

071

oppdragsmelding



NINA

Metallbelastninger i lirype

Hans Chr. Pedersen
Torgeir Nygård
Ivar Myklebust
Martin Sæther



NATURENS
TÅLEGRENSER

Miljøverndepartementet

Fagrapport 18

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Metallbelastninger i lirype

Hans Chr. Pedersen
Torgeir Nygård
Ivar Myklebust
Martin Sæther



Miljøverndepartementet

Fagrapport 18

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Jon Jerre	- SFT, sekretær
Tor Johannessen	- SFT
Terje Klokk	- DN
Else Løbersli	- DN, sekretær
Fridtjov Mehlum	- NP til 01.12.90
Per Espen Fjeld	- NP fra 01.12.90

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	- Avdelingen for naturvern og kulturminne
Håvard Holm	- Avdelingen for vannmiljø
Jan Thompson	- Avdelingen for internasjonalt miljøvern-samarbeid og polar-saker

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I.
& Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i
lirype. - NINA Oppdragsmelding 71: 1-18.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0136-4

Klassifisering av publikasjonen:
Forurensning og miljøovervåking i
terrestrisk miljø
Pollution and monitoring of
terrestrial ecosystems

Copyright (C) NINA
Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med
kildeangivelse

Teknisk redigering:
Eli Fremstad, Synnøve Vanvik

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tlf.: (07) 58 05 00

Referat

Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i lirype. - NINA Oppdragsmelding 71: 1-18.

Denne oppdragsmeldinga presenterer status for undersøkelser av tungmetaller i liryper fra Kongsvoll, Dovrefjell og Viermadalen, Børgefjell. Undersøkelsen er delt opp i tre delprosjekter som vil belyse: 1) effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos lirype; 2) akkumulering av kadmium i næringskjeden vegetasjon - lirype; og 3) myttingsprosessen som avgiftnings-mekanisme hos lirype.

Kadmiumbelastning på ville lirypehøner ble gitt gjennom osmotiske minipumper. Rypehønene ble belastet i rugetida og etter klekking (totalt 4 uker). Belastede høner hadde signifikant høyere innhold av kadmium i lever og nyre enn kontrollhøner, og syntes å vise dårligere foreldreatferd enn kontrollhøner. Materialet er imidlertid foreløpig lite.

Liryper fra Kongsvoll-området har høyt innhold av kadmium i lever og nyre. Rypene synes å akkumulere mye Cd første vinteren de lever, for deretter å holde et stabilt nivå i overkant av 20 ppm (våtvekt i nyre). Sammenlignet med andre områder som er lite påvirket av langtransportert forurensning, har ikke bare ryper fra Kongsvoll, men også ryper fra Børgefjell høyt innhold av kadmium.

Det ble sendt identiske prøver av fjær fra liryper til forskjellige laboratorier for analyse. Resultatene var svært varierende, og en har derfor avventet videre analyser til NINAs eget tungmetalllaboratorium er operativt.

Videreføring av prosjektet vil skje ved: 1) supplerende undersøkelser av kadmiumbelastning og reproduksjonsatferd; 2) analysering og bearbeiding av jordprøver - vegetasjon - liryper - (jaktfalk/kongeørn); 3) analysering av fjærprøvematerialet; og 4) analyser mhp. metallothioniner i lirype.

Emneord: Langtransportert forurensning - tungmetaller - lirype - belastningsnivå - effekter.

Hans Chr. Pedersen, Torgeir Nygård, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim. Ivar Myklebust, Martin Sæther, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Abstract

Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Heavy metal contamination in willow ptarmigan. - NINA Oppdragsmelding 71: 1-18.

This report presents the status of heavy metal studies in willow ptarmigan from Dovrefjell and Børgefjell. The study investigates the; 1) effects of cadmium contamination on reproductive behaviour; 2) accumulation of cadmium in the foodchain from vegetation to willow ptarmigan; and 3) the moulting process as a mechanism of detoxification in willow ptarmigan.

Free-living willow ptarmigan hens were experimentally contaminated with cadmium using implanted osmotic pumps during the incubation period and after the chicks hatched (4 weeks). The contaminated hens had significantly higher levels of cadmium in liver and kidney than controls, and they also seemed to show less parental care than control hens. The material is so far rather limited.

Willow ptarmigan from the Dovrefjell have high levels of cadmium in liver and kidney. The birds seem to accumulate cadmium rapidly during their first winter of life and in spring they reach a stable level of about 20 ppm wet weight in kidneys. After this stage no further accumulation seems to take place. When compared with other areas which are not so exposed to long-range pollution, willow ptarmigan from Børgefjell were also found to have high levels of cadmium.

Identical samples of willow ptarmigan feathers were sent to different laboratories for analysis. The results varied considerably, and it was decided to stop further analyses until NINA's own heavy metal laboratory is operative.

Further studies on the project will involve: 1) more experiments on cadmium contamination and parental behaviour; 2) analyzing samples from the soil - vegetation - willow ptarmigan - (gyrfalcon/golden eagle) foodchain; 3) analyzing samples from feathers; and 4) analyzing for metallothionines in willow ptarmigan liver and kidney.

Key words: Long-range pollution - heavy metals - willow ptarmigan - contamination - effects.

Hans Chr. Pedersen, Torgeir Nygård, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7004 Trondheim, Norway.

Ivar Myklebust, Martin Sæther, Department of Zoology, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll, Norway.

Forord

I forbindelse med forskningsprogrammet om "Naturens tålegrenser" i regi av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Norsk Polarinstitutt (NP) har det blitt fokusert på undersøkelser i forbindelse med langtransportert forurensning. I 1990 ble Norsk institutt for naturforskning (NINA) bevilget midler fra programmet bl.a. til undersøkelse av tungmetaller i lirype. Hans Chr. Pedersen har vært prosjektansvarlig, mens Torgeir Nygård har vært prosjektleder for deler av arbeidet. Ivar Myklebust og Martin Sæther har begge hovedfagsoppgaver innen prosjektet. Eiliv Steinnes, Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, og John Atle Kålås, NINA, er også knyttet til prosjektet.

Flere personer har enten deltatt i felt eller på laboratoriet og vi vil få takke Ellen Anderson, Arne Bretten, Tord Bretten, Terje Dalen, Ragnar Holm, Rolf Terje Kroglund, Syverin Lierhagen, Hans Jacob Lønnum, Gunnar Rangul og Frode Ålbu for innsatsen. John Linell takkes for kontroll av engelsk tekst.

Trondheim, april 1991

Hans Chr. Pedersen

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	6
2 Studieområder	7
3 Metoder	7
3.1 Reproduksjonsatferd	7
3.2 Akkumulasjon	8
3.2.1 Alder	8
3.2.2 Næringskjeder	8
3.3 Avgiftningsmekanismer	8
4 Resultater og diskusjon	9
4.1 Reproduksjonsatferd	9
4.2 Akkumulasjon	9
4.2.1 Alder	9
4.2.2 Næringskjeder	11
4.3 Avgiftningsmekanismer	12
4.3.1 Myting	12
5 Videreføring	13
6 Sammendrag	15
7 Summary	16
8 Litteratur	17

1 Innledning

I Norge har problemkomplekset forurensninger/fugl stort sett vært knyttet til 1) undersøkelser av reproduksjonssvikt hos rovfugler forårsaket av organiske miljøgifter (Nygård 1991), og 2) analyser av tungmetallforekomst i annet fallvilt (Pedersen & Nybø 1990). Man har ennå bare i liten grad foretatt systematisk innsamling av materiale med siktemål å kartlegge belastningsnivå av metaller som kadmium, bly, kvikksølv og aluminium og eventuelle effekter av disse metallene på frittlevende fuglepopulasjoner. Fallviltmaterialet gir allikevel et brukbart utgangspunkt for videre arbeid innen forurensningsøkologi.

Vi skiller vanligvis mellom **essensielle** og **ikke-essensielle** metaller. De essensielle, f.eks. jern, kopper og sink inngår i flere livsnødvendige prosesser. Bly, kvikksølv og kadmium har ingen kjente livsnødvendige funksjoner. I toksikologisk sammenheng er det de ikke-essensielle elementene som er viktige, da selv meget små konsentrasjoner kan føre til forgiftningseffekter.

De analyseresultatene som foreligger tyder på at belastningsnivået er relativt moderat for de fleste tungmetaller med unntak av kadmium (Pedersen & Nybø 1990). Tidligere undersøkelser på såvel lirype *Lagopus lagopus*, som fjellrype *Lagopus mutus* har vist tildels høye verdier fra de sørlige delene av landet (Herredsvela & Munkejord 1988), noe som indikerer en påvirkning fra langtransportert forurensning. Imidlertid har senere undersøkelser vist høye verdier fra ryper også fra andre deler av landet (Steinnes et al. unpubl.).

Det har i den siste tida stadig vært etterlyst undersøkelser på effekter av tungmetallbelastning på terrestriske dyr. Som tidligere påpekt av Pedersen & Nybø (1990) mangler slik informasjon fra naturlige bestander i Norge. Hos fjellryper og liryper er det allerede et faktum at kadmiumbelastningen i enkelte områder er over det nivå hvor man forventer å kunne finne negative effekter (Eisler 1985, Pedersen & Nybø 1990).

Tidligere undersøkelser på ender i fangenskap har vist at lave Cd-belastninger, slik man normalt finner i naturlige miljøer, kan føre til unormale fryktsponser som igjen kan medføre økt predasjon (Heinz et al. 1983). Det kan derfor tenkes at slike atferdsforandringer også kan finnes hos liryper med forhøyet Cd-nivå, noe som vil kunne påvirke reproduksjonsresultatet i negativ retning.

Det er videre kjent at enkelte miljøgifter bioakkumuleres i næringskjeder. Kunnskapen vi har om belastningsnivåer og effekter i nordboreale (sub-alpine) og alpine miljøer er imidlertid svært mangel-

full. Det er derfor stort behov for å undersøke næringskjeder i slike miljøer. Lirype inngår som en sentral art i vårt nordboreale/alpine økosystem og en undersøkelse av næringskjeden vegetasjon - lirype - jaktfalk *Falco rusticolus*/kongeørn *Aquila crysaetos* ville derfor være interessant. Jaktfalk og kongeørn er toppkonsumenter i denne næringskjeden. De har dermed et stort potensiale for akkumulering av miljøgifter. Rype utgjør en stor andel av jaktfalkens næringsdyr (Hagen 1952, Pulliainen 1975, Langvatn 1977). For kongeørn er også rype viktig føde sammen med andre planteetende fugler og pattedyr (Hagen 1952, Lunde 1985).

Tejning (1967) fant at fjærdrakten hos høns tok opp det meste av kvikksølvet ved langtids føringsforsøk. Stickel et al. (1977) fant at storparten av innholdet av kvikksølv i kroppen hos ender ble transportert ut til fjærdrakten under myteprosessen. Braune & Gaskin (1987) viste at fjærdraktskiftet om høsten hos Bonapartemåke *Larus philadelphia* sto for 60-70 % av den totale reduksjonen av kvikksølv fra et individ. Hos de fleste fuglearter, med unntak for de aller største, felles fjærene minst én gang om året, hos noen arter to eller flere. Fjærdrakten kan utgjøre 10-15 % av kroppsvekten til en fugl, avhengig av arten. Dette indikerer at mytingen kan være en viktig ekskresjonsvei for tungmetaller hos fugl. Goede & Bruin (1986) og Goede et al. (1989) har vist at fjær er velegnet til å overvåke tungmetallforurensning. Det er ikke gjort undersøkelser av hvilken betydning mytingsprosessen har for fugl som lever i belastede økosystemer i Norge. Det er derfor interessant å undersøke hvordan lirypene i et høybelastet område kvitter seg med tungmetaller, og hvilken rolle mytingen spiller som ekskresjonsvei.

På bakgrunn av det som er nevnt foran og at Steinnes et al. (unpubl.) har påvist relativt høye kadmiumbelastninger i liryper fra Dovrefjell, ble det våren 1990 startet et forskningsprosjekt bestående av følgende delprosjekter:

- 1) Effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos lirype
- 2) Akkumulering av kadmium i næringskjeden vegetasjon - lirype
- 3) Mytingsprosessen som avgiftningsmekanisme hos lirype

2 Studieområder

Mesteparten av feltarbeidet har blitt utført i Dovrefjell nasjonalpark, ved Kongsvold biologiske stasjon, Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°17' N, 09°39' Ø). Området ligger mellom 950 og 1200 m o.h., i nordboreale og lavalpin sone og er nærmere beskrevet av Pedersen et al. (1983).

Det ble i tillegg foretatt innsamling av noe materiale i området omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark i Nord-Trøndelag, Røyrvik kommune (65°08' N, 12°50' Ø). Dette området inngår i Direktoratet for naturforvaltnings "Program for terrestrisk naturovervåking" og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991) og Kálás et al. (1991).

3 Metoder

3.1 Reproduksjonsatferd

Tidligere eksperimenter med tungmetallbelastning har vært utført på tamme eller halvtamme dyr. Dette betyr at doseringen kan tilføres gjennom føret. I dette eksperimentet ble effekten av Cd-belastning på reproduksjonsatferd hos frittlevende lirypehøner undersøkt. For å belaste lirypehønene med Cd ble det benyttet osmotiske minipumper (Alzet Modell 2002). Bruk av osmotiske pumper har tidligere ikke vært brukt i lignende forsøk, og det ble derfor, på bakgrunn av opplysninger om opptak av Cd fra føret til tarm, blodbaner, nyrer og lever (Engström & Nordberg 1979, Lehman & Klaassen 1986), beregnet en CdCl₂ konsentrasjon for pumpene. Det ble tatt utgangspunkt i eksperiment på ender (Heinz et al. 1983) hvor belastningen ble gitt som 4 ppm Cd i føret eller 0,4 mg Cd/døgn. De osmotiske pumpene hadde en pumpehastighet på 0,5 µl/time. For å oppnå en belastning tilsvarende 0,4 mg Cd/døgn ble det i første omgang forsøkt med en løsning med 13,3 mg CdCl₂/liter. En pilotundersøkelse utført på dverghøner viste imidlertid at denne belastningen var for lav. Analyseresultatene fra pilotforsøket forelå samtidig med at forsøket på ville lirypehøner måtte settes igang og det ble derfor ikke tid til ytterligere eksperimenter med dverghøns. For å være sikker på at lirypehønene ble belastet med kadmium, valgte en å 10-doble konsentrasjonen slik at det ble benyttet en kadmiumløsning på 133 mg/l CdCl₂.

Etter at rugende lirypehøner ble funnet, ble disse fanget på reir og halvparten ble gitt osmotisk pumper med CdCl₂-løsning som ble operert inn under huden. Pumpene gir en jevn dose CdCl₂ i 14 dager. Det ble gitt en pumpe under ruging og en umiddelbart før klekking. Kontrollgruppa ble gitt samme behandling, men pumpene inneholdt fysiologisk saltvann. Atferden ble registrert som rugekonstans (% tid på reiret/døgn) og fluktrespons ved støkking fra reir. Etter at kyllingene klekket, ble kullene fulgt ved hjelp av telemetri og antipredatoratferd ble registrert hver andre dag. Antall kyllinger ble registrert ved hver test og kyllingoverlevelsen beregnet ved forsøkets avslutning. Ved slutten av forsøket ble de Cd-belastede hønene avlivet og lever og nyre analysert mhp. kadmium. Alle metodene som ble benyttet i felt, med unntak av beregning av Cd-dosering, er brukt i tidligere undersøkelser på lirype (Pedersen 1988).

3.2 Akkumulasjon

3.2.1 Alder

Tidligere undersøkelser av liryper fra Dovrefjell har påvist tildels høye kadmiumbelastninger (Steinnes et al. unpubl.). Imidlertid var dette materialet forholdsvis lite og fra flere forskjellige lokaliteter. Før en mer inngående undersøkelse av kadmiumbelastning i området var det derfor interessant å se hvordan belastningen var i liryper fra et mindre område i Knutshø - Hjerkinnhø. Dette kunne gjøres ved å analysere et allerede innsamlet materiale (33 liryper) som opprinnelig ble benyttet i forbindelse med radioøkologiprogrammet i 1988-89. I tillegg til å få et bedre bilde av belastningsnivået i området, kunne disse rypene brukes til å undersøke akkumulasjon av kadmium i relasjon til alder. Rypene ble aldersbestemt på grunnlag av pigmentering av vingefjærene (Bergerud et al. 1963). Normalt kan alderen på liryper bare bestemmes til gruppene ungfugl (< 24 mnd) eller gamle (> 24 mnd), men på grunnlag av fellingstidspunkt var det mulig å dele opp ungfuglgruppen i aldersgruppen 2-3 mnd (8 stk.), og 10-11 mnd (4 stk.). Likeledes var det mulig å dele opp voksenfuglgruppen i aldersgruppen ≥ 14 mnd. (14 stk.), og ≥ 23 mnd. (7 stk.). Dette materialet ble analysert ved Kjemisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim, våren 1990.

3.2.2 Næringskjeder

Til denne undersøkelsen ble det samlet inn liryper fra Kongsvoll og fra Børgefjell. Innsamlingen fra Kongsvoll ble foretatt i midten av mai og fra slutten av august og ut året. Om våren ble det bare samlet inn 13 stegger, mens det fra august til oktober ble samlet inn 39 liryper av begge kjønn. Det ble ytterligere felt 8 liryper i begynnelsen av november og 8 i slutten av november. I Børgefjell ble det samlet inn 14 liryper 10-11 september. Alle rypene er veid og aldersbestemt og det er foretatt enkle biometriske mål. Det ble forsøkt tatt blodprøve av alle felte fugler. Hurtigst mulig etter at fuglene ble felt, ble de frosset ned og oppbevart frosset inntil lever og nyre ble tatt ut. Vevsprøver ble oppbevart frosset til de ble analysert mhp. metallinnhold.

Kroinnholdet fra de skutte fuglene ble tatt ut umiddelbart etter felling. Det ble også foretatt innsamling av planteprøver fra fellingsstedet. Det ble samlet inn prøver av dvergbjørk *Betula nana*, grønnvier *Salix phylicifolia*, lappvier *S. lapponum*, rynkevier *S. reticulata*, blåbær *Vaccinium myrtillus* og krekling *Empetrum hermaphroditum*.

Det ble videre foretatt innsamling av prøver fra de samme artene i 10 tilfeldig valgte lokaliteter i Midtre Knutshø, fra høydelaget 1050 til 1250 m o.h. Alle planteprøvene ble frosset umiddelbart etter innsamling og lagres frosset til analysering mhp. tungmetaller.

Det har ennå ikke blitt innsamlet materiale (fjær og råteegg) fra jaktfalk og kongeørn i området.

3.3 Avgiftningsmekanismer

For å undersøke om det er mulig å benytte liryper-fjær til å overvåke tungmetallbelastningen i norske fjellregioner, og om myteprosessen er en viktig ekskresjonsvei for tungmetaller hos liryper, ble det benyttet de samme rypene som er samlet inn i andre sammenhenger i prosjektet. Etter hvert som organprøver ble tatt ut av rypene, ble det samtidig tatt vare på én vinge fra hver fugl. Denne oppbevares sammen med organprøvene til analysering blir foretatt. Det skal analyseres på Cd, Hg, Pb, Zn, Cu og Al.

4 Resultater og diskusjon

4.1 Reproduksjonsatferd

Reirleding ble startet opp i begynnelsen av juni, og det ble funnet 10 lirypehøner på reir. Hekketettheten var relativt lav våren 1990, og det var tildels høy eggpredasjon i undersøkelsesområdet. Åtte av hønene kunne brukes i eksperimentet, hvorav 5 ble gitt osmotiske pumper med kadmium (kadmiumhøner), mens tre fikk pumper med fysiologisk saltvann (kontrollhøner). Alle hønene ble fulgt i ca. 10 dager etter klekking. Kadmiumhønene ble da avlivet og lever og nyre analysert for Cd.

Både lever- og nyreverdiene hos kadmiumhønene var signifikant høyere enn verdiene for voksne liryper fra det samme området (tabell 1). Forskjellen mellom de målte verdiene for kadmiumhøner i forhold til "normale" høner er større for nyre (268 %) enn for lever (134 %). Dette viser at eksponeringen ikke kan betraktes som en akutt høydose-eksponering. Hvis dette hadde vært tilfelle, ville levernyre-forholdet vært > 1 (Scheuhammer 1987). Resultatene viser totalt sett at osmotiske pumper er en brukbar metode for belastning av viltlevende dyr. Dette vil kunne åpne muligheten for eksperimentell belastning i en rekke sammenhenger.

Tabell 1. Gjennomsnittlig innhold av kadmium i voksne lirypehøner. Kontrollhøner er her "normale" høner fra området og ikke høner gitt fysiologisk saltvann. Verdiene er angitt som ppm våtvekt. SD - standard avvik. N - antall høner. - Mean content of cadmium in adult willow ptarmigan hens given as ppm wet weight. SD - standard deviation. N - number of hens.

	Lever	±SD	N	Nyre	±SD	N
	Liver			Kidney		
Kadmiumhøner	8,3	2,6	5	29,1	6,7	5
Cadmium hens						
Kontrollhøner	3,1	1,9	25	21,7	9,6	25
Control hens						

Etter at kyllingene ble klekket ble hønene støkket hver andre dag og fluktavstanden (avstanden mellom observatør og hønens oppfluktssted) ble registrert. Som vi ser i tabell 2, så er det ingen forskjell i fluktavstanden mellom kadmiumhøner og kontrollhøner. Ett minutt etter at kullet var støkket, ble det satt igang en båndspiller som avspilte kyllingpip i ytterligere 2 minutter. Tabell 3 viser hvor mange

sekunder hønene var i nærheten av kullet i denne to-minutters perioden, og igjen ser vi at det ikke var noen forskjell mellom kadmiumhønene og kontrollhønene.

Umiddelbart etter hønene ble støkket, ble det registrert hvor sterk avledningsatferd (antipredatoratferd) de viste. Det ble også registrert hvor sterk avledningsatferd de viste når kyllingpip ble avspilt. Atferdsscorene i disse to periodene ble så slått sammen til en totalscore. I figur 1 er denne atferdsscoren for kadmiumhønene og kontrollhønene vist. Resultatene indikerer at kadmiumhønene viste en noe svakere avledningsatferd enn kontrollhønene. Det ble også registrert hvor langt hønene fløy eller gikk unna kullet når de ble støkket. Det syntes også å være en tendens til at kadmiumhønene beveget seg lengre unna kullet enn kontrollhønene (tabell 4).

Selv om materialet foreløpig er altfor lite til at forskjellene i atferd mellom kadmiumhøner og kontrollhøner kan testes statistisk, så er resultatene svært interessante. Det er viktig å klargjøre hvorvidt kadmiumeksponering gir slike responser. Redusert antipredatoratferd og større fluktlengder vil utsette kyllingene for negative faktorer som nedkjøling og predasjon i større grad enn normalt. Dette vil igjen kunne føre til en lavere kyllingoverlevelse og på sikt en mulig reduksjon i rypebestanden. Fra tidligere undersøkelser i det samme området vet vi at høner som viser sterk avledningsatferd får fram flere kyllinger enn høner som viser lite avledningsatferd (Pedersen & Steen 1985). Dessverre er materialet ennå for lite til å teste om det også var tilfelle i dette eksperimentet.

4.2 Akkumulasjon

4.2.1 Alder

Innholdet av kadmium i lever og nyre hos rypekyllinger er relativt lavt den første høsten, se tabell 5. Allerede neste vår har imidlertid ungfuglene akkumulert så mye kadmium at innholdet i lever og nyre er oppe på samme nivå som hos de voksne fuglene. Tidligere undersøkelser har vist at bl.a. alder er en av de viktigste biologiske faktorene som påvirker Cd-akkumulering i pattedyr og fugl (Flick et al. 1971, NRCC 1979). Hos flere arter av hjortedyr er det funnet en positiv korrelasjon mellom Cd-innhold og alder (Frank et al. 1981, Wren 1983, Holt & Frøslie 1987), og en skulle derfor forvente at dette også var tilfelle for lirype. I figur 2 har vi plottet gjennomsnittsverdiene for kadmium i nyre i forhold til rypenes alder, og som vi ser synes Cd-akkumuleringen i rypenes nyrer å følge en annen utvikling. Det foregår en svært hurtig akkumulasjon den første

Tabell 2. Gjennomsnittlig fluktavstand (\bar{x} , m) for høner med kyllinger av forskjellig alder i dager. SD - standard avvik. (N) - antall høner. - Mean flushing distance (\bar{x} , m) of hens with chicks of different age in days. SD - standard deviation. (N)-number of hens.

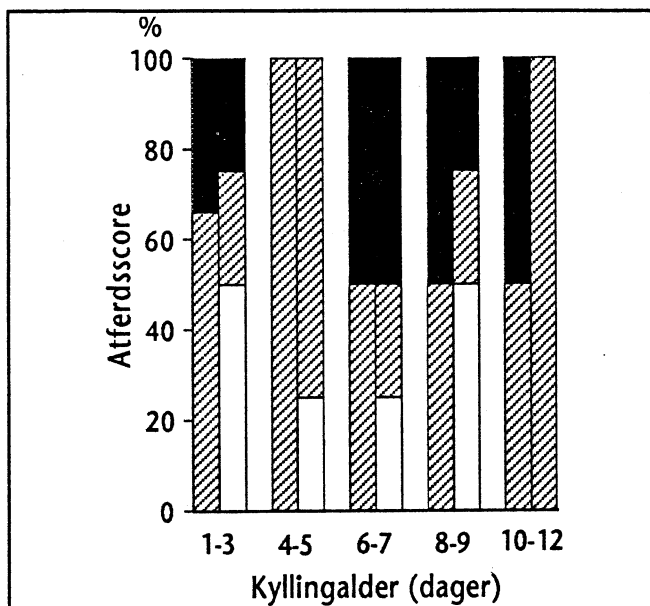
Alder - Age	1-3			4-5			6-7			8-9			10-12		
	\bar{x}	\pm SD	(N)	\bar{x}	\pm SD	(N)	\bar{x}	\pm SD	(N)	\bar{x}	\pm SD	(N)	\bar{x}	\pm SD	(N)
Kadmium- høner Cadmium hens	3,3	1,0	(4)	2,5	1,7	(4)	2,1	2,2	(4)	3,3	2,6	(4)	2,3	2,5	(2)
Kontroll- høner Control hens	2,7	2,1	(3)	2,5	2,1	(2)	1,5	0	(2)	4,0	4,2	(2)	3,5	3,5	(2)

Tabell 3. Tid tilstede (s) i perioden med spill av kyllingpip (120 s). Min-max- minimums- og maksimumsverdier. (N) - antall høner. - Time present (s) during a 120 s period when chick distress calls were played. Min-max - minimum and maximum values. (N) - number of hens.

Alder - Age	1-3		4-5		6-7		8-9		10-12	
	Min-max	(n)	Min-max	(n)	Min-max	(n)	Min-max	(n)	Min-max	(n)
Kadmium- høner Cadmium hens	0-3	(4)	0-0	(4)	0-110	(4)	-		0-0	(2)
Kontroll- høner Control hens	0-5	(3)	0-0	(2)	0-5	(2)	0-25	(2)	0-25	(2)

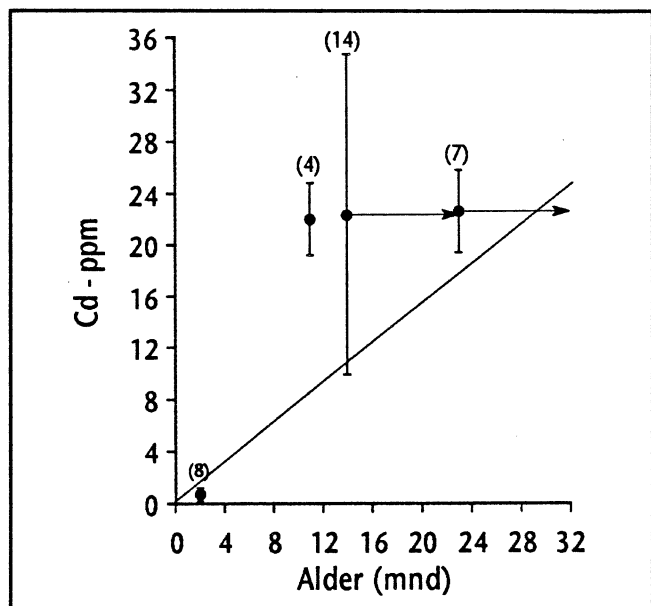
Tabell 4. Gjennomsnittlig avstand fløyet eller gått (m) fra kullet ved støkk. Min-max - minimums- og maksimumsavstand. - Mean distance flown or walked (m) by hens when flushed together with chicks. Min-max - minimum and maximum distance.

Alder - Age	1-3	4-5	6-7	8-9	10-12
	\bar{x} (min-max)	\bar{x} (min-max)	\bar{x} (min-max)	\bar{x} (min-max)	\bar{x} (min-max)
Kadmium- høner Cadmium hens	98 (40-150)	125 (45-250)	111 (10-300)	136 (25-250)	116 (50-150)
Kontroll- høner Control hens	56 (20-75)	65 (60-70)	70 (40-100)	25 (10-40)	45 (40-50)



Figur 1 Fordeling av atferdsscore hos høner som støkes med kyllinger av forskjellige alder. □ - ingen avledning; ▨ - svak avledning; ■ - sterk avledning. Venstre søyle - kontroll-høner. Høyre søyle - kadmiumhøner. - Distribution of antipredator behaviour scores in hens which are flushed with chicks of different age. □ - no distraction; ▨ - weak distraction; ■ - strong distraction. Left bar - control hens. Right bar - cadmium contaminated hens.

vinteren, og etter at en terskelverdi på ca. 22 ppm nås, synes det ikke å være noen ytterligere akkumulasjon. Den eksakte alderen på rypene i de to eldste alderskategoriene er ikke mulig å bestemme, men dette har sannsynligvis ingen stor innvirkning på kurvens forløp. Med unntak av aldersgruppa ≥ 14 mnd er variasjonen i materialet relativt liten. Den store variasjonen i denne gruppa skyldes en svært høy måling (59,5 ppm), og hvis denne fjernes, vil vi få verdiene $18,4 \pm 6,8$. Hvis denne terskelverdien viser seg å være reell, så innebærer det at rypene kvitter seg med like store mengder kadmium som det de tar inn gjennom føret. Hvilke mekanismer som benyttes er det selvfølgelig for tidlig å si, men en mulighet er at myttingsprosessen kan være viktig i denne sammenheng.



Figur 2 Gjennomsnittlig innhold av kadmium i nyrer (ppm våtvekt) hos ryper med forskjellig alder. Vertikal linje - ± 1 standard avvik. (N) - antall ryper. Horizontal pil - alder ≥ 14 måneder eller ≥ 24 måneder. - Mean level of cadmium in kidneys (ppm wet weight) in willow ptarmigan of different age. Vertical line - ± 1 standard deviation. (N) - number of birds. Horizontal arrow - age ≥ 14 months or ≥ 24 months.

4.2.2 Næringskjeder

Alle rypene er målt, veid, alders- og kjønnsbestemt, og det er tatt ut organ- og vevsprøver fra samtlige fugler. Analysearbeidet er nylig startet og det foreligger derfor bare resultater på deler av rypematerialet. Det er tenkt kjørt fortløpende analyser slik at dette arbeidet blir avsluttet i løpet av forsommeren 1991. Analysene er utført på NINAs nye tungmetall-laboratorium, og i motsetning til tidligere metoder (f.eks. Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim), er det nå analysert på frysetørrede prøver. Dette innebærer at en direkte sammenligning mellom resultater utført med forskjellige metodikk ikke kan utføres. Etter hvert som flere prøver fra forskjellige organer og dyr har blitt analysert, kan man beregne omregningsfaktorer mellom de forskjellige metodene.

Analyseresultatene på nyre fra ryper skutt i Børgesfjell og på Kongsvoll høsten 1990 er vist i tabell 6. Verdiene for voksenfugl fra Kongsvoll er noe høyere enn for fugl fra Børgesfjell. De fleste andre undersøkelser har oppgitt verdiene i våtvekt. Hvis vi benytter omregningsfaktoren 0,23 fra tørrvekt til våtvekt (Scanlon 1982), blir verdiene fra Kongsvoll og Børgesfjell henholdsvis 38,2 ppm og 21,0 ppm. Sammenlignet med verdier fra andre områder som

Tabell 5. Gjennomsnittlig innhold (ppm våtvekt) av kadmium og sink i lever (L) og nyre (N) hos liryper med forskjellig alder. Alderen er angitt i måneder. \pm - standard avvik. (n) - antall ryper i hver aldersgruppe. - Mean content of cadmium and zinc (ppm W.W.) in liver (L) and kidneys (N) in willow ptarmigan of different age. The age is given in months (mnd). \pm - standard deviation. (n) - number of birds in each age category.

		Alder - Age			
		2-3 mnd	10-11 mnd	≥ 14 mnd	≥ 23 mnd
Kadmium	L	0,11 \pm 0,04 (8)	5,2 \pm 1,90 (4)	21 \pm 1,60 (14)	3,8 \pm 1,00 (7)
Cadmium	N	0,37 \pm 0,30	21,1 \pm 2,70	21,4 \pm 12,80	22,7 \pm 3,2
Sink	L	28,5 \pm 3,30	43,7 \pm 15,70	33,4 \pm 6,70	32,4 \pm 5,0
Zinc	N	22,2 \pm 1,30	42,4 \pm 5,20	35,6 \pm 7,40	40,8 \pm 2,80

Tabell 6. Gjennomsnittlig innhold av kadmium i lever fra voksne (Ad) og kyllinger (Juv) av liryper fra Kongsvoll og Børgfjell. \pm - standard avvik. (N) - antall liryper. - Mean content of cadmium in liver from adult (Ad) and juvenile (Juv) willow ptarmigan from Kongsvoll and Børgfjell. \pm - standard deviation. (N) - number of birds.

Område - Area	Alder - Age	
	Ad	Juv
Kongsvoll	166,3 \pm 69,00 (10)	1,02 \pm 0,33 (9)
Børgfjell	91,1 \pm 8,30 (4)	1,47 \pm 0,54 (10)

er lite påvirket av langtransportert forurensning må en kunne si at verdiene fra begge områdene er høye.

Også hos kyllingene er det forskjell mellom Kongsvoll og Børgfjell, men her er verdiene fra Børgfjell høyest. Dette skyldes sannsynligvis at fuglene i Børgfjell ble skutt noe senere enn på Kongsvoll, slik at Børgfjell-kyllingene var ca. 14 dager eldre enn Kongsvoll-kyllingene. Som vi så under kap 4.2.1, så synes Cd-akkumulasjonen om høsten å være svært hurtig, slik at forskjellen i Cd-nivå mellom kyllinger fra Børgfjell og Kongsvoll mer gjenspeiler en aldersforskjell enn forskjell i Cd-belastning i områdene.

4.3 Avgiftningsmekanismer

4.3.1 Myting

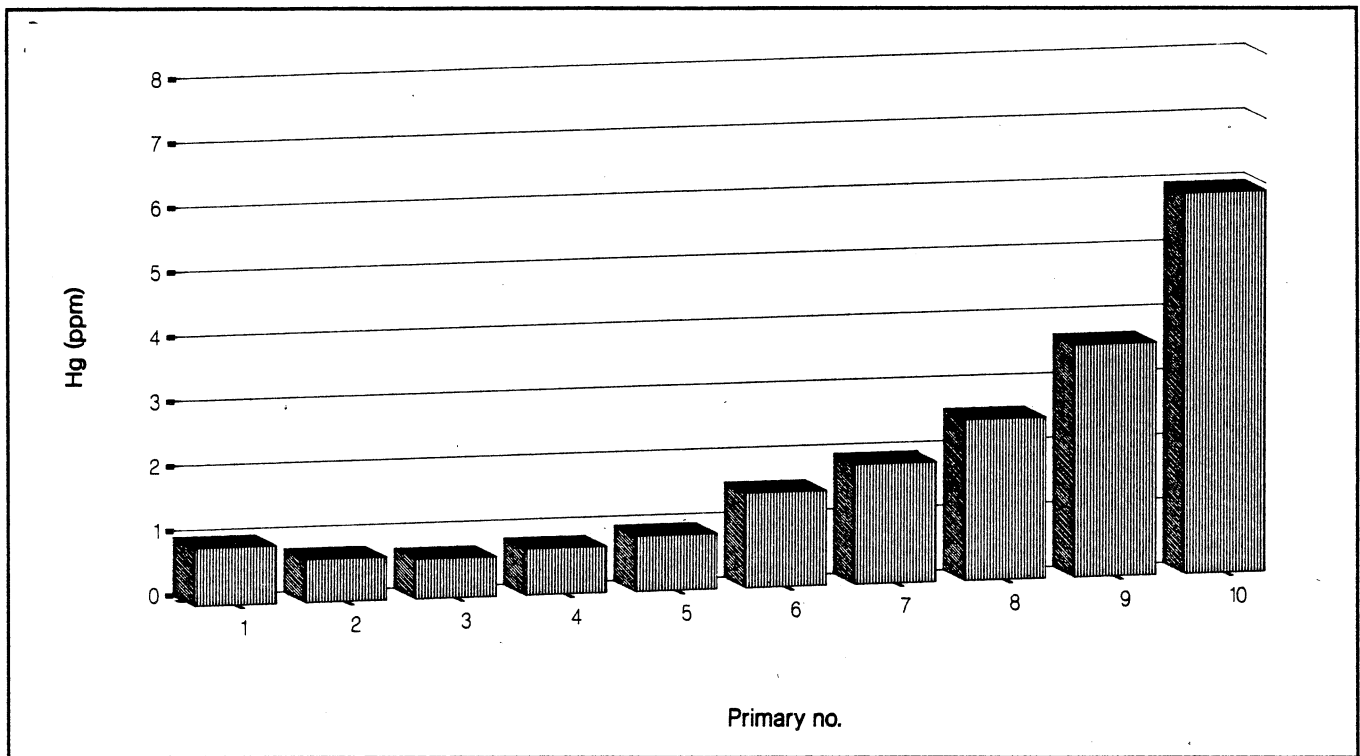
Innledningsvis ble det i 1990 sendt identiske prøver av liryper til forskjellige laboratorier i Norge (NIVA, Institutt for energiteknikk og AVH, UNIT) og England (Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood), for analyse av kvikksølv, bly og kadmium. Resultatet var ganske nedslående. Ingen av laboratori-

ene oppnådde god nok følsomhet for kadmium. Resultatene for bly sprikte over to tierpotenser, og bare to laboratorier oppnådde høy nok følsomhet for kvikksølv. Det ble derfor valgt å vente med flere analyser til NINA's egen tungmetalllaboratorium ble operativ, noe som skulle skje ved årsskiftet 1990-91. På grunn av en del tekniske vanskeligheter med nytt og avansert utstyr, er NINAs analyser blitt noe forsinket, men analysene vil bli foretatt så snart det er teknisk mulig. Utstyret ved NINA er blant det beste på markedet, så en håper at resultatene skal bli tilfredsstillende. Disse vil bli rapportert så snart de foreligger.

Som nevnt innledningsvis er formålet med denne undersøkelsen todelt. Vi ønsker å undersøke om det er mulig å benytte liryper til å overvåke tungmetallbelastningen i norske fjellregioner og om myteprosessen fungerer som en viktig ekskresjonsvei for tungmetaller hos liryper.

Vi kan sammenligne fjærdrakten med et "organ" som jevnlig skiftes ut. Hvis en fugl tar inn gjennom føden et stoff som har den egenskapen at det ikke skilles ut gjennom avføringen, men hopes opp i kroppen, kan fornyingen av fjærdrakten være en mulig ekskresjonsvei. Flere studier har vist at mange metaller bindes til fjærproteiner (Hanson & Jones 1976), spesielt gjelder dette kvikksølv, som oppkonsentreres til 7-8 ganger nivået i muskelvev (Berg et al. 1966), og det blir ikke brutt ned over tid (Appelquist et al. 1984). Denne egenskapen hos fjær har gjort at dette er et godt egnet materiale til overvåking av miljøforurensning, sammen med det faktum at det ikke er nødvendig å ta livet av individet for å få en miljøprøve.

Undersøkelser av kvikksølvets fordeling i fjærdrakten hos rovfugl har vist at nivåene følger en typisk avgiftningskurve i pakt med myteforløpet (figur 3) (Nygård upubl.). Det ser ut til å være en opphopning



Figur 3 Innhold av kvikksølv i håndsvingfjær 1-10 hos voksen hønsehauk *Accipiter gentilis* hann fra Hallingdal, februar 1968. Mytingen starter med fjær nummer 10. Mercury content in primaries 1-10 from an adult male goshawk. Moulting starts with feather number 10.

av kvikksølv i kroppen i vinterhalvåret, når myting ikke foregår. Den første fjæra som felles har høyt nivå, og nivåene faller deretter gradvis etter som mytingen skrider fram utover sesongen. Fugl skiller ut lite kvikksølv gjennom ekskrementer (Tejning 1967), og det ser derfor ut som om fuglene er avhengig av mytingen for å holde kvikksølvinnholdet nede.

5 Videreføring

Undersøkelsen på effekter av Cd-belastning på reproduksjonsatferd vil bli videreført i 1991. Det vil stort sett bli benyttet samme metodikk som i 1990. For bedre å kunne "dosere" etter ønske på viltlevende fugler, vil dosering med forskjellige CdCl₂-konsentrasjoner gjennom osmotiske minipumper prøves under kontrollerte betingelser. Dette vil bli gjort ved at tamhøner gis pumper med samme "pumpehastighet", men med forskjellige konsentrasjoner av CdCl₂. Etter at hønene (8 stk. i 4 forskjellige belastningsgrupper og en kontrollgruppe) har blitt belastet i 2 x 14 dager, blir de avlivet og lever, nyre, ovarier, muskulatur, hjerne samt blodprøver tas og analyseres mhp. kadmium. I blodprøvene vil også måling av forskjellige blodparametre bli foretatt.

Undersøkelsene av akkumulering av kadmium i relasjon til alder og næringsinntak vil bli videreført. For bedre å kunne belyse hvordan Cd-akkumulasjonen forløper gjennom lirypenes første leveår, vil det bli foretatt innsamling av ryer også i tidsrommet januar - mai. En vil også forsøke å få inn data fra eldre fugler med kjent alder gjennom å

analysere fugler som har blitt merket i andre sammenhenger.

Videreføringen av næringskjededelen vil i 1991 bestå av analysering og bearbeiding av ryer og vegetasjonsprøver samlet inn i 1990. I tillegg til dette vil det bli analysert enkelte jordprøver som ble samlet inn i forbindelse med radioøkologiprogrammet. Disse prøvene er hentet fra aktuelle lirypehabitater i Midtre Knutshø. Det vil også bli forsøkt å samle inn fjær og råteegg fra reir av jaktfalk og kongeørn i Dovrefjell.

Det høye kadmiumnivået som er påvist hos lirype fra Dovrefjell har blitt tolket dithen at ryer fra dette området blir utsatt for en **naturlig** høy kadmiumeksponering. Siden området gjennom alle tider har vært kjent som ett av de aller beste rypeterrengene vi har her i landet, betyr dette at rypene her er tilpasset en høy Cd-belastning. En slik tilpassning kan skje gjennom produksjon av metall-bindende proteiner, metallothioniner, som detoksifiserer kadmium. Slike mekanismer er funnet hos flere dyrearter som har blitt eksponert for naturlig høye Cd-belastninger (Brown et al. 1977). Hos lirype kan man derfor også tenke seg en tilpasning gjennom høyt nivå av metallothioniner som inaktiverer Cd og reduserer metallens toksiske virkning. Hvis dette medfører riktighet, vil ryer fra områder med lav **naturlig** Cd-belastning normalt ha et lavt metallothionin-nivå.

Selv om vi vet at økt Cd-belastning i dyr fører til produksjon av metallothioniner, så er det grunn til å tro at produksjonskapasiteten er mindre i dyr som normalt er tilpasset lave Cd-belastninger enn dyr som er tilpasset høye belastninger. Det vil derfor være svært interessant, og av stor betydning for vurderingen av eventuelle negative effekter av økt Cd-belastning pga. langtransportert forurensning til forskjellige områder, å foreta en undersøkelse av liryper fra to områder med høyst forskjellig nivå av **naturlig** Cd-belastning.

I dette arbeidet vil det bli brukt liryper som felles i forbindelse med andre prosjekter eller som felles i forbindelse med jaktprøver på Kongsvoll. Kongsvoll velges ut som representant for et område med høy naturlig belastning. Det er videre tenkt samlet inn liryper fra Åmotsdalen, som muligens blir tatt ut som referansområde i DN's "Program for terrestrisk naturovervåking", som forventes å ha lav Cd-belastning.

Det vil i første omgang bli analysert for metallothioniner i lever og nyre, for om mulig å påvise en forskjell mellom de to områdene. Avhengig av hva de første analyseresultatene gir, vil undersøkelsene bli forsøkt videreført for å gi svar på spørsmål

angående sesongvariasjoner i metallothionin, dyrs evne til å syntetisere metallothionin ved økende belastning, og evne til å syntetisere metallothionin hos liryper som er utsatt for naturlig vs. langtransportert høy Cd-belastning (genetisk tilpassning).

6 Sammendrag

I Norge er det påvist til dels høye konsentrasjoner av kadmium i fjellrype og lirype. Dette er i første rekke knyttet til områder påvirket av langtransportert forurensning. Senere undersøkelser har imidlertid vist høye verdier også fra andre deler av landet. I den siste tida har det vært etterlyst undersøkelser på effekter av tungmetallbelastninger på terrestriske dyr. På denne bakgrunn ble det våren 1990 startet opp undersøkelser av tungmetaller i liryper fra Kongsvoll, Dovrefjell og Viermadalen, Børgefjell. Undersøkelsen er delt opp i tre delprosjekter som vil belyse: 1) effekter av kadmiumbelastning på reproduksjonsatferd hos lirype; 2) akkumulering av kadmium i næringskjeden vegetasjon - lirype; og 3) myttingsprosessen som avgiftnings-mekanisme hos lirype.

Kadmiumbelastning på ville lirypehøner ble gitt gjennom osmotiske minipumper som ble operert inn under huden. Rypehønene ble belastet to uker mens de ruget og de første to ukene etter klekking. Det ble foretatt atferdsregistreringer under ruging og etter klekking. Belastede høner hadde signifikant høyere innhold av kadmium i lever og nyre enn kontrollhøner, og syntes å vise dårligere foreldreatferd enn kontrollhøner. Materialet er imidlertid foreløpig for lite til å kunne si om forskjellen i atferd er signifikant.

Såvel denne som tidligere undersøkelser viser at liryper fra Kongsvoll-området har høyt innhold av kadmium i lever og nyre. Sammenlignet med andre områder som er lite påvirket av langtransportert forurensning, har ikke bare ryper fra Kongsvoll, men også ryper fra Børgefjell høyt innhold av kadmium. Rypene synes å akkumulere mye Cd første vinteren de lever, for deretter å holde et stabilt nivå i overkant av 20 ppm (våtvekt i nyre). Hvis ytterligere data føyer seg inn i dette mønsteret, innebærer det at rypene, i motsetning til f.eks. hjortedyr, ikke akkumulerer kadmium med økende alder, men kvitter seg med like mye som de tar inn gjennom næringen. Dette kan skje gjennom fjærfelling hvert år.

For analyse mhp. kadmium, kvikksølv og bly ble det sendt identiske prøver av håndsvingfjær fra liryper til forskjellige laboratorier både i Norge og England. For kvikksølv og kadmium var det vanskelig å oppnå god nok følsomhet, mens blyverdiene var svært varierende. Videre analyser blir derfor utsatt til NINAs eget tungmetall-laboratorium er operativt.

Prosjektet er tenkt videreført ved å foreta supplerende undersøkelser av kadmiumbelastning og reproduksjonatferd. Videre vil det i løpet av våren og sommeren 1991 bli foretatt analyser av alt

innsamlet rypemateriale, samt vegetasjonsprøver. Det vil også bli analysert enkelte jordprøver fra Kongsvoll, samt forsøkt samlet inn råteegg og fjær fra jaktfalk/kongeørn. Også analysering og bearbeiding av fjærprøvematerialet vil bli gjennomført i løpet av sommeren. En undersøkelse av metallot-ioner i lirype fra Kongsvoll (høy Cd-belastning) og Åmotsdalen (lav Cd-belastning) vil bli startet opp.

7 Summary

In Norway high levels of cadmium has been found in rock ptarmigan and willow ptarmigan. Although this is mostly found in areas in southern parts of Norway, which are affected by long-range pollution, later studies have shown that high levels also exist in other areas of the country. Lately it has been asked for studies on effects of heavy metal loading in terrestrial animals. On this background it was initiated a study in 1990 on heavy metals in willow ptarmigan from Kongsvoll, Dovrefjell, and Viermaldalen, Børgefjell. The study is divided into three parts which will answer questions about; 1) effects of loading of cadmium on reproductive behaviour in willow ptarmigan; 2) accumulation of cadmium in the food-chain vegetation - willow ptarmigan; and 3) the moulting process as a mechanism of detoxification in willow ptarmigan.

Experimentally loading of cadmium in free-living willow ptarmigan hens were done by subcutaneous implantation of small osmotic pumps. The hens were loaded for two weeks during incubation and for two weeks after the chicks hatched. The behaviour of the hens was registered during incubation and after hatching. The loaded hens had significantly higher levels of cadmium in liver and kidneys compared with controls, and they also seemed to show less parental care than control hens. The material is, however, too limited to tell whether the observed difference in behaviour is statistically significant.

This and earlier studies show that willow ptarmigan from the Kongsvoll area have high levels of cadmium in liver and kidneys. Compared with other areas with little exposure from long-range pollution, not only willow ptarmigan from Kongsvoll, but also from Børgefjell have high levels of cadmium. The birds seem to accumulate cadmium rapidly during their first winter of life and in spring they reach a stable level of about 20 ppm wet weight in kidneys. If further data fall in line with this pattern, this means that willow ptarmigan, contrary to e.g. cervides, not accumulate cadmium with increasing age, but excrete the same amount as they take in with the food. This may happen through moulting each year.

For analysis of cadmium, mercury and lead identical samples of willow ptarmigan primaries were sent to different laboratories in Norway and England. It was difficult to detect the low levels of cadmium and mercury, whereas the results obtained for lead varied considerably. Further analyses were postponed until NINA's own heavy metal laboratory is operative.

In 1991 more experiments on cadmium loading and parental behaviour will be carried out. Further all material of willow ptarmigan and vegetation will be analyzed during spring and summer. Also some soil samples from the Kongsvoll area will be analyzed. If available addled eggs and feathers from gyrfalcon and golden eagle will be collected. Hopefully, also the samples from willow ptarmigan feathers will be analyzed during the summer. Finally a study of metallothionines in willow ptarmigan from Kongsvoll (high Cd-level) and Åmotsdalen (low Cd-level) will be carried out.

8 Litteratur

- Appelquist, H., Asbirk, S. & Drabæk, I. 1984. Mercury monitoring: Mercury stability in bird feathers. - Mar. Pollut. Bull. 15: 22-24
- Berg, W., Johnels, A.G., Sjöstrand, B. & Westermarck, T. 1966. Mercury content in feathers of Swedish birds from the past 100 years. - Oikos 17: 71-83.
- Bergerud, A.T., Peters, S.S. & McGrath, R. 1963. Determining sex and age of Willow Ptarmigan in Newfoundland. - J. Wildl. Manage 27: 700-711.
- Brattbakk, I., Fremstad, E. & Høyland, K. 1991. Vegetasjonsovervåking 1990 i Solhomfjell og Børgfjell. - NINA Oppdragsmelding 00: 1-00. Under utarb.
- Braune, B.M. & Gaskin, D.E. 1987. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. - Ornith. Scand. 18: 244-250.
- Brown, D.A., Bawden, C.A., Chatel, K.W. & Parsons, T.R. 1977. The wildlife community of Iona Island jetty, Vancouver, B.C., and heavy-metal-pollution effects. - Environ. Conserv. 4: 213-216.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2). 46 s.
- Engström, B. & Nordberg, G.F. 1979. Dose dependence of gastrointestinal absorption and biological half-time of cadmium in mice. - Toxicology 13: 215-222.
- 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. & Mörner, T. 1981. Lead and cadmium in tissues from moose (*Alces alces*), roe deer (*Capreolus capreolus*) and hares (*Lepus timidus*, *Lepus europeus*). - Sven. Veterinärtidn. 38: 151-156.
- Goede, A.A. & de Bruin, M. 1986. The use of bird feathers for indicating heavy metal pollution. - Environ. Monit. Assess. 7: 249-256.
- Goede, A.A., Nygård, T., de Bruin, M. & Steinnes, E. 1989. Selenium, mercury, arsenic and cadmium in the lifecycle of the dunlin, *Calidris alpina*, a migrant wader. - Sci. Tot. Environ. 78: 205-218.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hansson, H.C. and Johes, R.L. 1976. The biogeochemistry of blue, snow, and Ross' geese. - Southern Illinois Univ. Press. Carbondale.
- Heinz, G.H., Haseltine, S.D. & Sileo, L. 1983. Altered avoidance behavior of young black ducks fed cadmium. - Environ. Toxicol. Chem. 2: 419-421.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefauna 11: 75-77.
- Holt, G. & Frøslie, A. 1987. Økt utbredelse av kadmium i vilt: reinen øker mest. - Jakt & Fiske 1987,4: 34-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 00: 1-00. Under utarb.
- Langvatn, R. 1977. Characteristics and relative occurrence of remnants of prey found at nesting places of Gyrfalcon *Falco rusticolus*. - Ornith. Scand. 8: 114-125.
- Lehman, L.D. & Klaassen, C.D. 1986. Dose-dependent disposition of cadmium administered orally to rats. - Toxicol. Appl. Pharmacol. 84: 159-167.
- Lunde, Ø. 1985. Næringsøkologi hos kongeørn *Aquila chrysaetos* (L.) i Nord-Østerdalen, Sør-Norge. - Upubl. hovedfagsoppgave, Univ. i Oslo.
- NRCC 1979. Effects of cadmium in the Canadian environment. - Nat. Res. Council Can. 18475. Ottawa. 148 s. Nygård mytepaperet?
- Nygård, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21 (i trykk).
- Pedersen, H.C. 1988. Reproductive behaviour in willow ptarmigan with special emphasis on territoriality and parental care. - Dr. philos. avhandling, Univ. i Trondheim.
- Pedersen, H.C. & Steen, J.B. 1985. Parental care and chick production in a fluctuating population of Willow Ptarmigan. - Ornith. Scand. 16: 270-276.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - NINA Utredning 5: 1-54.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. - Ornith. Scand. 14: 263-272.
- Pullianen, E. 1975. Choice of prey by a pair of Gyrfalcons *Falco rusticolus* during the nesting period in Forest-Lapland. - Ornith. Fenn. 52: 19-22.
- Tejning, S. 1967. Biological effects of methyl mercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl *Gallus gallus* L. - Oikos Suppl. 8: 1-118.
- Scanlon, P.F. 1982. Wet and dry relationships of Mallard *Anas platyrhynchos* tissue. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 615-617.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. - Environ. Pollut. 46: 263-295.
- Stickel, L.F., Stickel, W.H., McLane, M.A.R. & Bruns, M. 1977. Prolonged retention of methyl mercury by mallard drakes. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 393-400.

Wren, C.D. 1983. Literature review of the occurrence and toxicity of metals in wild mammals. - Can. Wildlife Serv. Ref. KN107-2-4609. 286 s.

Naturens tålegrenser

Rapportoversikt

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
- Unummerert Jaworowski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: a review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportser. 55.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. et al. 1990. Jordforsuringsstatus og forsuringfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). I trykk.
- 5 Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO_2 , NO_x og tungmetaller. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 5.
- 6 Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 18.
- 7 Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge; virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 13.
- 8 Hesthagen, T. et al. 1990. Fiskestatus i relasjon til forsuring av innsjøer. - Norsk institutt for naturforskning (NINA). I trykk.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. et al. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU). I trykk.
- 11 Wright, R.F., Stuanes, A., Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 11b Reuss, J.O. 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 12 Amundsen, C.E. 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsuringfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH.
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat. I trykk.
- 14 Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.
- 16 Mortensen, L.M. Ozonforurensning og effekter på vegetasjonen i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat. i trykk.
- 17 Richard, F., Stuanes, A.O. & Frogner, T. Critical Loads for Soils in Norway Nordmoen. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i trykk.
- 18 Pedersen, H.C., Nygård, T., Myklebust, I. & Sæther, M. 1991. Metallbelastninger i liryte. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 71.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

071

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0136-4

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 58 05 00