholdsvis hanner og hunner for elg (0-9 år) fra Birkenes og hjort (0-6 år) fra Vindafjord. Forskjellene mellom kjønnene er testet med Mann-Witney U test. - Median values for content of the metals and selenium for, respectively, males and females of moose (0-9 years) from Birkenes in Aust-Agder and red deer (0-6 years) from Vindafjord in Rogaland. The differences between the sexes have been tested using the Mann-Witney U test. All values given as mg kg⁻¹, dry weight.

Art/Organ/ Element			M-W U-test	
	Hann/Male	Hunn/Female	U	p
Elg - Moose				
Lever - Liver				
Al	0,75	0,50	522,5	0,07
Pb	0,24	0,15	558,0	0,03
Cd	2,37	2,31	707,5	0,81
Cu	278	227	514,5	0,04
Hg	0,042	0,029	421,0	0,0005
Se	2,98	2,19	709,0	0,52
Zn	169	92	266,0	0,0001
Bein - Bone				
Al	1,36	1,44	635,0	0,99
Pb	2,58	2,76	625,5	0,61
Hjort - Red deer				
Lever - Liver				
Pb	0,37	0,23	242,0	0,04
Cd	0,26	0,24	286,0	0,13
Cu	42	31	306,0	0,24
Hg	< 0,02	< 0,02	-	-
Se	0,75	0,64	290,5	0,15
Zn	89	97	295,0	0,18
Bein - Bone				
Al	2,13	2,02	151,0	0,97
Pb	0,87	1,62	126,5	0,03

og linjene ligger heller ikke på signifikant forskjellig høydenivå ($t = 0,44$, $p > 0,5$). Pb-konsentrasjonene i beinprøvene fra dyr eldre enn 9 år viser samme tendens som regresjonsanalysen med en ytterligere økning i Pb innhold (**figur 5B**).

Bein fra hjort

Pb-konsentrasjonene i kjevebeinet fra hjort varierte fra 0,36 mg kg⁻¹ til 3,58 mg kg⁻¹ med en medianverdi på 1,25 mg kg⁻¹ (**tabell 5**). For aldersgruppen 0-6 år var det for hunnene en signifikant positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Pb i beinprøvene (**figur 5D**, **tabell 6**). For hannene ble det ikke funnet noen slik sammenheng. For dyr i aldersgruppen 0-6 år samlet hadde hunnene signifikant høyere Pb-innhold enn hannene (**tabell 7**). Hunnene som var eldre enn 6 år viser samme tendens som regresjonsanalysen med en ytterligere økning i Pb innhold (**figur 5D**).

Lever fra elg

Det ble funnet svært lave Pb-verdier i elglever. For hele 39 (43,8 %) av prøvene var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen ($< 0,20$ mg kg⁻¹) og bare 2 prøver viste verdier over 1 mg kg⁻¹. Median-verdien var 0,22 mg kg⁻¹, og høyeste måleresultat var 2,94 mg kg⁻¹ (**tabell 5**). Det var en signifikant sammenhenger mellom alder og innholdet av Pb i leverprøvene for hannene og en klar tendens til en slik sammenhenger for hunnene (**tabell 6**, **figur 6B**). For materialet samlet (0-9 år) var det signifikant høyere verdier for hannene enn for hunnene (**tabell 7**). Pb-konsentrasjonene i leverprøvene fra de eldste dyrene (> 9 år) var lave både for hannene og hunnene (**figur 6B**). For dyr i aldersgruppen 0-9 år var det signifikante sammenhenger mellom innholdet av Pb i lever og innholdet av bly i bein både for okser ($r_s = 0,63$, $n = 31$, $p < 0,001$) og kyr ($r_s = 0,47$, $n = 42$, $p < 0,002$). Klareste sammenhenger ble det funnet for oksene.

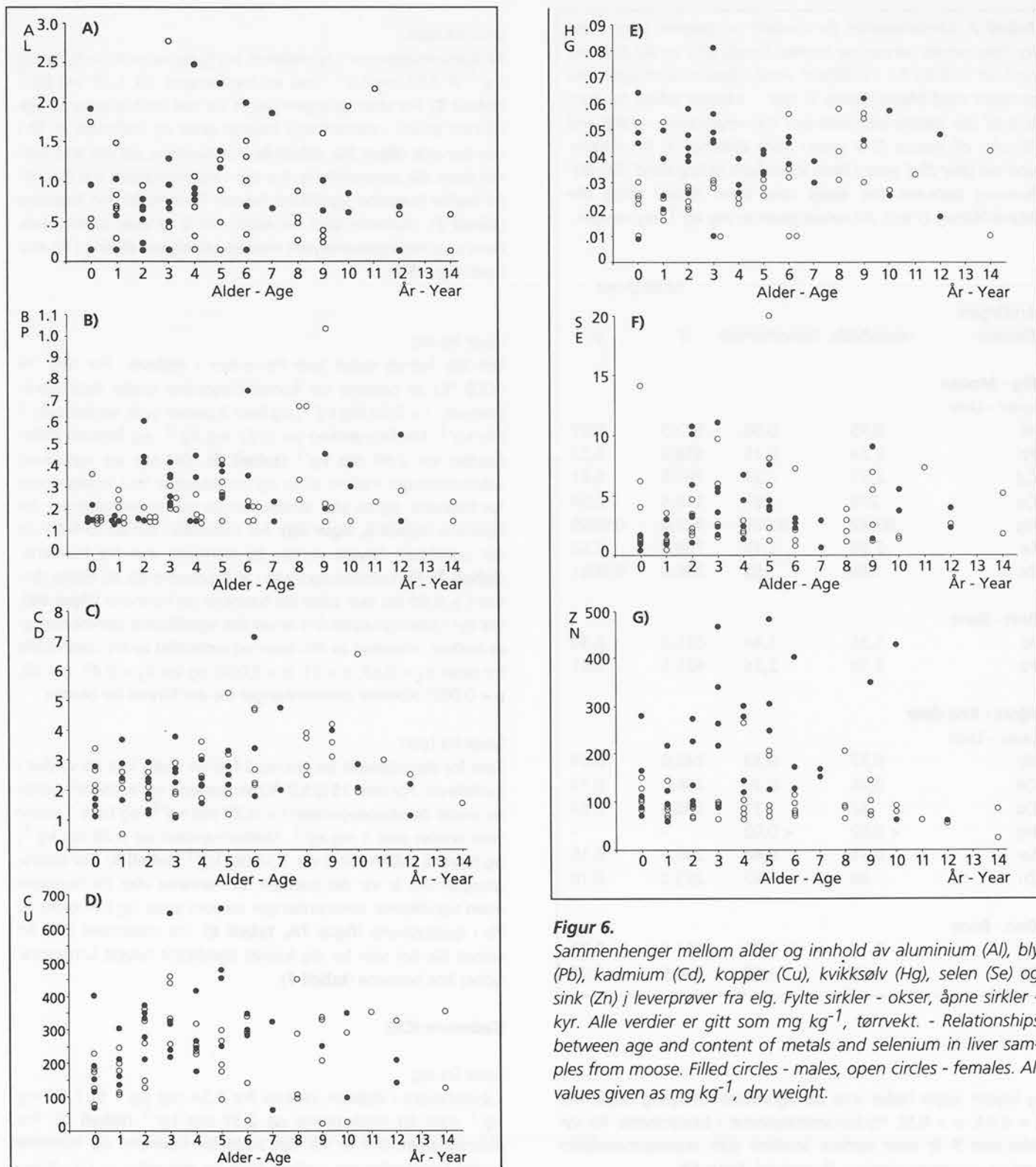
Lever fra hjort

Som for elgmaterialet ble det også funnet svært lave Pb-verdier i hjortelever. For hele 15 (25,9 %) av prøvene var konsentrasjonene under deteksjonsgrensen ($< 0,20$ mg kg⁻¹) og bare 1 prøve viste verdier over 1 mg kg⁻¹. Median-verdien var 0,28 mg kg⁻¹, og høyeste måleresultat var 1,34 mg kg⁻¹ (**tabell 5**). For aldersgruppen 0-6 år var det hverken for hannene eller for hunnene noen signifikante sammenhenger mellom alder og innholdet av Pb i leverprøvene (**figur 7A**, **tabell 6**). For materialet (0-6 år) samlet ble det som for elg funnet signifikant høyest konsentrasjoner hos hannene (**tabell 7**).

Kadmium (Cd)

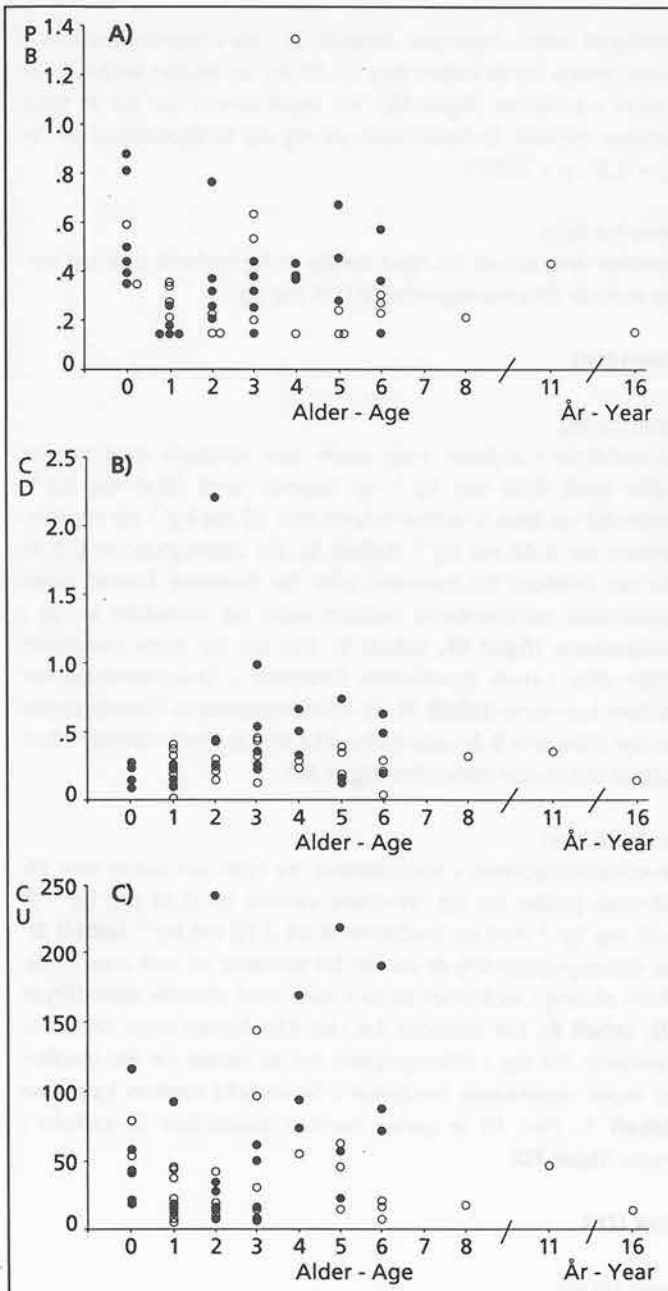
Lever fra elg

Cd-innholdet i elglever varierte fra 0,54 mg kg⁻¹ til 7,07 mg kg⁻¹ med en medianverdi på 2,37 mg kg⁻¹ (**tabell 5**). For aldersgruppen 0-9 år var det både for hannene og hunnene positiv sammenhenger mellom alder og innholdet av Cd i lever-

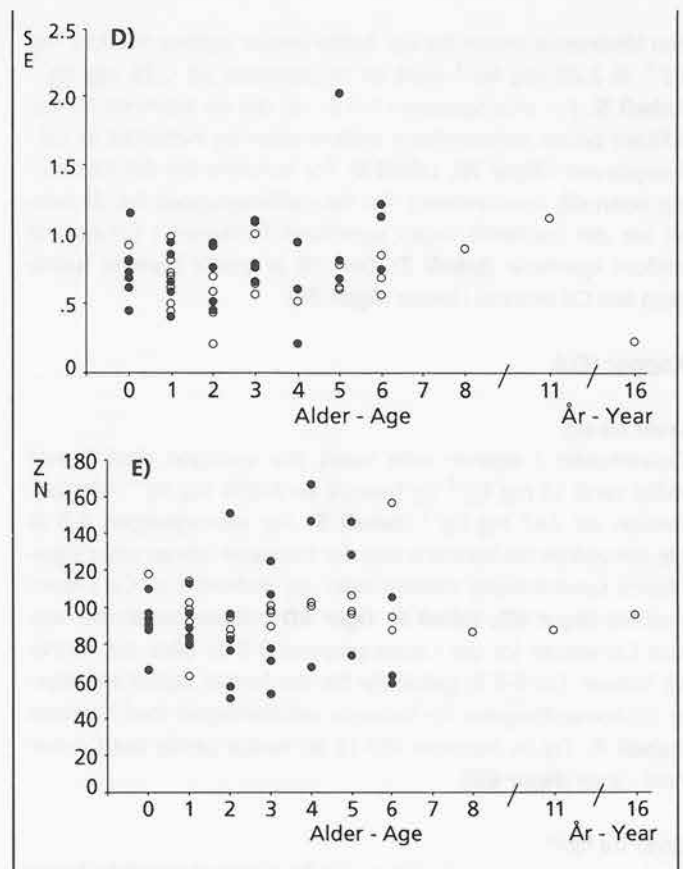


Figur 6.

Sammenhenger mellom alder og innhold av aluminium (Al), bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), selen (Se) og sink (Zn) i leverprøver fra elg. Fylte sirkler - okser, åpne sirkler - kyr. Alle verdier er gitt som mg kg^{-1} , tørrvekt. - Relationships between age and content of metals and selenium in liver samples from moose. Filled circles - males, open circles - females. All values given as mg kg^{-1} , dry weight.



prøvene (figur 6C, tabell 6). Det var ingen signifikante forskjeller mellom linjenes stigningskoeffisienter ($t = 0,58$, $p > 0,5$) og linjene ligger heller ikke på signifikant forskjellig høydenivå ($t = 0,68$, $p \sim 0,5$). Cd-konsentrasjonene i leverprøvene fra dyr eldre enn 9 år var svært lave både for hannene og hunnene (figur 6C). For hannene samvarierte forekomstene av Cd godt



Figur 7.

Sammenhenger mellom alder og innhold av bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), selen (Se) og sink (Zn) leverprøver fra hjort. Fylte sirkler - hannedyr, åpne sirkler - hunndyr. Alle verdier er gitt som mg kg^{-1} , tørrvekt. - Relationships between age and content of metals and selenium in liver samples of red deer. Filled circles - males, open circles - females. All values given as mg kg^{-1} , dry weight.

med forekomstene av Cu ($r_s = 0,47$, $p < 0,005$) og Zn ($r_s = 0,55$, $p < 0,001$). For hunnene var disse samvariasjonene mindre tydelige (Cu: $r_s = 0,08$, $p = 0,61$) og Zn ($r_s = 0,39$, $p < 0,01$).

Lever fra hjort

Cd-konsentrasjonene i leverprøvene fra hjort var betydelig lavere

enn tilsvarende prøver fra elg. Målte verdier varierte fra 0,02 mg kg⁻¹ til 2,20 mg kg⁻¹ med en medianverdi på 0,26 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-6 år var det for hannene en signifikant positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Cd i leverprøvene (figur 7B, tabell 6). For hunnene ble det ikke funnet noen slik sammenheng. For dyr i aldersgruppen 0-6 år samlet var det imidlertid ingen signifikant forskjeller i Cd-innhold mellom kjønnene (tabell 7). Den 16 år gamle hunnen hadde også lavt Cd-innhold i levera (figur 7B).

Kopper (Cu)

Lever fra elg

Cu-innholdet i elglever viste svært stor variasjon med laveste målte verdi 15 mg kg⁻¹ og høyeste verdi 659 mg kg⁻¹. Medianverdien var 247 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-9 år ble det verken for hannene eller for hunnene funnet noen signifikante sammenheng mellom alder og innholdet av Cu i leverprøvene (figur 6D, tabell 6). figur 6D indikerer imidlertid høyeste Cu-verdier for dyr i aldersgruppen 3-5 år både for hanner og hunner. For 0-9 år gamle dyr ble det funnet signifikant høyere Cu-konsentrasjoner for hannene sammenlignet med hunnene (tabell 7). Tre av hunnene (60-10 år) hadde særlig lavt Cu-innhold i lever (figur 6D).

Lever fra hjort

Cu-konsentrasjonene i leverprøvene fra hjort var betydelig lavere enn tilsvarende prøver fra elg. Målte verdier varierte fra 4 mg kg⁻¹ til 242 mg kg⁻¹ med en medianverdi på 36 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-6 år var det for hannene en klar tendens til en positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Cu i leverprøvene (figur 7C, tabell 6). For hunnene ble det ikke funnet noen slik sammenheng. For dyr i aldersgruppen 0-6 år samlet var det imidlertid ingen signifikant forskjeller i Cu-innhold mellom kjønnene (tabell 7). Den 16 år gamle hunnen hadde lavt Cu-innhold i levera, noe som også en del hunner i aldersgruppen 5-7 år hadde (figur 7C).

Kvikksølv (Hg)

Lever fra elg

Hg-innholdet i elglever var lavt med 6 (6,9 %) av prøvene under deteksjonsgrensen (0,015 mg kg⁻¹). Høyeste målte Hg-innhold var 0,081 mg kg⁻¹ og median verdien var 0,032 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-9 år var det for hunnene en signifikant positiv sammenheng mellom alder og innholdet av Hg i leverprøvene. For hannene var det ingen slik sammenheng (figur 6E, tabell 6). Det ble imidlertid for dette materialet funnet signifikant høyere Hg-konsentrasjoner for hannene sam-

menlignet med hunnene (tabell 7). Hg-konsentrasjonene i leverprøvene fra de eldste dyra (> 10 år) var relativt lav både for hanner og hunner (figur 6E). For leverprøvene var det et godt samsvar mellom forekomstene av Hg og forekomstene av Se ($r_s = 0,37$, $p < 0,001$)

Lever fra hjort

Samtlige leverprøver fra hjort hadde et Hg-innhold som var lavere enn vår deteksjonsgrense (0,015 mg kg⁻¹).

Selen (Se)

Lever fra elg

Se-innholdet i elglever viste svært stor variasjon med laveste målte verdi 0,48 mg kg⁻¹ og høyeste verdi 20,0 mg kg⁻¹. Imidlertid var bare 5 verdier høyere enn 10 mg kg⁻¹ og medianverdien var 2,42 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-9 år ble det hverken for hannene eller for hunnene funnet noen signifikante sammenheng mellom alder og innholdet av Se i leverprøvene (figur 6F, tabell 6). Det ble for dette materialet heller ikke funnet signifikante forskjeller i Se-konsentrasjoner mellom kjønnene (tabell 7). Se-konsentrasjonene i leverprøvene fra dyr eldre enn 9 år viste heller ikke noe spesielt mønster i forhold til det øvrige materialet (figur 6F).

Lever fra hjort

Se-konsentrasjonene i leverprøvene fra hjort var lavere enn tilsvarende prøver fra elg. Verdiene varierte fra 0,20 mg kg⁻¹ til 2,02 mg kg⁻¹ med en medianverdi på 0,70 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-6 år var det for hannene en svak men signifikant økning i innholdet av Se i lever med økende alder (figur 7D, tabell 6). For hunnene ble det ikke funnet noen slik sammenheng. For dyr i aldersgruppen 0-6 år samlet var det imidlertid ingen signifikante forskjeller i Se-innhold mellom kjønnene (tabell 7). Den 16 år gamle hunnen hadde lavt Se-innhold i levera (figur 7D).

Sink (Zn)

Lever fra elg

Zn-innholdet i elglever viste stor variasjon med laveste målte verdi på 30 mg kg⁻¹ og høyeste verdi på 485 mg kg⁻¹. Medianverdien var 98 mg kg⁻¹ (tabell 5). For aldersgruppen 0-9 år ble det for hannene funnet en signifikant sammenheng mellom alder og innholdet av Zn i leverprøvene (figur 6G, tabell 6). En slik sammenheng ble ikke dokumentert for hunnene. Det ble for dette materialet funnet signifikant høyere Zn-konsentrasjoner for hannene sammenlignet med hunnene (tabell 7), og for hannene var det særlig stor variasjon i Zn-forekomster. Zn-konsen-

trasjonene i leverprøvene fra de aller fleste dyra eldre enn 9 år var svært lave både for hannene og for hunnene, og det aller laveste Zn-innholdet ble funnet i en av de eldste kyrne (**figur 6G**).

Lever fra hjort

Zn-konsentrasjonene i leverprøvene fra hjort varierte fra 51 mg kg⁻¹ til 167 mg kg⁻¹. Median-verdien var 95 mg kg⁻¹ (**tabell 5**). For aldersgruppen 0-6 år var det hverken for hannene eller for hunnene noen signifikant sammenheng mellom alder og innholdet av Zn i leverprøvene (**figur 7E, tabell 6**). Det var heller ingen signifikant forskjell i Zn innhold mellom kjønnene (**tabell 7**). Særlig viste hannene stor variasjon i forekomster av Zn i lever, men denne variasjonen var mindre for hjortene enn for elgene (**figur 7E**). De 3 eldste hunnene (> 8 år) viste ingen avvik i Zn-innhold i lever i forhold til det øvrige materialet (**figur 7E**).

3. 4 Diskusjon

Aluminium (Al)

Det foreligger fra tidligere lite dokumentasjon av Al-innhold i lever og ingen dokumentasjon av Al-innhold i beinvev fra hjortedyr (se **kap. 2**). Generelt blir Al i svært liten grad tatt opp fra føden hos høyerestående dyr, og metallet skilles i tillegg effektivt ut via nyret (se Nybø 1991). Studier av Al i fugl tyder imidlertid på at et stort forbruk av Ca samtidig med øket tilgang på Al (eksempelvis ved forsuring av jordsmonn) kan medføre en akkumulering av Al i skjelettet (se Nyholm et al. 1983 sitert i Nyholm 1986). Elg og hjort vil ha stort Ca-behov i forbindelse med produksjon av gevir (hanner) og melk (hunner).

De Al-konsentrasjoner vi har funnet i elglever i denne undersøkelsen synes å være litt høyere enn det som ble funnet av Sivertsen et al. (1991) for tilsvarende prøver fra Finnmark. Imidlertid er det for begge undersøkelsene funnet lave konsentrasjoner, og hoveddelen av prøvene har Al-innhold under 1 mg kg⁻¹, (tv). Medianverdiene for tilsvarende prøvene av reinsdyr fra Finnmark lå i området mellom 1 og 2 mg kg⁻¹, (tv) (omregnet fra Sivertsen et al. 1991). Disse reinsdyra hadde dermed dobbelt så høyt Al-innhold som elgene fra Birkenes. Til sammenligning kan det også nevnes at middelkonsentrasjonene av Al i lever hos mennesker er i størrelsesorden 5-10 mg kg⁻¹, (tv) (omregnet fra data gitt av Nyholm 1986).

Denne undersøkelsen viser videre at Al-innholdet i beinvev hos elg er dobbelt så høyt som i lever. For elgoksene finner vi en

akkumulering av Al i beinvev med økende alder. For elgkyrne finner vi imidlertid ingen slik sammenheng. Likevel finner vi ingen forskjeller i medianverdiene for henholdsvis okser og kyr. Dette kommer av at akkumuleringen hos oksene ikke er særlig omfattende og at kyrne viser stor variasjon i Al-innhold i beinvev i alle årsklassene. Vi vil derfor ikke spekulere for mye omkring årsaker til de dokumenterte forskjellene mellom hunner og hanner når det gjelder akkumulering av Al i beinvev. En mulig forklaring er imidlertid forskjeller mellom kjønnene i mineralbehovet (for eksempel i forbindelse med gevirvekst og melkeproduksjon). Informasjon om akkumulering av Al i beinvev i et område med rikt jordsmonn (høy mineraltilgang) vil være nødvendig for å kunne vurdere hvilke effekter utvasking av mineraler (via forsuring av jordsmonn) og økt tilgang på Al kan ha på Al-akkumulering i beinvev hos elg.

Potensielle beiteplanter for elg og hjort viser stor variasjon i innhold av Al (Kålås & Framstad 1993). Hvor stort inntak dyra har av Al gjennom føden vil derfor være sterkt påvirket av hvilke plantearter som spises. Når det gjelder innhold og akkumulering av Al i hjortedyr vil vi derfor anta at mekanismer som regulerer opptak og ekskresjon av Al (inkludert effekter av forekomster av andre metaller i føden, mineralbehov, samt spesiering av Al) er av større betydning enn totalinnholdet av Al i den føden som spises.

Bly (Pb)

Ved inntak av Pb over ekskresjonskapasiteten kan Pb akkumuleres i alle vev, men særlig er Pb kjent for å akkumuleres i beinvev (Nyholm 1986). De målte konsentrasjonene av Pb i lever i elgene fra Birkenes er under halvparten av det som ble målt i en undersøkelse av elg fra Flekkefjord i 1978 (Frøslie et al. 1983) og også litt lavere enn tilsvarende prøver fra Telemark samlet inn i 1983-84 (Steinnes & Brevik 1987). Imidlertid er konsentrasjonene av Pb betydelig høyere enn det som ble funnet i elg fra Finnmark i 1989-90 (Sivertsen et al. 1991). For hjortematerialet var også konsentrasjonene av Pb i lever relativt lave, selv om medianverdiene ligger litt høyere for hjort enn for elg.

For leverprøvene finner vi ingen signifikante sammenhenger mellom alder og Pb-innhold hverken for hanner eller hunner for noen av artene. For elgmaterialet er det riktignok en klar tendens til akkumulering av Pb med økende alder for begge kjønnene. For både elg og hjort finner vi signifikant høyest verdier hos hannene, men de relative forskjellene er små.

For Pb i beinvev finnes det få studier av hjortedyr vi kan sammenligne med. I motsetning til Witkowski et al. (1982) sin

undersøkelse av Pb i kjever fra hvithalehjort i USA finner vi klare sammenhenger mellom alder og forekomster av Pb-innhold i beinvev. Hos elg øker Pb-konsentrasjonene med omkring $0,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (tv) fram til dyra er 9 år gamle, og aller høyest verdier ble funnet i dyr som var eldre enn 10 år. Vi kan ikke dokumentere noen forskjeller mellom kjønnene når de gjelder akkumulering av Pb i kjevebeinet. For hjortematerialet finner vi for hunndyra en tilsvarende sammenheng mellom alder og akkumulering av Pb i beinvev. Vi finner imidlertid ingen slik sammenheng for hanndyr som for det aktuelle materialet også har betydelig lavere Pb-innhold i beinvev enn hunndyra. Vi kan ikke se noen direkte årsak til denne forskjellen.

De områdene vi har undersøkt, er blant de områdene i Norge som har mest omfattende Pb-tilførsel. En undersøkelse av akkumulering av Pb i beinvev fra områder med lav Pb-tilgang er nødvendig for å øke vår forståelse av sammenhengen mellom økt Pb-tilførsel på akkumulering av Pb i beinvev.

Kadmium (Cd)

De målte Cd-konsentrasjonene i lever fra elg ligger i samme størrelsesorden som tidligere undersøkelser fra samme landsdel (se Pedersen & Nybø 1990). Disse verdiene er høyere enn tilsvarende verdier i elg fra nordligere deler av Norge (Frøslie et al. 1984, Fimreite 1987, Sivertsen et al. 1991). Cd-konsentrasjonene i hjort fra Vindafjord er betydelig lavere enn for elgene fra Birkenes. Også hjort fra Smøla hadde lave nivåer av Cd i lever (Frøslie et al. 1984).

Hos hjortedyr viser flere studier at innholdet av Cd i lever øker med økende alder (se **kap. 2**). For elgmaterialet finner vi også en slik sammenheng både for okser og kyr. Økningen er omkring $0,2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (tv) for begge kjønn. Tilsvarende økning i et materiale fra Finnmark var omkring $0,1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (tv) (beregnet fra Sivertsen et al. 1991). For hjortematerialet fra Vindafjord er disse sammenhengene mindre framtrepende. Vi finner ingen forskjeller mellom kjønnene når det gjelder forekomster av Cd i lever hverken for elg eller hjort.

Kopper (Cu)

Cu i lever fra elg ligger på tilsvarende nivå som tidligere undersøkelser (Frøslie et al. 1984, Sivertsen et al. 1991). Hjort har betydelig lavere Cu-innhold i lever enn elg, og våre målinger fra Vindafjord ligger på samme nivå som for hjort fra Smøla (Frøslie et al. 1984).

Tidligere undersøkelser av sammenhenger mellom alder og inn-

hold av Cu i lever har gitt forskjellige resultater (se **kap. 2**). I denne undersøkelsen finner vi ingen tydelige sammenhenger mellom alder og mengde Cu i lever. For hannene er det imidlertid klare tendenser til økt Cu-innhold med økt alder både for elg og hjort. For hunnene finnes ingen slike tendenser. Hos elg finner vi da også signifikant høyere medianverdi for okser enn for kyr. For hjort er det også en tendens til høyere verdier for bukker enn for simler.

Kvikksølv (Hg)

Denne undersøkelsen støtter tidligere undersøkelser med at Hg forekommer i svært lave konsentrasjoner i hjortedyr (Fimreite et al. 1984, Sivertsen et al. 1991). For hjort ligger alle verdiene under vår deteksjonsgrense ($0,015 \text{ mg kg}^{-1}$, (tv)). For elg er verdiene litt høyere med mesteparten av prøvene i området $0,015\text{--}0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ (tv). Selv om alle verdiene er lave, har elgoksene signifikant høyere innhold av Hg i lever enn kyrne. For materialet fra Finnmark fant også Sivertsen et al. (1990) det høyeste Hg-innholdet i elgoksene. For elgkyrner finner vi de høyeste verdiene for de eldste dyra, men siden en stor del av prøvene har verdier nær eller under deteksjonsgrensa, skal denne sammenhengen ikke vektlegges for mye.

Selen (Se)

Se er et essensielt element som motvirker utvikling av flere sykdomstilstander blant annet ved å lage komplekser med tungmetaller (for eksempel Cd, Hg). For høyt inntak av Se kan imidlertid være skadelig (se Pedersen & Nybø 1990). Gjennomsnittlig innholdet av Se i elg fra Birkenes ligger på samme nivå som tidligere er dokumentert for hjortedyr i Norge (Frøslie et al. 1984). For hjort fra Vindafjord er verdiene betydelig lavere enn i elg og ligger på samme nivå som i hjort fra Smøla (Frøslie et al. 1984).

For elg finner vi ingen sammenheng mellom Se-innholdet i lever og dyrenes alder. For hjortematerialet finner vi for hanndyr en svak ($0,06 \text{ mg kg}^{-1} \text{ år}^{-1}$, (tv)), men signifikant økning av Se-innholdet med økende alder. For hunndyra finnes det ingen slik sammenheng. Hverken for elg eller for hjort finner vi forskjeller mellom kjønnene i mengden av Se i lever.

Sink (Zn)

Innholdet av Zn i elglever ligger på tilsvarende nivå som tidligere undersøkelser (Frøslie et al. 1984). Hjort har noe lavere konsentrasjoner og disse ligger på samme nivå som i hjort fra Smøla (Frøslie et al. 1984).

For elgoksene finner vi en tydelig økning i mengde Zn i lever med økende alder, og elgoksene har også signifikant høyere Zn-innhold i lever enn kyrne. Hverken for elgkyrne eller for noen av kjønnene hos hjort finner vi noen sammenheng mellom alder og mengde Zn i lever.

3.5 Valg av strategi for rutinemessig overvåking av metaller i hjortedyr

Ved valg av metoder for overvåking av metallbelastninger er det vesentlig å ha kunnskap om hvordan den totale variasjonen i belastningsnivåer er fordelt mellom områder i forhold til innen områdene. Det vil videre være ønskelig å redusere så mye som mulig den delen av variasjonen som har naturlige årsaker. Slik naturlig årsak til variasjon i metallbelastninger i hjortedyr kan være systematiske forskjeller mellom aldersklasser eller mellom kjønnene. Valg av faste aldersklasser og/eller kjønn kan derfor redusere den naturlig variasjonen.

Denne undersøkelsen viser at akkumulering av metaller i lever er mer framtredd hos hanner enn hos hunner (**tabell 8**). Dette går klartest fram for det mere omfattende elgmaterialet der hanner har klare tendenser til alders-akkumulering av samtlige metaller unntatt Hg. Imidlertid er det for samtlige metaller en relativt begrenset andel av den totale variasjonen som kan tilskrives alder (10-20 %) også for hannene. For hunnene finner vi en slik sammenheng bare for Cd og Pb. Samme tendensen med klartest sammenheng mellom alder og metallinnhold i lever for

hanner sammenlignet med hunner, får vi også for hjort. Hjort viser imidlertid mindre klare sammenhenger enn elg. Tidligere undersøkelser av metaller i hjortedyr har ofte gitt klarere sammenhenger (høyere r^2 -verdier) mellom metallforekomster i lever og dyras alder enn det vi finner her. Dette kan komme av at mange av de tidligere studier har en svært skjev fordeling av antall dyr i forskjellige aldersgrupper med mange unge dyr og noen få gamle dyr. En slik skjev fordeling av data vil ofte gi klarere sammenhenger (høyere r^2 -verdier) enn det som er reelt.

Undersøkelsen viser forøvrig relativt lavt innholdet av alle metallene (Al, Pb, Cd, Cu, Hg og Zn) i lever fra de eldste dyra. Dette gjelder for de aller fleste undersøkte dyr som var eldre enn 10 år. Dette kan komme av at dyr med høyt metallinnhold i lever dør før de passerer 10 år, mens dyr med lavt metallinnhold i lever blir eldre. Observasjoner av få dyr i aldersklassene 7-9 år med lavt metallinnhold i lever indikerer imidlertid at dette ikke er tilfelle. Det lave innholdet av metaller i eldre dyr kan derimot skyldes at disse har redusert opptak av metaller eller, mest sannsynlig, økt ekskresjon av metaller (reduerte lever/nyre-funksjonene). Dette kan være et naturlig aldringsfenomen. Gamle elgokser blir ofte kalt 'retur-okser' og har lavere kroppsvekt og mindre velutviklet gevir enn yngre okser. En reduksjon i elgens gevirvekst skjer ofte ved omkring 9 års alder (Solberg & Sæther i trykk) og kan skyldes at dyrene ikke lenger greier å opprettholde mineralbalansen i kroppen. Tidspunktet for en slik endring i mineralbalansen kan tenkes å være påvirket av hvilke belastninger nyrene utsettes for (eksempelvis inntak av tungmetaller).

Tabell 8. Oversikt over sammenhenger mellom alder og innhold av metall og selen i lever og beinvev. 0 angir ingen sammenhenger ($p > 0.1$), + angir signifikant positive og - angir signifikante negative sammenhenger ($p < 0,05$), () angir signifikansnivåer $0,05 < p < 0,10$. Tallene i parentes angir grad av økning pr år, her gitt som prosent av medianverdien. Symbolene er uthevet der ett av kjønn viser signifikant høyest verdier. - Overview of the relationships between age and content of metals and selenium in liver and osseous tissue. 0 indicates no relationship ($p > 0.1$), + indicates a significant positive relationship, and - indicates a negative relationship ($p < .05$), () indicates significance levels (p) between 0.05 and 0.1. The figures in brackets indicate the degree of increase per year, given here as a percentage of the median value. The symbols have been printed in bold type where one of the sexes shows significantly higher values.

	Lever/Liver							Bein/Bone	
	Al	Pb	Cd	Cu	Hg	Se	Zn	Al	Pb
Elg/Moose									
Okser/males	(+) (9)	+ (8)	+ (10)	(+) (5)	0	0	+ (11)	+ (8)	+ (11)
Kyr/females	0	(+) (17)	+ (8)	0	+ (7)	0	0	0	+ (12)
Hjort/Red deer									
Hanner/males		0	+ (15)	+ (30)		+ (8)	0	- (14)	0
Hunner/females		0	0	0		0	0	0	+ (13)

I forbindelse med mulige negative effekter av metaller i hjortedyr forårsaket av langtransporterte forurensninger er det mest aktuelt å overvåke forekomster av Al, Pb, Cd og Hg. Pb og Cd har en tendens til å akkumuleres i lever med økende alder for begge kjønn. Imidlertid viser denne studien at Pb akkumuleres i enda sterkere grad i beinvev. Al forekommer i høyere konsentrasjoner i beinvev enn i lever, og for elgoksene fant vi en akkumulering av Al i dette vevet. Hjortedyrbestandene våre har en aldersstruktur som medfører at en relativt liten andel av de felte dyra er eldre enn 5 år. Det er ønskelig å måle belastninger i dyr som har fått akkumulert metaller samtidig som en tar hensyn til mulighetene for å innhente tilstrekkelig med materiale og også prøver å redusere den variasjon i materialet som er forårsaket av aldersforskjeller. Derfor anbefaler vi at det for elg benyttes dyr i aldersklassene 3-4 år og for hjort dyr i aldersklassene 2-3 år. Videre vil vi anbefale at det analyseres for forekomster av Pb, Cd og Hg i lever og forekomster av Al og Pb i beinvev (kjeveprøver som benyttet i denne studien). Valg av kjønn vil være av mindre betydning, men siden retta avskyting medfører redusert jakt på voksne hunndyr og det høyeste metallinnholdet generelt sett er funnet i hanner, anbefaler vi at det benyttes hanndyr i en eventuell rutinemessig overvåking.

I forbindelse med en rutinemessig overvåking vil det også være viktig å ha kunnskap om innhold av de essensielle metallene Cu og Zn samt Se på grunn av deres mulige påvirkning av og samspill med de potensielle skadelige metallene. I en rutinemessig overvåking bør det derfor analyseres for forekomstene av disse i lever.

Tilgangen av metaller for hjortedyr ser ut til å ha endret seg noe i løpet av de siste 10 åra. Særlig har tilførselen av metaller (spesielt Pb) blitt redusert i de sørligste delene av landet der belastningene tidligere har vært størst (Statens forurensningstilsyn 1993). Hg-tilførselen til miljøet er imidlertid på samme nivå som tidligere. Utslippsprognoser for metaller indikerer at denne utviklingen vil fortsette. Plantespisere får hovedsakelig i seg Pb og Hg som er avsatt på overflaten av plantene. For Cd er det også en viktig tilgang via plantenes opptak fra jordsmonnet. Plantenes opptak av metaller via rotsystemet er påvirket av pH i jorda, og en forsuring av jordsmonnet vil kunne øke plantenes opptak av tungmetaller. I hvilken grad dette vil være tilfelle for Pb og Hg er imidlertid uklart. For betydelige deler av Norge (særlig i Sør-Norge, men også i tilknytning til industriområder og tett befolkede områder) har jordsmonnet i løpet av de siste 50 åra blitt tilført store mengder tungmetaller. Et økt opptak av tungmetaller i planter på grunn av forsuring av jordsmonnet vil derfor sterkt påvirke plantespisende arters tilgang på tungmetaller. På grunn av plantenes opptak av Cd fra jordsmonnet har

plantespisende dyr alltid hatt en viss tilgang på Cd, og mange dyrearter har innenfor visse nivå utviklet avgiftningsmekanismer for dette metallet (metallotionin).

På bakgrunn av dette vurderer vi prognosene for tilgang på metaller for plantespisende arter som usikre, men vi forventer ingen raske og dramatiske forandringer. En forsvarlig overvåking av metaller i hjortedyr bør derfor kunne gjøres ved å følge belastningssituasjonen innenfor utvalgte populasjoner, for eksempel et utvalg av de kommuner som omfattes av Direktoratet for naturforvaltning sin overvåking av hjortevilt og som omfatter elg, hjort og rein. For elg og hjort vil det være ønskelig med prøver fra 6-8 utvalgte kommuner. En slik overvåking kan utføres ved rutinemessig innsamling av leverprøver fra hanndyr eldre enn 1,5 år (utgjør 10-20 % av totalt antall felte dyr) hvert femte år. Av disse velges det ut 12-15 dyr fra de aktuelle aldersklassene (hjort: 2-3 år; elg: 3-4 år) for kjemiske analyser av, Pb, Cd, Cu Hg, Se og Zn i lever og Al og Pb i beinvev (kjevebeinet). For overvåking av metallbelastninger i villrein viser vi til pågående sammenstilling av miljøgiftsituasjonen for denne arten (O. Strand, I.S. Espelien & T. Skogland, NINA, Trondheim).

For tolking av en slik overvåking har vi imidlertid fortsatt klare mangler når det gjelder kunnskap om ikke-dødelige effekter av lave belastningsdoser over lang tid, samvirkende effekter av flere miljøgifter (synergisme) og effekter i stress-perioder (f.eks vinter). Av annen ønsket informasjon vil vi særlig nevne kunnskap om akkumulering av Al og Pb i beinvev i områder med lav Pb-tilgang og mineralrikt jordsmonn (se diskusjonen). Forøvrig finnes det begrenset med informasjon om metallforekomster i rådyr. Det vil derfor være ønskelig med en undersøkelse av metallbelastninger i rådyr fra et område med høye metallbelastninger, der en i tillegg har tilgjengelig informasjon fra en annen hjortedyrart for sammenligning (f.eks Birkenes).

4 Sammendrag

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har satt i gang "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV) som har som viktigste formål å overvåke flora og fauna for å avdekke eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger. Dette programmet omfatter blant annet landsomfattende kartlegginger av forekomster av miljøgifter i utvalgte organismer. For å vurdere metoder ved overvåking av metallbelastninger i hjortedyr utdeler vi her omfang av akkumulering av metaller for denne gruppe dyr. Undersøkelsen baserer seg på en gjennomgang av litteratur omkring forekomster av metaller i hjortedyr (**kap. 2**), og en detaljstudie av akkumulering av metaller i elg fra Birkenes kommune i Aust-Agder og hjort fra Vindafjord kommune i Rogaland (**kap. 3**). Det legges spesiell vekt på å beskrive hvordan alder og kjønnsforskjeller påvirker forekomstene av metaller i hjortedyr.

Litteraturstudien viser at det foreligger en god del opplysninger om hvordan kjønn og alder påvirker forekomster av Cd og Pb i hjortedyr. Behovet for mer viten er likevel tilstede, da dette er metaller som bør prioriteres i en landsomfattende overvåking av forekomster av metaller i hjortedyr. Både for Cd og Pb er det vist at lever og nyrevev fra elg kan brukes til å vise regionale forskjeller. Det foreligger god dokumentasjon på sammenhengen mellom alder og akkumulering av Cd, for Pb trenger vi mer informasjon om dette. Det finnes ikke entydig dokumentasjon på at innholdet av Cd og Pb i organer hos elg er forskjellige for hannedyr og hundedyr. Reinen's spesielle næringsvalg og ekstreme livsmiljø gjør at den i perioder er mer utsatt for tungmetaller enn andre hjortedyr. Dette gjør at den er særskilt interessant i forbindelse med akkumulering av Cd og Pb, og undersøkelser av rein vil være viktig i miljøovervåking av våre fjellområder. For rådyr foreligger vesentlig mindre informasjon om Cd og Pb enn elg og rein. Fra Mellom-Europa vet vi at lever og nyrer fra rådyr er velegnet til bruk for å kartlegge biotilgjengeligheten av Cd og Pb, så arten er av interesse når det gjelder overvåking av metaller. Spesielt interessant i denne sammenheng er at metallinnholdet i rådyrets gevir har vist seg å kunne gjenspeile regionale og historiske forurensningsgradienter. Hjort er den norske hjortedyrarten man vet minst om når det gjelder metaller. Det foreliggende materiale er begrenset, og det er behov for opplysninger om hjort og Cd- og Pb-forurensning. Det ser ut til at Hg forekommer i lave konsentrasjoner i hjortedyr og Hg synes å være et mindre problem enn Pb og Cd. Antallet analyser av Hg er imidlertid begrenset i forhold til Cd og Pb. I og med at utslipp av Hg til atmosfæren heller ikke synes å avta, vil det være av interesse å følge utviklingen i Hg belastninger i hjortedyr. Kunnskap om Al-forekomster i hjortedyr er svært begrenset. Sivertsen et al. (1991) er den eneste kjente publikasjon som omhandler dette,

og da kun for elg og rein. Det ble ikke påvist forskjeller mellom kjønn, mellom regioner eller med alder i dette materialet. Det foreligger ikke publikasjoner som belyser akkumulering av Al i beinvev hos hjortedyr. Dette bør prioriteres ved fremtidig kartlegging av Al, da beinvev i større grad enn lever og nyrer akkumulerer Al. Cu og Zn bør tas med i overvåkingen, ikke på grunn av at de utgjør noen risiko for hjortedyr, men på grunn av de interaksjoner som kan oppstå mellom disse to metallene og tungmetaller som Cd og Pb.

Detaljstudiene av metallforekomster i elg fra Birkenes og hjort fra Vindafjord viser at akkumulering av metaller og Se i lever er mer framtrekkende hos hannedyr enn hos hundedyr. Dette går tydeligst fram for det mere omfattende elgmaterialet der hanner har klare tendenser til akkumulering for alle metallene unntatt Hg. Imidlertid er det for samtlige metaller en relativt begrenset andel av den totale variasjonen som kan tilskrives alder også for hannene (10-20 %). For hunnene finner vi en sammenheng med alder bare for Cd, Pb og Hg. Samme tendens med klare sammenheng mellom alder og metallinnhold i lever for hanner sammenlignet med hunner, får vi også for hjort. Hjort viser imidlertid mindre klare sammenhenger enn elg. Tidligere undersøkelser av metall i hjortedyr har ofte gitt klarere sammenhenger mellom metallforekomster i lever og dyras alder enn det vi finner her. Dette kan komme av at mange av de tidligere studier har en svært skjev fordeling av antall dyr i forskjellige aldersgrupper med mange unge dyr og bare få gamle dyr. Undersøkelsen viser forøvrig relativt lavt innhold av alle metallene (Al, Pb, Cd, Cu, Hg og Zn) i lever fra de eldste dyra. Dette gjelder for de aller fleste undersøkte dyr som var eldre enn 10 år. Dette kommer trolig av at de eldste dyra har økt ekskresjon av metaller (reduerte lever/nyre-funksjoner), noe som kan være et naturlig aldringsfenomen.

I forbindelse med mulige negative effekter av metaller i hjortedyr forårsaket av langtransporterte forurensninger er det mest aktuelt å overvåke forekomster av Al, Pb, Cd og Hg. Pb og Cd har en tendens til å akkumuleres i lever med økende alder for begge kjønn. Imidlertid viser denne studien at Pb akkumuleres i enda sterkere grad i beinvev. Al forekommer også i høyere konsentrasjoner i beinvev enn i lever, og for elgoksene fant vi en akkumulering av Al med økende alder.

Hjortedyrbestandene sin aldersstruktur sammen med retta avskytning medfører at en relativt liten andel av felte dyr er eldre enn 5 år. Det er ønskelig å måle belastninger i dyr som har fått akkumulert metaller samtidig som en tar hensyn til mulighetene for å innhente tilstrekkelig materiale og også prøver å redusere den variasjon i materialet som er forårsaket av aldersforskjeller.

Basert på denne gjennomgangen av akkumulering av metaller i hjortedyr har vi følgende anbefalinger i forbindelse med overvåking av metaller for denne dyregruppen:

- Av de potensielt mest skadelige metalene analyseres det for forekomster av Pb, Cd og Hg i lever og Al og Pb i beinvev (kjeveprøver som benyttet i denne studien).
- I forbindelse med en rutinemessig overvåking vil det også være viktig å ha kunnskap om innhold av de essensielle metallene Cu og Zn samt Se på grunn av deres mulige påvirkning av og samspill med de potensielle skadelige metallene. I en rutinemessig overvåking bør det derfor analyseres for forekomstene av disse elementene i lever.
- For elg benyttes dyr i aldersklassene 3-4 år og for hjort dyr i aldersklassene 2-3 år.
- Valg av kjønn vil være av mindre betydning, men siden retta avskyting medfører redusert jakt på voksne hunndyr, og det høyeste metallinnholdet generelt sett er funnet i hanner, anbefaler vi at det benyttes hanndyr ved en rutinemessig overvåking.
- Det vil være ønskelig med en undersøkelse av metallbelastninger i rådyr fra et område med høye metallbelastninger, der en i tillegg har tilgjengelig informasjon fra en annen hjortedyrart for sammenligning (f.eks Birkenes).
- For å øke forståelsen av akkumulering av metaller i beinvev vil det være ønskelig med kunnskap om akkumulering av Al og Pb i beinvev i et område med lav Pb-tilgang og mineralrikt jordsmonn (se diskusjonen).

5 Summary

The Directorate for Nature Management (DN) has started a "Monitoring Programme for Terrestrial Ecosystems", the most important objective of which is to monitor flora and fauna with a view to revealing any effects from the long-range air transport of pollution. This programme includes the nationwide mapping of occurrences of toxic substances in selected organisms. To assess methods of monitoring metal loads in cervids, this study is investigating the accumulation of metals in this group of animals. The study is based on a survey of the literature dealing with occurrences of metals in cervids (**Chap. 2**) and a detailed study of the accumulation of metals in moose from Birkenes in Aust-Agder and in red deer from Vindafjord in Rogaland (**Chap. 3**). Particular emphasis has been placed on describing how differences in age and sex influence the occurrence of metals in cervids.

The literature survey shows that considerable information is available about how differences in sex and age influence the occurrence of Cd and Pb in cervids. There is nevertheless a need for additional information because these are metals that should be given priority when nationwide monitoring of occurrences of metals in cervids is being implemented. It has been shown that both the liver and kidney tissues of moose can be used to reveal regional differences in both Cd and Pb. A relationship between age and the accumulation of Cd has been well documented, but more information is needed concerning Pb. There is no incontrovertible evidence that the content of Cd and Pb in the organs of moose differs in bulls and cows. The special choice of food items by reindeer and the extreme conditions under which these animals live make them periodically more prone to the effect of heavy metals than other cervids. Hence, reindeer are especially interesting in connection with the accumulation of Cd and Pb, and the monitoring of reindeer will be a particularly important aspect of the environmental monitoring of mountainous areas of Norway. Much less information is available concerning Cd and Pb in roe deer than is the case with the two aforementioned species. It is known that in Central Europe the liver and kidneys of roe deer are well suited for mapping the bio-availability of Cd and Pb; hence, the species is relevant for monitoring metals. The metal content in roe deer antlers is particularly interesting since it has been shown that this may reflect regional and historical gradients of pollution. The red deer is the cervid species in Norway that least is known about as regards metals. Limited material is available and there is a need for information about Cd and Pb contamination in red deer. Very little is known about Al in cervids. Only one publication deal with it (moose and reindeer), and no differences were found

between sexes, regions or age. There are no publications dealing with accumulation of aluminium in the osseous tissue of cervids. Priority should be given to this in future investigations of Al since osseous tissue accumulates Al to a greater degree than do liver and kidneys. Hg seems to occur in low concentrations in cervids and appears to be a minor problem compared with metals such as Pb and Cd. There are, however, few analyses of Hg compared with Cd and Pb. Considering that the release of Hg into the atmosphere does not seem to be decreasing either, it will be interesting to follow the trend of Hg loads in cervids. Cu and Zn should be included in the monitoring work, not because they constitute a direct threat to cervids but on account of the interactions that may arise between these two metals and heavy metals like Cd and Pb.

The detailed studies of occurrences of metals in moose from Birkenes and red deer from Vindafjord show that the accumulation of metals in liver is more marked in males than in females. This is most clearly shown for moose which formed a larger proportion of the sample and where bulls showed clear tendencies to be accumulating all the metals except Hg. However, in the case of every metal a relatively limited proportion of the total variation can be ascribed to age, also in the case of the bulls (10-20 %). For the cows, such a relationship is only found for Cd and Pb. The same tendency, with the clearest relationship between age and metal content in the livers of stags compared with hinds, is found in red deer, too. However, red deer show the relationships less clearly than moose. Previous investigations of metals in cervids have often shown clearer relationships between the occurrence of metals in liver and the age of the animal than have been found here. This may be because many of the previous studies have a very uneven distribution of animals in the various age groups, with many young and only a few old ones. The study otherwise shows a relatively low content of all the metals (Al, Pb, Cd, Cu, Hg and Zn), but not of Se, in liver from the oldest animals. This applies to the majority of animals investigated that were more than 10 years old. This is probably because the oldest animals have an increased excretion of metals (reduced liver and kidney functions), which may be a natural ageing phenomenon.

In connection with possible negative effects of metals in cervids resulting from the long-range transport of pollution it is most relevant to monitor occurrences of Al, Pb and Cd. Pb and Cd tend to accumulate in the liver with increasing age in both sexes. However, this study shows that Pb accumulates to a still greater extent in the osseous tissue. Al also occurs in higher concentrations in the osseous tissue than in the liver, and accumulation was found in moose bulls.

Norwegian stocks of cervids have an age structure that leads to a relatively small proportion of the animals shot being older than 5 years. It is desirable to measure loads in animals that have achieved accumulation of metals, at the same time as attention is paid to the opportunities for obtaining adequate material and attempts are made to reduce the variation in the material caused by differences in age.

Based on this survey of accumulation of metals and selenium in cervids we will give the following proposals concerning monitoring of metals in cervids in Norway:

- For moose and red deer 6 - 8 areas should be selected for monitoring of metals.
- We recommend use of moose from the 3- and 4-year age classes and of red deer from the 2- and 3-year age classes.
- The choice of sex used will be of little consequence, but since selective shooting leads to reduced hunting of adult females and the highest metal content has generally been found in males, it is recommended that males are used for routine monitoring.
- Analyses should be performed to trace occurrences of Pb, Cd and Hg in the liver and Al and Pb in the osseous tissue (jaws, as used in this study).
- When carrying out routine monitoring it will also be important to obtain information about the content of the essential metals, Cu and Zn, and also of Se, because of their possible effect on, and interaction with, the potentially injurious metals. During routine monitoring, analyses should therefore be carried out to determine the occurrence of these elements in the liver.
- To increase the knowledge about accumulation of Al and Pb in osseous tissue, information about such accumulation in a moose population from an area with high availability of minerals and low Pb-availability should be compared to the results found in this study.
- Accumulation of metals should be studied for a roe deer population where also data on accumulation of metals in moose are available (eg. Birkenes, Aust-Agder).

6 Litteratur

- Abdulla, M. & Chmielnicka, J. 1990. New aspects on the distribution and metabolism of essential trace elements after dietary exposure to toxic metals. - *Biol. Trace Elem. Res.* 23: 25-53.
- Andersen, R. & Heim, M. 1993. Overvåking av hjortevilt - elg. Årsrapport Aust-Agder 1992. - NINA Oppdragsmelding 199: 1-14.
- Anderson, E. & Steinnes, E. 1989. Atmospheric deposition of mercury in different parts of Norway. - I: Vernet, J-P., red. Heavy metals in the environment. *Int. Conf. Geneva 2*: 464-466.
- Babinska-Werka, J. & Czarnowska, K. 1986. Heavy metals in roe deer liver and alimentary tract and their content in soil and plants in Central Poland. - *Acta. Theriol.* 33: 219-230.
- Backhaus, B. & Backhaus, R. 1983. Die Cadmium-Belastung des Rehwildes im Eggegebirge. - *Z. Jagdwiss.* 29: 213-218.
- Borch-Johnsen, B., Nilssen, K.J. & Norheim, G. (submitted). Influence of season and diet on tissue levels of essential elements and heavy metals i Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus* Vrolik). - *Biometals*.
- Bremner, I. 1978. Cadmium toxicity. Nutritional influences and the role of metallothionein. - *World. Rev. Nutr. Diet.* 32: 1165-1197.
- Bruteig, I. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. - *DN-notat* 1991, 8: 1-32.
- Bruteig, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. - *Allforsk, Universitetet i Trondheim*, 42 s.
- Cousins, R.J. 1985. Absorption, transport and hepatic metabolism of copper and zinc: Special reference to metallothionein and ceruloplasmin. - *Physiol. Rev.* 65: 238-309.
- Crete, M., Potvin, F., Walsh, P., Benedetti, J-L., Lefebvre, M.A., Weber, J-P., Paillard, G. & Gagnon, J. 1987. Pattern of cadmium contamination in the liver and kidneys of moose and white-tailed deer in Quebec. - *Sci. Total. Environ.* 66: 45-53.
- Créte, M., Nault, R., Walsh, P., Benedetti, J.L., Lefebvre, M.A., Weber, J.P. & Gagnon, J. 1989. Variation in cadmium content of caribou tissues from Northern Québec. - *Sci. Total Environ.* 80: 103-112.
- Elinder, C-G. & Piscator, M. 1978. Cadmium and zinc relationships. - *Environ. Health. Perspect.* 25: 129-132.
- Eriksson, O., Frank, A., Nordkvist, M. & Petersson, L.R. 1990. Heavy metals in reindeer and their forage plants. - *Rangifer, Special Issue 3*: 315-331.
- Espelien, I.S. 1993. Genetiske effekter av tungmetaller på pattedyr. En kunnskapsoversikt. - *NINA Utredning* 51: 1-49.
- Fimreite, N. 1987. Kadmium i storvilt øker i sør. - *Jakt & Fiske* 1/2: 58-59.
- Flick, D. F., Kraybill, H. F. & Dimitroff, J.M. 1971. Toxic effects of cadmium: A review. - *Environ. Res.* 4: 71-85.
- Frank, A., Petersson, L. & Morner, T. 1981. Bly och kadmiumhalter i organ från alg, råjådur och hare. - *Svensk veterinärtidning* 33: 151-156.
- Frank, A. & Petersson, R. 1984. Trace components in biogenic materials. - *Fresenius Z. Anal. Chem.* 317: 652-53.
- Frøslie, A. 1977. Kobberstatus hos sau i Norge. - *Norsk vet.tidsskr.* 89: 71-79.
- Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from norwegian cervides. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 37: 453-460.
- Frøslie, A., Holt, G., Høie, R. & Haugen, A. 1987. Konsentrasjoner av kobber, selen og sink i lever hos elg, rein, rådyr og hare. - *Norsk landbruksforskning* 1: 243-249.
- Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - *Acta. Vet. Scand.* 25: 333-345.
- Ganrot, P.O. 1986. Metabolism and possible health effects of aluminium. - *Environ. Health Perspect.* 66: 363-441.
- Glooschenko, V., Downes, C., Frank, R., Braun, H.E., Addison, E.M. & Hickie, J. 1988. Cadmium levels in Ontario moose and deer in relation to soil sensitivity to acid precipitation. - *Sci. Total. Environ.* 71: 173-186.
- Grodzinska, K., Grodzinski, W. & Zeveloff, S. 1983. Contamination of roe deer forage in a polluted forest of Southern Poland. - *Environ. Poll. (Ser.A)* 30: 257-276.
- Gunson, D.E., Kowalczyk, D.F., Shoop, C.R. & Ramberg, C.F. 1982. Environmental zinc and cadmium pollution associated with generalized osteochondrosis, osteoporosis and nephrocalcinosis in horses. - *J. Am. Vet. Med. Assoc.* 180: 295-299.
- Hagen, L.O., Henriksen, J.F., Aarnes, M.J. & Sivertsen, B. 1990. Basisundersøkelse av luftforurensninger i Sør-Varanger 1988-1990. - *Statl. progr. for forurensn. overvåk.*, Rapport 430/90. *Norsk Institutt for Luftforskning*. 79 s.
- Holt, G. & Frøslie, A. 1987. Økt utbredelse av kadmium i vilt: Reinen mest utsatt. - *Jakt & Fiske* 4: 34-36.
- Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1983. Forekomst av kadmium hos ville drøvtyggere og hare. - *Norsk Veterinærtidsskrift* 95: 341-342.
- Holterman, W.F.M.O., Voogt, P. & Copius Peereboom-Steegman, J.H.J. 1984. Cadmium/zink relationships in kidney cortex and metallothionein of horse and red deer: Histopathological observations on horse kidneys. - *Environmental Research* 35: 466-481.

- Jop, K. 1979. Quality evaluation of roe deer antlers from an industrial region of southern Poland. - *Acta. Theriol.* 24: 23-34.
- Kardell, L. & Källmann, S. 1986. Heavy metals in antlers of roe deer from two Swedish forests, 1968-1983. - *Ambio* 15: 232-235.
- Kocan, A.A., Shaw, M.G., Edwards, W.C. & Hammond, E.J. 1980. Heavy metal concentrations in the kidney of white-tailed deer in Oklahoma. - *J. Wildl. Dis.* 16(4):593-596.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. - NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjeder i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Langvatn, R. 1993. Overvåking hjortevilt - hjort. Årsrapport Region sør (Rogaland - Hordaland) 1992. - NINA Oppdragsmelding 208: 1-21.
- Lutz, W. 1985. Ergebnisse der Untersuchungen von Rehen (*Capreolus capreolus*) und Hasen (*Lepus europaeus*) auf Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe in Nordrhein-Westfalen. - *Z. Jagdwiss.* 31: 153-175.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN-Rapport 1989, 8: 1-98.
- Løbersli, E.M. 1991. Soil acidification and metal uptake in plants. - Dr.scient.-avhandling. Univ. Trondheim.
- Mattson, P., Albanus, L. & Frank, A. 1981. Kadmium och vissa andra metaller i lever och njure från älg. - *Vår Føda* 33: 335-345.
- Müller, P. 1985. Cadmium concentration in roe deer (*Capreolus capreolus*) and plants. - *Naturwissenschaften* 72: 664-665.
- Myklebust, I. 1992. Akkumulering av kadmium i lirype *Lagopus lagopus* på Dovrefjell. - Hovedfagsoppgave, Univ. Trondheim.
- Myklebust, I., Nybø, S., Kålås, J.A., & Pedersen, H.C. 1993. Cadmium accumulation in willow ptarmigan (*Lagopus L. lagopus*) and rock ptarmigan (*L. mutus*) in Central Norway. - *Sci. Total. Environ., Suppl.*: 135-139.
- NRCC. 1979. Effects of cadmium in the Canadian environment. - Nat. Res. Council. Can. 18475, Ottawa.
- Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. - DN-notat 1991, 9.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. - NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nyholm, E. 1986. Metaller i daggdjur og fåglar. Litteraturstudie. - Naturvårdsverket Rapport SN PM 1986. 103 s.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. - NINA Utredning 5: 1-54.
- Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1980. Atmospheric deposition of heavy metals studied by analysis of moss samples using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry. - I: Nuclear methods in environmental and energy research (Conf-800433). US Department of Energy. s. 175-180.
- Reimers, E. & Nordby, Ø. 1968. Relationship between age and tooth cementum layers in Norwegian reindeer. - *J. Wildl. Manag.* 32: 957-961.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1989. Environmental effects of aluminium. - *Environ. Geochem. Health.* 12: 17-27.
- Sawicka-Kapusta, K., Perzanowski, K. & Bobek, B. 1981. Heavy metal intake by roe deer in Silesian forests. - *Ekol. Pol.* 29: 353-359.
- Scanlon, P.F., Norris, K. Clark, A.G., Fimreite, N. & Lierhagen, S. 1986. Cadmium in moose tissues: Comparison of data from Maine, U.S.A., and from Telemark, Norway. - *Alces* 22: 303-312.
- Scheuhammer, A. M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: A review. - *Environ. Poll.* 46: 263-295.
- Sileo, L. & Beyer, W.N. 1985. Heavy metals in white-tailed deer living near a zinc smelter in Pennsylvania. - *J. Wildl. Dis.* 21: 289-296.
- Sivertsen, T., Daae, H.L., Godal, A. & Sand, G. 1991. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. - DN-notat 15: 1-53.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer foraging niche organization. - *Holarctic Ecol.* 7: 345-379.
- Skogland, T. 1990. Villreinens tilpasning til naturgrunnlaget. - NINA Forskningsrapport 10: 1-33.
- Skogland, T. & Strand, O. 1991. Pattedyr. I: Thomassen, J., red. Spesialavfallsanlegg, Hjerkin - Konsekvensutredninger, Fase 1: Oppsummering av miljø og naturressurser. - NINA Oppdragsmelding 139: 1-115.
- Solberg, E. & Sæthr, B.-E. I trykk. Male traits as life history variables: Annual variation in body mass and antler size in moose (*Alces alces*). - *Journal of Mammalogy*.
- Solberg, W. & Steinnes, E. 1983. Heavy metal contamination of terrestrial ecosystems from long-distance atmospheric transport. - *Proc. Conf. Heavy Metals in the Environment, Heidelberg*, 1: 170-173.
- Staaland, H., Brattbakk, I., Ekern, K. & Kildemo, K. 1983. Chemical composition of reindeer forage plants in Svalbard and Norway. - *Holarctic Ecol.* 6: 109-122.
- Stansley, W., Roscoe, D.E. & Hazen, R.E. 1991. Cadmium contamination of deer livers in New Jersey; human health risk

- assessment. - *Sci. Total Environ.* 107: 71-82.
- Statens forurensningstilsyn. 1993. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1992. SFT Rapport 533/93. 296 s.
- Steinnes, E. & Brevik, E.H. 1987. Miljøgifter i terrestrisk miljø i Norge. - SFT Rapport 83: 1-66.
- Steinnes, E. & Krog, H. 1977. Mercury, arsenic and selenium fall-out from an industrial complex studied by means of lichen transplants. - *Oikos* 38: 160-164.
- Steinnes, E. & Brevik, E.H. 1987. Miljøgifter terrestrisk miljø i Norge. - SFT Rapport 83: 1-66.
- Steinnes, E., Frantzen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. & Hanssen, J.E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge, landsomfattende undersøkelse 1985. - SFT, rapport 334/88.
- 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 and Soil Pollution* 45: 207-218.
- Stonard, M.D. & Webb, M. 1976. Influence of dietary cadmium on the distribution of the essential metals copper, zinc and iron in tissues of the rat. - *Chem. Biol. Interactions* 15: 349-363.
- Sæther, B.E., Solbraa, K., Sødal, D.P. & Hjeljord, O. 1992. Sluttrapport Elg-Skog-Samfunn. - NINA Forskningsrapport 28: 1-153.
- Valtonen, M. & Vikberg, P. 1982. Höga kadmiumhalter i älgens lever, njurar och vinternäring. - *Jägaren* 6: 20-21.
- Willoughby, R.A., MacDonald, E., McSherry, B.J. & Brown, G. 1972. Lead and zinc poisoning and the interaction between Pb and Zn poisoning in the foal. - *Can. J. Comp. Med.* 36: 348-359.
- Witkowski, S.A., Ault, S.R. & Field, R.W. 1982. Lead concentrations in white-tailed deer mandibles and teeth. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 561-565.
- Wolf, A., Smith, J.R. & Small, L. 1982. Metals in livers of white-tailed deer in Illinois. - *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 189-194.
- Wolf, A., Gremillion-Smith, C. & Frank, C.O. 1983. Regional variation in metals in livers of white-tailed deer in Illinois. - *Trans. Ill. State Acad. Sci.* 76: 305-310.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Second edition. - Prentice-Hall, Inc., New Jersey.

Vedlegg

Vedlegg 1. Tungmetallundersøkelser for hjortedyr fra Norge

Hovedmengden av forskningen på dette feltet er utført av veterinærinstituttet i Oslo (1-6). Noen av disse undersøkelsene er delvis basert på samme materiale. I tillegg foreligger en relativt omfattende rapport fra Sør-Varanger utført av Veterinærinstituttet/Norges Veterinærhøgskole på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) (8). Andre institusjoner som har bidratt på dette feltet er Distriktshøgskolen i Telemark (7), NINA (10) og Universitetet i Oslo (11). Det er også utført en komparativ undersøkelse mellom dyr fra Norge og USA (9).

Her følger en oversikt over arter, organer og elementer som er undersøkt i dette materialet. Antall og geografisk fordeling på de innsamlede dyrene er angitt så nøyaktig som det lar seg gjøre ut fra de data som er oppgitt i publikasjonene.

1) Holt, G., Frøslie, A. & Norheim, G. 1983. Forekomst av kadmium hos ville drøvtyggere og hare. - Norsk Veterinærtidsskrift 95: 341-342.

Artikkelen er basert på materiale innsamlet rundt 1980. Elg og villrein er innsamlet ved ordinær jakt. For hjort og rådyr inngår noe fallvilt, men de fleste dyrene er skutt.

Arter: Elg, rein (vill), hjort, rådyr. Antall dyr ikke oppgitt.

Alder: 65 elg og 12 rådyr i dette materialet er aldersbestemt.

Elementer: Cd

Organer: Lever og nyre. Hos hjort er kun nyre undersøkt. Antall prøver av hvert organ er:

	Elg	Rein	Hjort	Rådyr
Lever	74	10	--	20
Nyre	114	46	2	18

Områder: Østlandsområdet og Nord-Trøndelag

2) Frøslie, A., Norheim, G., Rambæk, J.P. & Steinnes, E. 1984. Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. - Acta. Vet. Scand. 25: 333-345.

Arter: Elg (48), rein (57), hjort (6)

Alder: Dyrenes alder er ikke publisert i artikkelen. Det fremkommer imidlertid at slike data finnes, ihvertfall for deler av materialet.

Elementer: As, Cd, Cu, Hg, Mo, Pb, Sb, Se, Zn

Organer: Lever

Områder: Elg: Flekkefjord (1), Rømskog (3), Trysil (4), Dovre (5), Lierne (7), Hattfjelldal (8), Meløy (9), Målselv (11)

Rein: Setesdalsheiene (2), Dovre (5), Lierne (7), Hattfjelldal (8), Sortland (10), Karasjok (25). I denne artikkelen nevnes også resultater fra tungmetallanalyser av 11 reinsdyr fra Spitsbergen (E. Reimers & Schreiner, pers. medd. Leveren fra disse dyrene er analysert for Cd, Cu, Pb, Se og Zn).

Hjort: Smøla (6).

3) Frøslie, A., Holt, G., Høie, R. & Haugen, A. 1987. Konsentrasjoner av kobber, selen og sink i lever hos elg, rein, rådyr og hare. - Norsk landbruksforskning 1: 243-249.

Arter: Elg, rein, rådyr. Forskjellig antall for hvert element som er undersøkt. (Se under)

forts. vedlegg 1

Elementer: Cu, Se, Zn

	Elg	Rein	Rådyr
Kopper	544	183	176
Selen	542	183	175
Sink	783	314	195

Organer: Lever

Områder: Elg: Telemark, Aust og Vest-Agder (99), Østfold, Akershus, Oslo, Buskerud, Vestfold (202), Hedemark, Oppland (230), Sør og Nord-Trøndelag (138), Nordland (35), Finnmark (79)

Rein: Hardangervidda (124), Dovrefjell (122), Nord-Trøndelag/Nordland (16), Finnmark (52)

Rådyr: Sørlandet (45), Østlandet (128), Tøndelag (22)

4) Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. & Norheim, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidney from Norwegian cervides. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 453-460.

Arter: Elg, rein, rådyr.

Elementer: Cd

Organer: Lever, nyre

Områder: Samme utvalg som under pkt. 3.

5) Frøslie, A. 1990. Trace elements in reindeer and sheep from Sør-Varanger, Finnmark. A preliminary study. - I: Låg, J., red. Excess and deficiency of trace elements in relation to human and animal health in Arctic and Subarctic regions. Norweg. Acad. Sci. Lett., Oslo, 220-221.

Arter: Rein

Elementer: Cd, Cu, Pb, Zn

Organer: Lever, nyre (kun Cd, Pb)

Områder: Kirkenes, Vaggetem, Øvre Neiden. Data for Cd er delvis de samme som i publikasjon 4. Data for Cu og Zn er delvis de samme som i publikasjon 3. Data for Pb er kun publisert her.

6) Holt, G. & Frøslie A 1987. Økt utbredelse av kadmium i vilt: Reinen mest utsatt. - Jakt og Fiske 116, 3: 34-36.

Arter: Elg, rein, rådyr, hjort

Elementer: Cd

Organer: Lever, nyre

Områder: Delvis samme utvalg som under pkt. 3.

7) Fimreite, N. 1987. Kadmium i storvilt - øker i sør. - Jakt & Fiske nr. 1/2: 58-59.

Arter: Elg (70), rådyr (30).

Elementer: Cd

Organer: Lever, nyre, kjøtt

Områder: Tre kommuner i Telemark: Skien, Bø og Vinje. Samme som pkt. 5.

forts. vedlegg 1

8) Sivertsen, T., Daae, H.L., Godal, A. & Sand, G. 1991. Opptak av tungmetaller i dyr i Sør-Varanger. - DN-notat 15:1-53.

Arter: Elg (72), rein (91)

Elementer: Al, As, Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Se, Zn

Organer: Lever

Områder: Elg: Jarfjord (10), Nedre Pasvik (27), Øvre Pasvik (14), Neiden (5), Alta (16) Rein: Jarfjord (31), Nedre Pasvik (30), Kautokeino (30).

9) Scanlon, P.F., Morris, K, Clark, A.G., Fimreite, N. & Lierhagen, S. 1986. Cadmium in moose tissues: Comparison of data from Maine, U.S.A. and from Telemark, Norway. - Alces 22: 303- 312.

Arter: Elg

Elementer: Cd

Organer: Lever, nyre, bein, muskel

Områder: Tre kommuner i Telemark, Bamble, Bø, Vinje

10) Skogland, T. & Strand, O. 1991. Pattedyr. I: Thomassen, J. (red.). Spesialavfallsanlegg, Hjerkin. Konsekvensutredninger, Fase 1: Oppsummering av miljø og naturressurser.

Art: Rein (13-40)

Elementer: Al, Cd, Hg, Pb

Organer: Lever

Områder: Knutshø-Rondane (5-20), Hardangervidda (2-6), Setesdalsheiene (6-14)

11) Borch-Iohansen, B., Nilssen, K.J. & Norheim, G. (submitted). Influence of season and diet on tissue levels of essential elements and heavy metals in Svalbard reindeer (*Rangifer tarandus platyrhynchus* Vrolik). - Boimetals.

Arter: Rein (78)

Elementer: Cd, Cu, Mn, Pb, Se, Zn

Organer: Lever (78), Nyre (60)

Områder: Gangdalen (8), Adventdalen (13), Reindalen, (4), Isfjordflya (53)

Vedlegg 2. Reanalyser angående akkumulering av metaller i hjortedyr

I forbindelse med kartlegging av omfang av forurensning av metaller fra smelteverkene på Kola-halvøya utførte Sivertsen et al. (1991) målinger av metallbelastninger i elg og rein fra Finnmark fylke. Disse undersøkelser hadde som hovedmål å belyse forurensnings-situasjonen i Sør-Varanger kommune og benyttet materiale fra øvrige deler av Finnmark som referanser. I deres materiale inngår det 101 prøver fra rein og 72 prøver fra elg. For elgmaterialet er hoveddelen av dyra kjønns- og aldersbestemt. For rein mangler det imidlertid kjønnsbestemmelse for en stor andel av dyra (43 %). Denne undersøkelsen har dermed noe informasjon som kan belyse effekter av alder og forskjeller mellom hanndyr og hunndyr for innhold av metaller. Vi har her reanalyisert Sivertsen et al. (1991) sine data med henblikk på dette.

For å undersøke forskjeller mellom kjønn og sammenhengen mellom metallinnhold og alder benytter vi oss i all hovedsak av ikke-parametriske statistiske tester. Materialet er ikke omfattende nok til å benytte multivariate statistiske analyser. Ved statistiske analyser vedrørende sammenhengen mellom alder og forekomsten av metaller benytter vi Spearman's rank korrelasjons tester. Der disse testene gir gode sammenhenger ($p < 0,1$) gir vi også stigningskoeffisienten for den lineære regresjonslinjen. Forskjellene mellom kjønnene er testet med Mann-Whitney U-tester. Sivertsen et al. (1991) sitt materiale har som de fleste andre studier av metallforekomster i hjortedyr en svært skjev aldersfordeling med mange unge og få gamle dyr. Dette medfører at de få gamle dyra i sterk grad vil påvirke stigningskoeffisienten for den lineære regresjonslinja. Dette må tas i betraktning ved vurdering av de tall vi presenterer her.

Resultatene er utelukkende basert på metallanalyser av lever, og alle målinger er gitt som mg kg^{-1} , våtvekt.

Akkumulering med alder

Sammenhengene mellom alder og innhold av metaller for elgmaterialet samlet ($n = 50$ okser, 18 kyr, 4 ubestemt kjønn), gav følgende sammenhenger (r_s = Spearman's rank korrelasjon korrigeret for like verdier, p = signifikansnivå, b = stigningskoeffisienten for den lineære regresjonslinjen):

Element	r_s	p	b
Al	0,12	0,31	
Cd	0,44	< 0,001	0,035
Cu	0,48	< 0,001	9,70
Hg	0,09	0,46	
Pb	0,21	0,09	0,002
Zn	0,06	0,63	

Sammenhengen mellom alder og innhold av metaller for reinmaterialet samlet ($n = 34$ bukker, 24 simler, 43 ubestemt kjønn) gav følgende sammenhenger (r_s = Spearman's rank korrelasjon korrigeret for like verdier, p = signifikansnivå, b = stigningskoeffisienten for den lineære regresjonslinjen):

Element	r_s	p	b
Al	0,11	0,29	
Cd	0,47	< 0,001	0,067
Cu	0,06	0,54	
Hg	-0,05	0,63	
Pb	0,21	0,04	0,025
Zn	-0,03	0,73	

For bly og kadmium har vi også delt materialet inn i hanndyr og hunndyr for å se på aldersakkumulering i forhold til kjønn. Dette ga følgende resultater (n = antall dyr, r_s = Spearman's rank korrelasjon korrigeret for like verdier, p = signifikansnivå, b = stigningskoeffisienten for den lineære regresjonslinjen):

forts. vedlegg 2

Elg

Kadmium:

Hunn: $n = 18$, $r_s = 0,69$, $p = 0,002$, $b = 0,054$ Hann: $n = 50$, $r_s = 0,21$, $p = 0,15$

Bly:

Hunn: $n = 18$, $r_s = 0,27$, $p = 0,28$ Hann: $n = 50$, $r_s = 0,18$, $p = 0,22$ **Rein**

Kadmium:

Hunn: $n = 24$, $r_s = 0,57$, $p = 0,006$, $b = 0,067$ Hann: $n = 34$, $r_s = 0,56$, $p < 0,001$, $b = 0,136$

Bly:

Hunn: $n = 24$, $r_s = 0,07$, $p = 0,72$ Hann: $n = 34$, $r_s = 0,71$, $p < 0,001$, $b = 0,078$ **Forskjeller mellom kjønn**

For elgmaterialet mangler det kjønnsbestemmelse for 4 av dyra. Aldersfordelingen på de resterende var forskjellig for kjønnene, med betydelig eldre okser. Oksene hadde en gjennomsnittsalder på 3,1 år, mot 1,8 år for kyrne. Dette må tas i betraktning ved vurdering av følgende oversikt som er basert på Mann-Whitney U-tester for forskjeller mellom kjønnene i innhold av metaller basert på 50 okser og 18 kyr (- indikerer høyest verd for oksene):

Element	Z	p
Al	-0,39	0,70
Cd	-2,65	< 0,01
Cu	-0,99	0,32
Hg	-0,63	0,53
Pb	-1,43	0,15
Zn	-0,55	0,58

For reinmaterialet mangler det kjønnsbestemmelse for 43 dyr. Aldersfordelingen på de resterende var forskjellig for kjønnene, med betydelig eldre simler. Bukkene hadde en gjennomsnittsalder på 1,5 år, mot 3,8 år for simlene. Dette må tas i betraktning ved vurdering av følgende oversikt som er basert på Mann-Whitney U-tester for forskjeller mellom kjønnene i innhold av metaller basert på 34 bukker og 24 simler (- idikerer høyest verdier for bukkene):

Element	Z	p
Al	-0,93	0,35
Cd	-1,80	0,06
Cu	-0,43	0,66
Hg	-1,94	0,05
Pb	-1,46	0,14
Zn	-0,35	0,73

Vedlegg 3. Metaller i lever og beinvev fra A) elg fra Birkenes kommune i Aust-Agder og B) hjort fra Vindafjord kommune i Rogaland felt under høstjakta, 1992. KJØNN (1 - hanner, 2 - hunner), ALDER (0 - ca 4 mnd., 1 - ca 1 år og 4 mnd., osv.), AL/PB/CD/CU/HG/SE/ZN - konsentrasjoner av metaller i lever som mg kg⁻¹ (tørrvekt), BAL/BPB - konsentrasjoner av metaller i beinvev fra kjevebeinet som mg kg⁻¹ (tørrvekt). For verdier under deteksjonsgrensa er følgende verdier gitt: Al - 0.15, Pb - 0.15, Hg - 0.01. - Metals in A) *Alces alces* and b) *Cervus elaphus* hunted during october - november 1992. KJØNN - sex (1 - males, 2 -females), ALDER - age (0 - appr. 4 months, 1 - appr. 1 year and 4 months, aso.), AL/PB/CD/CU/HG/SE/ZN - concentrations of metals in liver given as mg kg⁻¹ (dry-weight), BAL/BPB - concentrations of metals in bone given as mg kg⁻¹ (dry-weight).

A) Elg (*Alces alces*)

KJØNN	ALDER	AL	PB	CD	CU	HG	SE	ZN	BAL	BPB
1	0	0.96	0.15	2.78	402	0.064	1.58	280	1.12	1.27
1	0	.	0.15	1.52	190	0.045	1.06	167	1.34	0.52
1	0	0.15	0.15	1.71	115	0.010	0.93	73	0.56	0.73
1	0	.	2.90	1.48	152	0.045	0.48	111	1.28	0.43
1	0	1.92	0.22	1.13	68	0.049	0.99	89	1.30	0.41
1	1	0.58	0.15	2.88	209	0.025	1.65	96	1.35	2.56
1	1	0.15	0.15	2.39	304	0.050	3.03	125	0.99	0.89
1	1	0.29	0.15	3.68	135	0.039	0.93	218	1.94	2.45
1	1	1.03	0.15	1.68	160	0.020	3.00	63	0.61	2.95
1	2	0.67	0.15	1.23	275	0.026	1.06	135	1.22	2.95
1	2	0.15	0.42	2.91	348	0.048	3.21	276	1.48	3.32
1	2	0.54	0.44	1.86	351	0.043	3.34	96	1.36	3.02
1	2	0.65	0.15	2.37	370	0.040	10.10	103	1.51	2.78
1	2	0.23	0.61	2.28	209	0.058	5.82	228	3.50	2.57
1	2	0.79	0.43	1.32	336	0.038	10.70	93	.	.
1	3	0.67	0.23	3.77	325	0.049	5.28	265	0.90	2.51
1	3	0.96	0.22	.	.	0.045	3.54	.	1.33	3.23
1	3	0.15	0.36	1.09	217	0.010	1.63	92	1.96	3.49
1	3	1.29	0.35	2.70	317	0.081	5.60	469	1.21	1.51
1	3	0.50	0.42	2.25	238	0.046	2.42	342	1.73	2.35
1	3	0.75	0.26	2.60	642	0.056	11.00	219	.	.
1	4	0.79	0.15	2.16	263	0.039	4.57	145	0.46	1.15
1	4	0.92	0.15	2.37	246	0.039	2.39	121	1.01	2.46
1	4	2.48	0.45	1.55	175	0.026	1.34	303	1.76	4.20
1	4	0.86	0.35	2.99	414	0.029	6.65	281	.	.
1	5	1.38	0.38	2.16	247	0.034	3.92	307	3.20	3.70
1	5	1.18	0.41	2.77	474	0.042	4.50	252	.	3.63
1	5	2.25	0.27	3.28	659	0.041	7.44	128	1.01	4.36
1	5	.	0.26	2.48	451	0.033	3.76	485	.	.
1	6	2.00	0.75	7.07	345	0.045	2.25	406	2.08	5.42
1	6	0.71	0.22	1.76	296	0.037	2.60	130	1.52	2.58
1	6	0.15	0.36	3.35	281	0.047	2.95	176	2.31	2.87
1	7	1.87	0.24	4.71	319	0.030	2.82	171	1.84	3.52
1	7	0.67	0.15	1.96	57	0.038	0.57	155	2.64	2.11
1	9	1.02	0.46	.	.	0.062	8.90	.	1.37	4.77
1	9	0.65	0.21	3.93	245	0.046	1.19	355	2.70	2.39
1	10	0.86	0.31	2.00	92	0.025	3.54	68	1.98	3.79
1	10	0.63	0.41	2.78	344	0.057	5.28	434	2.37	7.59
1	12	0.15	0.15	1.05	136	0.017	2.15	67	.	.

forts. vedlegg 3

1	12	0.70	0.55	2.11	202	0.048	3.72	66	1.63	6.39
2	0	0.44	0.15	2.17	172	0.030	1.26	128	1.46	0.78
2	0	1.75	0.36	3.40	.	0.053	14.10	151	3.40	3.60
2	0	0.45	0.15	1.29	123	0.025	1.15	86	1.31	1.22
2	0	0.53	0.15	1.27	76	0.045	1.49	106	0.98	3.22
2	0	0.15	0.15	1.98	229	0.022	4.05	102	.	.
2	0	0.15	0.15	2.66	183	0.024	6.15	74	3.30	1.56
2	1	0.70	0.15	1.67	245	0.019	1.01	87	0.87	1.83
2	1	0.83	0.21	2.60	199	0.016	1.09	92	1.83	2.37
2	1	1.48	0.24	2.31	177	0.053	3.52	144	1.94	2.28
2	1	.	0.29	2.06	112	0.024	0.52	75	2.71	1.85
2	1	0.66	0.15	0.54	105	0.016	1.15	71	1.57	1.12
2	2	0.69	0.15	1.72	126	0.023	1.70	91	1.44	1.30
2	2	0.23	0.15	1.86	358	0.028	3.39	90	1.14	2.21
2	2	0.15	0.21	2.59	327	0.027	1.93	95	1.04	2.45
2	2	0.15	0.15	1.78	145	0.020	2.16	69	1.85	2.18
2	2	0.95	0.15	2.10	258	0.021	4.64	68	1.63	1.84
2	3	0.44	0.21	1.13	331	0.028	5.87	66	1.54	3.13
2	3	0.15	0.23	2.88	255	0.010	1.51	97	1.67	2.85
2	3	2.77	0.31	1.86	457	0.030	2.51	100	0.73	1.05
2	3	0.74	0.22	1.91	438	0.031	9.66	98	2.30	2.30
2	4	0.15	0.15	2.43	233	0.029	1.81	78	1.28	2.04
2	4	0.32	0.15	3.59	316	0.029	2.19	267	1.49	2.83
2	4	0.69	0.27	3.09	225	0.026	2.87	89	.	5.61
2	4	0.15	0.15	2.14	257	0.024	1.81	106	1.19	2.62
2	4	1.07	0.15	1.70	175	0.022	1.80	69	1.05	0.79
2	5	1.28	0.15	3.17	89	0.025	1.18	83	1.32	3.44
2	5	0.90	0.15	1.87	263	0.034	2.19	94	1.33	2.77
2	5	0.15	0.43	1.16	193	0.028	7.98	207	1.09	4.61
2	5	0.50	0.33	5.22	172	0.033	20.00	200	1.02	2.94
2	5	0.15	0.28	1.85	297	0.031	5.78	74	1.63	3.58
2	6	1.31	0.15	2.19	291	0.032	2.24	84	0.42	2.18
2	6	0.15	0.24	2.64	287	0.056	7.10	79	2.05	4.47
2	6	0.35	0.15	4.63	27	0.035	0.78	118	2.34	3.12
2	6	1.52	0.15	2.16	138	0.010	1.20	77	1.07	2.98
2	6	1.02	0.15	4.70	338	0.010	2.06	100	0.70	2.18
2	8	0.89	0.25	2.72	100	0.031	1.03	70	1.04	3.82
2	8	0.56	0.68	3.82	283	0.058	3.77	210	2.50	6.75
2	8	0.28	0.34	2.44	92	0.042	1.93	93	2.25	5.75
2	8	0.49	0.68	3.67	445	0.031	2.79	95	0.86	2.74
2	9	0.31	0.23	4.12	323	0.030	2.38	106	1.15	3.78
2	9	1.61	0.15	3.53	15	0.056	1.05	83	2.21	4.82
2	9	0.40	0.15	3.50	329	0.044	5.34	149	2.77	6.07
2	9	0.26	1.00	3.04	201	0.054	6.79	78	1.28	3.75
2	10	.	0.15	1.86	18	0.025	1.40	84	4.10	4.43
2	10	1.96	0.15	6.47	285	0.027	1.20	96	1.51	5.44
2	11	2.18	0.24	2.92	347	0.033	7.09	68	1.99	5.83
2	12	0.60	0.29	2.42	319	0.017	2.38	62	0.96	5.15
2	14	0.15	0.15	1.47	117	0.010	1.57	30	1.44	7.44
2	14	0.60	0.24	4.37	349	0.042	4.95	92	.	.

forts. vedlegg 3

B) Hjort (*Cervus elaphus*)

KJØNN	ALDER	PB	CD	CU	HG	SE	ZN	BAL	BPB
1	0	0.81	0.24	42	0.01	0.72	110	.	.
1	0	0.44	0.14	41	0.01	0.70	89	.	2.40
1	0	0.50	0.14	116	0.01	0.61	94	.	.
1	0	0.88	0.24	20	0.01	0.68	88	.	.
1	0	0.35	0.27	57	0.01	0.80	66	2.81	.
1	0	0.39	0.10	18	0.01	0.44	97	.	1.80
1	1	0.15	0.24	11	0.01	0.40	89	.	.
1	1	0.15	0.10	14	0.01	0.58	84	.	.
1	1	0.26	0.23	18	0.01	0.94	113	.	.
1	1	2.13	0.98
1	1	0.78
1	1	0.15	0.26	92	0.01	0.85	80	2.58	0.70
1	1	0.15	0.14	11	0.01	0.65	97	2.95	.
1	2	0.76	0.26	8	0.01	0.44	57	.	.
1	2	0.26	2.20	242	0.01	0.93	83	.	.
1	2	0.21	0.44	28	0.01	0.91	51	.	.
1	2	0.37	0.43	16	0.01	0.51	151	.	.
1	2	1.76	0.78
1	2	3.79	2.63
1	2	3.58	0.71
1	2	0.32	0.27	34	0.01	0.76	77	2.68	1.49
1	3	0.25	0.36	16	0.01	0.76	107	.	.
1	3	0.44	0.54	7	0.01	1.09	125	.	.
1	3	0.15	0.99	61	0.01	0.65	78	1.77	0.87
1	3	1.63	0.86
1	3	0.32	0.23	8	0.01	0.76	53	1.35	0.36
1	3	0.38	0.25	50	0.01	0.78	71	3.07	1.03
1	4	0.37	0.33	170	0.01	0.20	147	.	.
1	4	0.43	0.67	74	0.01	0.60	68	2.09	0.88
1	4	0.38	0.51	94	0.01	0.94	167	2.54	1.25
1	4	3.08	1.55
1	5	0.67	0.74	220	0.01	2.02	129	.	.
1	5	0.45	0.17	23	0.01	0.66	147	1.82	0.75
1	5	1.39	0.66
1	5	0.28	0.12	57	0.01	0.80	74	.	0.73
1	6	0.57	0.63	192	0.01	1.21	63	.	.
1	6	0.36	0.49	72	0.01	0.74	106	0.95	1.68
1	6	0.15	0.20	88	0.01	1.12	59	1.01	0.85
2	0	0.59	0.14	53	0.01	0.81	118	.	.
2	0	0.35	0.11	78	0.01	0.92	90	1.93	1.29
2	1	0.21	0.19	22	0.01	0.44	92	.	.

forts. vedlegg 3

2	1	0.21	0.38	44	0.01	0.69	114	.	.
2	1	0.15	0.02	4	0.01	0.81	63	1.79	0.61
2	1	0.15	0.09	7	0.01	0.49	84	.	0.36
2	1	0.27	0.22	37	0.01	0.98	83	.	.
2	1	0.35	0.32	43	0.01	0.72	103	2.03	1.57
2	1	0.34	0.40	16	0.01	0.61	99	.	2.15
2	2	.	0.14	11	0.01	0.58	85	.	.
2	2	0.23	0.25	42	0.01	0.43	95	1.65	1.22
2	2	0.15	0.30	15	0.01	0.69	88	.	1.80
2	2	2.27	1.27
2	2	2.41	1.12
2	2	0.15	0.21	19	0.01	0.20	96	.	.
2	2	1.42	1.25
2	3	0.63	0.13	15	0.01	0.56	98	.	.
2	3	0.20	0.44	144	0.01	1.08	97	.	.
2	3	0.53	0.45	96	0.01	1.00	90	.	2.27
2	3	3.30	1.76
2	3	0.55	0.60
2	3	0.15	0.32	31	0.01	0.64	101	2.36	1.77
2	4	0.15	0.29	55	0.01	0.20	103	.	.
2	4	1.34	0.24	56	0.01	0.51	101	1.78	1.88
2	5	0.24	0.39	15	0.01	0.61	97	.	.
2	5	0.15	0.35	46	0.01	0.77	98	.	2.02
2	5	1.73	.
2	5	2.01	1.70
2	5	0.15	0.18	62	0.01	0.60	107	3.05	1.39
2	6	0.27	0.04	8	0.01	0.68	157	.	.
2	6	0.23	0.20	17	0.01	0.84	88	3.73	3.58
2	6	0.30	0.29	21	0.01	0.55	95	3.83	1.67
2	8	0.21	0.32	18	0.01	0.88	87	.	.
2	11	0.43	0.35	48	0.01	1.10	88	2.47	3.33
2	16	0.15	0.14	15	0.01	0.20	96	.	2.95

Rapporter utgitt innen terrestrisk overvåkingsprogram (TOV)

- * Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport nr. 8.
- 1 Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13. - 14.11. 1989. NINA Notat nr. 2.
- 2 Holten, J., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding nr. 24.
- 3 Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28.
- 4 Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 25.
- 5 Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekktegninger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S. (stensil).
- 6 Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning nr. 21.
- 7 Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding nr. 37.
- 8 Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i referanseområder, Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4.
- 9 Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991-9.
- 10 Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991-6.
- 11 Johnson, P. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder, UiB (stensil).
- 12 Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8.
- 13 Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Jordforsuringsstatus 1990. Norsk inst. for skogforskning. (stensil).
- 14 Jenssen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning. (stensil).
- 15 Brattbakk, I., Høyland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. - NINA Oppdragsmelding nr. 91.
- 16 Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding nr. 80.
- 17 Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil)
- 18 Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding nr. 62.
- 19 Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, botanisk institutt. (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 20 Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA oppdragsmelding nr. 85.
- 21 Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking - Moser. En kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, Inst. for uorg. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet. (stensil.) (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 22 Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning. NILU OR: 31/91.
- 23 Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelser av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. (stensil). (Rapporten har ikke TOV-nummer).
- 24 Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding nr. 75.
- 25 Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding nr. 42.
- 26 Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 83.
- 27 Økland, R. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation environment relationships and boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia, 16: 1-254. Oslo. ISBN 827420-018-7.

- 28 Skåre, J.U. & Førøid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole. (stensil).
- 29*Nybø S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram. Sammen drag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3.
- 29 Jønsen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Norsk institutt for skogforskning, 9/92
- 30 Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990/91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92.
- 31 Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Lund og Åmotsdalen - 1991. DN-notat 1992-3.
- 32 Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 132.
- 33 Brattbakk, I. Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding nr. 131.
- 34 Bruteig, I. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav i fjellbjørkeskog. Manual. Universitetet i Trondheim, botanisk institutt. (stensil).
- 35 Wegener, C., Hansen, M & Bryhn Jacobsen, L. 1992. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk polarinstitutt. Meddelelser nr. 121.
- 36 Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137.
- 37 Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148.
- 38 Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH.
- 39 Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn - Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 209.
- 40 Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn - Austfjell, Lund og Solhomfjell 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 221.
- 41 Nygård, T., Jordhøy, P. & Utne Skaare, J. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfaik. NINA Oppdragsmelding nr. 232.
- 42 Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93.
- 43 Jønsen, A & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Norsk institutt for skogforskning, NISK x/93.
- 44 Gaare, Eldar 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding nr. 230.
- 45 Hannisdal, A. & Myklebust, I 1993. Terrestrisk naturovervåking. Sammen drag av resultater fra 1990 - 1993. DN-rapport 1993 - x.
- 46 Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim.
- 47 Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning nr.58.
- 48 Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5.
- 49 Tørseth, K. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR xx/94.
- 50 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfaik i Norge. NINA Forskningsrapport nr. xx.
- 51 Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 285.
- 52 Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding nr. 286.
- 53 Kålås, J.A., Framstad, E., H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding nr. xxx.

Brosjyrer/foldere

* Terrestrisk naturovervåking i Norge. Rapportsammendrag (Bok-mål), Direktoratet for naturforvaltning (DN).

* Vi holder øye med naturen (Bokmål/Engelsk), DN.

* Vi holder øye med Børgefjell. Resultater 1990, DN.

* Vi holder øye med Solhornfjell. Resultater 1990 og 1991, DN.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

058

nina
utredning

ISSN 0802-3107
ISBN 82-426-0480-0

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