

110

Oppdragsmelding

Brenning og kutting av hei- vegetasjon som viltstelltiltak for lirype

Hans Chr. Pedersen
Arne Bretten
Simen Bretten
Terje Dalen
Oddvar Hanssen
Eli Munkeby Smith
Bodil Wilmann



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Brenning og kutting av hei- vegetasjon som viltstelltiltak for lirype

Hans Chr. Pedersen
Arne Bretten
Simen Bretten
Terje Dalen
Oddvar Hanssen
Eli Munkeby Smith
Bodil Wilmann

Pedersen, H.C, Bretten, A., Bretten, S., Dalen, T.,
Hanssen, O., Smith, E.M. og Wilmann, B. 1992.
Brenning og kutting av heivegetasjon som viltstell-
tiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 110: 1-
22.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0207-7

Forvaltningsområde:
Norsk: Viltøkologi
Engelsk: Wild-life ecology

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

Redaksjon:
Eli Fremstad, Synnøve Flø Vanvik

Opplag: 100

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf.: (07) 58 05 00

Referat

Pedersen, H.C, Bretten, A., Bretten, S., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. og Wilmann, B. 1992. Brenning og kutting av heivegetasjon som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 110: 1-22.

Rapporten presenterer hovedsakelig resultater fra 1991. Tettheten av territorielle lirypestegger på felt I (kuttfeltet), felt II (brannfeltet) og felt III (kontrollfeltet) var relativt lik. Totalt for alle tre feltene var tettheten av stegger 27 % høyere enn i 1990. Det var liten forskjell i eggvariablene mellom feltene, men hønene la i gjennomsnitt ca 1 egg mer per reir i 1991 enn året før. Eggpredasjonen i 1991 var svært lav, mens predasjon av høner på reir og med kull var den høyeste som er påvist i Kongsvoll-området (75 %). Den høye predasjonen på voksne høner skyltes i første rekke jaktfalk og myrhauk. Kyllingoverlevelsen var også dårlig slik at produksjonen målt i august ble lav (0,7 kyllinger/2 voksne). Kullenes homerange den første uka etter klekking var store sammenlignet med 1989 og 1990, og det var stor variasjon mellom kull.

Bearbeiding av 1990-91-materialet viser at vier (*Salix* sp.) generelt har hatt både en bedre overlevelse og gjenvekst enn dvergbjørk (*Betula nana*), og at gjenveksten har vært bedre i kuttet enn i brent vegetasjon. I tillegg viser undersøkelsene så langt en bedre gjenvekst av flere arter i den kuttete vegetasjonen. Dette var som ventet på forhånd.

Den brente vegetasjonen ble sommeren 1991 preget av blomstrende smyle (*Deschampsia flexuosa*). Men framdeles var store deler av jordmonnet ubeskyttet pga. manglende vegetasjonsdekke. Smyle var også den vanligste arten i kuttefeltet.

Gullris (*Solidago virgaurea*) var den mest markante urten. Den blomstret i begge de manipulerede områdene, men det var mest av den og andre urter i kuttefeltet. Som ventet var også jordsmonnet bedre beskyttet i kuttefeltet av død og levende moser.

Billematerialet fra 1989 og 1990 og edderkoppmaterialet fra 1990 er ferdig bearbeidet. De 6319 billene fordeler seg på 70 arter, hvorav familien kortvinger (Staphylinidae) utgjør mer enn halvparten. Sammenlignet med 1989 synes kuttingen å ha ført til en markant oppgang i antall biller i 1990. Det synes ikke å være noen endring i antall biller som følge av brenningen fra 1989 til 1990. Når det

gjaldt enkeltarter var det endringer både i kuttfeltet og brannfeltet i forhold til kontrollfeltet fra 1989 til 1990. Det ble totalt funnet 3938 voksne edderkopper fordelt på 36 arter i 1990. Det ble funnet forskjeller i artssammensetning mellom de tre feltene, men før referansematerialet fra 1989 er bearbeidet, er det vanskelig å si om dette skyldes vegetasjonsmanipulering eller naturgitte forskjeller.

De forskjellige behandlingene har så langt gitt små forskjeller i de vannkjemiske forholdene. En lengre observasjonsperiode er nødvendig for å dokumentere forholdet mellom behandlingsmåte og avrenningens kjemi.

Emneord: Biotopforbedring - brenning - kutting - lirype.

Arne Bretten, Terje Dalen, Oddvar Hanssen, Hans Chr. Pedersen, Eli Munkeby Smith og Bodil Wilmann, Norsk institutt for naturforskning, Tunga-sletta 2, 7005 Trondheim.
Simen Bretten, Kongsvold Biologiske Stasjon, 7340 Oppdal.

Abstract

Pedersen, H.C, Bretten, A., Bretten, S., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. and Wilmann, B. 1992. Burning and cutting of heathvegetation as a technique in willow ptarmigan management. - NINA Oppdragsmelding 110: 1-22.

This report presents mainly results from 1991. The density of territorial willow ptarmigan cocks were about the same on area I (cut), area II (burnt) and area III (control) in 1991 as in 1990-89. However, total breeding density for the three areas was 27% higher in 1991 than the previous year. The difference in various egg parameters was only slight between the areas, but the hens laid about one egg more in 1991 compared with 1990. Eggrobbing was low, whereas more hens were killed either during incubation or after hatch than earlier observed in the Kongsvollarea (75%). The high predation on hens was caused by gyrfalcons and hen harriers. Chick survival was also low and census in August showed low chick production (0,7 chicks/2 adults).

The vegetation data from 1990-91 shows a better survival and regrowth of *Salix* species than of *Betula nana*. The regrowth has been greater in cut than in burnt vegetation. The cut vegetation is in addition more rich in species, especially herbs. So far has the secondary succession developed as expected.

In the 1991 summer, the burnt area was characterized by flowering *Deschampsia flexuosa*. But great parts of the soil surface was still unprotected due to lack of vegetation cover. *Deschampsia flexuosa* was the most frequent species in the cut vegetation too, but not so dominating.

Solidago virgaurea was the most pronounced herb in 1991, with a lot of flowers in both areas, especially in the cut vegetation. Here the soil surface was more protected by dead and living mosses.

The material on beetles and spiders include 1989 and 1990, and 1990, respectively. Altogether 6319 beetles of 70 species were found. More than 50% was from the Satphylinidae family. The cutting seems to have increased the number of beetles significantly from 1989 to 1990. This change was, however, not found in the burnt area. In some species there were changes both in the cut and the burnt area compared with the control area from 1989 to 1990.

Altogether 3938 adult spiders og 36 species were found in 1990. Differences between the areas were found. However, before the referencematerial from 1989 is analysed, it is impossible to say whether these differences are caused by the manipulation of the material or are natural.

So far, the manipulations have resulted in small changes in water chemistry. A longer period of observations is needed to give a documentation of relationships between treatment and the chemistry of the water.

Key words: Habitat improvement - burning - cutting - willow ptarmigan.

Arne Bretten, Terje Dalen, Oddvar Hanssen, Hans Chr. Pedersen, Eli Munkeby Smith and Bodil Wilmann, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, Norway.
Simen Bretten, Kongsvold Biological Station, N-7340 Oppdal, Norway.

Forord

Etter initiativ fra Direktoratet for naturforvaltning startet Norsk institutt for naturforskning våren 1989 et prosjekt for å belyse effekter av brenning og kutting av heivegetasjon på Dovrefjell. Prosjektet er planlagt gjennomført i perioden 1989-94, og denne rapporten gir en oppsummering av aktiviteten i 1991.

En rekke offentlige og private institusjoner/organisasjoner har blitt søkt om økonomisk støtte til prosjektet og ved siden av NINAs grunnbevilgninger har prosjektet fått støtte fra følgende: Direktoratet for naturforvaltning (357 000), Trygve Gotaas Fond (Oslo JFF) (100 000), Fylkesmannen i Oppland (50 000), Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (40 000), Fylkesmannen i Buskerud (10 000), Fylkesmannen i Telemark (5 000), Fylkesmannen i Nord-Trøndelag (15 000), Fylkesmannen i Hedmark (15 000), Meraker Brug A/S (10 000) og Norges Jeger og Fiskerforbund (10 000).

Arne Bretten og Eli Munkeby Smith er begge hovedfagsstudenter ved Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim. De er tilknyttet prosjektet og foretar undersøkelser på hhv. edderkopper og lirype.

I forbindelse med feltarbeidet og bearbeiding av materiale har foruten forfatterne følgende personer vært involvert: Line Bretten, Tord Bretten, Nils Christophersen (Universitetet i Oslo), Svein T. Dahl, Ketil Boye Hansen, Ragnar Holm, Lars Krømpig, Hans Jacob Lønnum, Ivar Myklebust, Knut Nicolaysen, Thor Harald Ringsby, Johan B. Steen, Martin Sæther, Dag Inge Øien og Kaare Aagaard. Dessuten har Dovre JFF og Opdal JF deltatt i arbeidet. Statens Skoger - Gudbrandsdal Forvaltning, Artilleriregiment nr. 2, Hjerkinns Skytefelt, Dovre Fjellstyre og Norsk Kennel Klub har gitt de nødvendige tillatelser til å arbeide i terrenget. Jeg vil takke alle for innsatsen i 1991.

Trondheim, desember 1991

Hans Chr. Pedersen

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	4
Forord	5
1 Innledning	7
2 Metoder	8
2.1 Ryper	8
2.2 Vegetasjonsmanipulering	8
2.3 Invertebrater	8
2.4 Avrenning	8
2.5 Øvrig biologi	8
3 Resultater og diskusjon	9
3.1 Ryper	9
3.2 Vegetasjonsmanipulering	11
3.2.1 Brenning	11
3.2.2 Kutting	11
3.3 Botanikk	12
3.4 Invertebrater	17
3.5 Avrenning	18
3.6 Øvrig biologi	19
4 Litteratur	21

1 Innledning

I Norge har biotopforbedrende tiltak for lirype stort sett vært begrenset til vinterfelling av bjørk. I de senere år har tiltak som brenning, kutting og gjødsling stadig blitt mer aktuelt. Dette skyldes at man har hentet informasjon fra Skottland, hvor slike tiltak har vært drevet i lang tid med relativt godt resultat (Jenkins et al. 1970, Miller et al. 1970).

I Norge er svært få eksperimenter utført for å undersøke effekter av heibrenning ("lyngbrenning") på lirype. Erfaring er for det meste skaffet til veie gjennom Sletthallen-prosjektet i Numedal, Buskerud, som ble startet opp i 1978 (Aalerud & Phillips 1984). Resultatene fra heibrenningsforsøkene på Sletthallen har vært tolket på forskjellig måte, men viser at hekkebestand og avskytning har økt områder hvor brenning har vært gjennomført (Phillips et al. 1984, Myrberget 1988, Steen 1988). Årsaken til denne økningen i hekkebestand og avskytning er imidlertid usikker.

I Skotland medfører brenning en gjødslingseffekt som varer opptil 8 år, mens resultater fra Norge viser at denne effekten er borte allerede 2 år etter brenning (Råen 1989, Andersen et al. 1990). Økning i hekkebestanden i Norge registreres først 4-5 år eller mer etter at brenning er foretatt, altså 3-4 år etter at gjødslingseffekten er forsvunnet. Økningen i hekkebestanden kan derfor skyldes at brenning gir et mer mosaikkpreget habitat. Hvis dette er riktig, vil man forvente samme resultat ved å kutte vegetasjonen.

I Skotland har heibrenning foregått i over 200 år, dels for å forbedre sauebeite dels som viltstelltiltak i første rekke rettet mot skotsk lirype. Fra midten av 1980-tallet begynte man imidlertid å undersøke de totale effekter av brenning på forskjellige heisamfunn. Det er også økende interesse for å undersøke effekter av brenning i forhold til kutting av heivegetasjonen (Usher & Thompson 1988, Brown 1990, Brown 1991).

Dette prosjektet vil belyse de økologiske effektene av brenning og kutting av heivegetasjon i høyfjellet. Undersøkelsen omfatter derfor ikke bare effekter på lirype, men også på vegetasjon, avrenning av næringsstoffer og effekter på insektfaunaen. I tillegg vil man også se på tiltakenes effekt på andre dyregrupper i området som f.eks. småfugl, smågnagere, rovvilt og hare. Undersøkelsene vil følge samme opplegg fram til 1995. Etter dette vil en vurdering

av ytterligere oppfølging bli foretatt. Det vil i denne rapporten hovedsakelig bli presentert resultater fra arbeidet i 1991.

Undersøkelsene blir utført i lavalpin dvergbjørkhei på Dovrefjell, dels i Dovre kommune, Oppland og dels i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag. Området er beskrevet av Pedersen (1991).

2 Metode

2.1 Rype

Kartlegging av hekkebestand gjennomføres ved å registrere territorielle stegger i spillperiodene morgen og kveld i månedsskiftet april/mai (Pedersen et al. 1983). I tillegg foretas taksering av området med hund på dagtid (Myrberget 1976). For å kunne studere habitatvalg, emigrasjon, immigrasjon og kyllingproduksjon må det benyttes telemetri. Radiosendere settes på høner som fanges dels på territoriet i begynnelsen av mai og dels på reir i midten av juni. Etter at kullene er klekt, peiles disse to ganger per dag de første ukene og observasjonene plottes på kart. Senere kan mer sporadiske peilinger gjennomføres. Ved å benytte årssendere kan kullene følges i lengere perioder enn hva som tidligere har vært tilfelle. En har i tillegg muligheten til å peile høner på reir året etter at senderen er påsatt. Alle metoder som benyttes i prosjektet er utprøvd i forbindelse med flere forskjellige forskningsprosjekter på lirype i Gávália/Kongsvoll de siste 10 årene (Pedersen 1988, 1990).

2.2 Vegetasjonsmanipulering

Hensikten med de botaniske undersøkelsene er å dokumentere vegetasjonen i forsøksfeltene før brenning/kutting, under suksesjon/regenerering og ved prosjektperiodens slutt og derved bidra til å forklare eventuelle endringer i hekketetthet og kyllingproduksjon for lirype. De botaniske undersøkelsene er også av vesentlig betydning for å forklare eventuelle forandringer i forekomst av andre herbivore fugler og pattedyr samt invertebrater.

Detaljert beskrivelse av gjennomføring av brenning, kutting og vegetasjonsanalyser er presentert av Pedersen (1991).

2.3 Invertebrater

Formålet med undersøkelsene av invertebrater er todelt. En ønsker å undersøke a) endringer i bestand og tilgjengelighet av næringsdyr for rypekyllinger, og b) endringer i invertebratfaunaen generelt; hvilke arter eller grupper av arter som eventuelt går ut og hvilke som koloniserer området etter manipulering.

Metoder for innsamling av invertebrater er beskrevet av Pedersen (1991).

2.4 Avrenning

Formålet med undersøkelsene av avrenning av næringsstoffer er å kartlegge hvilke og hvor mye av de enkelte stoffene som eventuelt tapes fra feltene gjennom avrenning etter at brenning/kutting er gjennomført. Dette for i første rekke å få svar på om disse formene for vegetasjonsmanipulering på lang sikt kan medføre utarming av området.

Metoder for innsamling av vannprøver er beskrevet av Pedersen (1991).

2.5 Øvrig biologi

For å kunne estimere smågnagerbestanden i de forskjellige feltene fra år til år, blir det foretatt fangst av smågnagere i begynnelsen av juni, juli og august hvert år. På de tre feltene blir det også hver sommer foretatt bestandstaksering av spurvefugl ved å benytte revirkarteringsmetoden (Anon. 1978).

I tillegg til taksering av smågnagere og småfugl, registreres ribb av ryper, observasjoner av rovfugl og rovpattedyr, samt observasjoner av hare på de tre feltene.

Metoder for smågnagerfangst og registrering av småfuglterritorier er beskrevet av Pedersen (1991).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Ryper

Territoriekartlegging og taksering med hund på dagtid ble foretatt i perioden 23.4-4.5.1991. I likhet med tidligere år viste tettheten seg også i år å være relativt lik på de tre feltene. Sammenlignet med 1989-90 var det liten endring i tetthet (tabell 1). Det syntes allikevel å være en generell oppgang for alle feltene slik at tettheten totalt var 27 % større i 1991 enn i 1990. Selve territorieaktiviteten knyttet til morgen- og kveldspillet var som i 1990 svært liten sammenlignet med "normal" spillaktivitet. Dette kan skyldes en kombinasjon av få kull i 1990, samt den milde og snøfattige vinteren. Begge disse faktorene kan resultere i lav aktivitet, enten ved at antall potensielle nye stegger var lite eller ved at steggene kunne være på sine territorier gjennom hele vinteren og således var "gamle kjente" om våren (Pedersen 1991).

Tabell 1. Antall territorielle stegger registrert våren 1989-90 på kuttfeltet (I), brannfeltet (II) og kontrollfeltet (III). - Number of territorial cocks recorded in spring 1989-90 in cut (I), burnt (II) and control area (III).

År Year	Felt I Area I	Felt II Area II	Felt III Area III
1989	9	6	9
1990	8	6	8
1991	9	8	11

I likhet med året før var det unormalt lite snø gjennom vinteren 1991. Dette bidro sterkt til en tidlig avsmelting av det tynne snødekket, slik at snøsmeltinga var ferdig ca 3 uker før normalt. I motsetning til 1990 var været i perioden etter snøsmeltinga svært kaldt slik at våren stagnerte fullstendig. Egglegging og reirleding ble derfor startet opp til "normal" tid. Reirleding ble satt i gang 6 juni og foregikk fram til klekking ca. 28 juni. Det ble funnet 18 høner på reir. En av hønene som i år hadde reir på kuttfeltet ble fanget på reir i 1990 på kontrollfeltet. En annen av hønene ble fanget med

kyllinger i 1990 på brannfeltet og ble funnet på reir i kuttfeltet i 1991.

Hvis vi sammenligner de forskjellige eggvariablene i tabell 2, synes det å være relativt liten forskjell mellom de forskjellige områdene innen samme år. En sammenligning mellom år kan tyde på at hønene la litt færre, men større egg i 1990 i forhold til i 1989. Hvis en slår sammen data fra de forskjellige feltene innen ett og samme år viser det seg at hønene i gjennomsnitt la signifikant flere egg i 1991 enn i 1990 (hhv 10,5 og 9,3 egg), men eggstørrelsen var omtrent den samme. I 1991 ble det funnet et reir med hele 16 egg, noe som er ny rekord for Kongsvoll-området. Både i 1990 og 1991 var det som nevnt tidlig snøsmelting, men på tross av dette var ikke klekketidspunktet nevneverdig framskynt sammenlignet med 1989 (tabell 2).

Av de 18 reirene som ble funnet, var ett under legging, mens de øvrige ble funnet under ruging. Vi vet fra tidligere at reir som finnes under legging ofte skys av høna, noe som også skjedde i dette tilfellet. Andelen reir som skys varierer mellom år, men denne andelen er lav for reir som finnes etter en ukes ruging (Pedersen unpubl. obs.). Av de 17 reirene som ble funnet under ruging "skydde" hønene fire (24 %). Dette synes å være uvanlig høyt og det er grunn til å tro at enkelte av disse hønene er drept av predatorer. Normalt oppholder hønene seg innenfor territoriet i lengre tid etter at de har skydd reiret. En av hønene som "skydde" var påmontert radiosender, men forsvant sporløst fra området, noe som indikerer at den ble tatt og fjernet fra området.

Som vi ser av tabell 3 var det en klar forskjell mellom 1989, 1990 og 1991 i predasjonsmønster. Mens eggpredasjonen i 1989 var bare 8 % økte denne til 33 % i 1990, for så å være 0 % i 1991. Selv om vi ikke kunne påvise eggpredasjon på våre fundne førstegangslagte reir i 1991, var to av reirene som ble funnet omlagte. Våren 1991 ble det i motsetning til 1990 observert svært få potensielle eggpredatorer som røyskatt og kråkefugl. Det ble heller ikke funnet "kråkespiste" egg.

Tabell 3 viser at predasjonen på voksne høner var formidabel i 1991 og i løpet av perioden 20.6-15.8 var 75 % av hønene tatt. I siste halvdel av rugeperioden ble 25 % av de rugende hønene tatt mens de var av reiret og beitet. Ytterligere 33 % av hønene ble tatt i løpet av de første 10 dagene etter at kyllingene var klekket, og den siste andelen (17

Tabell 2. Gjennomsnittlig eggantall, eggvolum (cm³), klekkeprosent og klekkedato for reir funnet i de forskjellige feltene i 1989-90. - Average number of eggs, egg volume (cm³), percent hatchability and date of hatching in nests found in the different areas in 1989-91.

År Year	Felt nr. Area no.	Ant. reir No. nests	Eggant. No. eggs	Eggvol. Egg vol.	Klekkprosent Percent hatch.	Klekkedato Date of hatch.
1989	I	4	10,5	18,2	95,0	29,6
	II	3	10,0	17,9	88,7	1,7
	III	5	11,6	18,1	70,5	30,6
1990	I	4	9,5	19,1	95,0	24,6
	II	1	8,0	18,7	88,0	3,7
	III	6	9,3	18,8	97,0	28,6
1991	I	4	11,0	19,3	95,0	28,6
	II	3	12,0	17,8	-	-
	III	8	9,8	18,5	98,3	29,6

Tabell 3. Antall prederte reir og høner sommeren 1989-90. Totalt antall reir og høner i parentes. - Number of robbed nests and killed hens during the summer 1989-90. Total number of nests and hens in parenthesis.

År Year	Antall reir Number of nests	Antall høner Number of hens
1989	1 (12)	8 (16)
1990	4 (12)	2 (8)
1991	0 (9)	9 (12)

%) ble tatt innen første halvdel av august. Den sterke predasjonen på voksne høner i 1989 (50 %) ble tilskrevet nedgang i smånagerbestanden utover våren samtidig som man hadde en relativt stor bestand av rovfugl og rovpattedyr som måtte skifte fra smånagere til alternativ føde som f.eks. rype (Pedersen 1991). I likhet med 1990 var smånagerbestanden lav våren 1991 og rovviltbestanden syntes også å være lav. Det var derfor svært overraskende at man sommeren 1991 fikk den høyeste predasjonen som er påvist på voksne høner i Kongsvollområdet. Den høye predasjonen skyldtes i første rekke jaktfalk og myrhawk som øvet et sterkt og konsentrert predasjonspress i forsøksområdet.

Det er med utgangspunkt i dette interessant å merke seg at det i Gávália, som ligger 3 km lengre øst, og som derfor skulle være godt innenfor jaktreviret til flere av de aktuelle predatorer, kun ble tatt 16 % av 19 voksne høner (Sæther pers. medd.). Dette understreker påny hvor komplisert samspillet mellom predatorer og byttedyr er, og ikke minst hvor vanskelig det kan være å forutsi hvordan rypebestanden i et område vil endre seg i forhold til nærliggende områder.

På grunn av det sterke predasjonspresset på voksne høner ble materialet på kyllingproduksjon forståelig nok svært magert. Det syntes også som om kyllingoverlevelsen var lav i de få kullene hvor hønene ikke ble tatt (tabell 4). Dette kan enten skyldes ugunstige vær- og/eller næringsforhold og/eller predasjon. Selv om værforholdene var svært ugunstige under rugetida kom værslaget like før eller samtidig med at kyllingene klekket. Det er derfor lite trolig at værforholdene var spesielt ugunstige for kyllingene. Det er vanskelig å si noe konkret om næringsstilgangen, men de få kullene som ble kontrollert syntes å ha normal vektutvikling. Hvis det også for kyllingenes vedkommende var predasjon som var viktigste dødsårsak betyr dette at andre predatorer enn typiske eggpredatorer var involvert. Som vi allerede har sett (tabell 3) var nemlig eggpredasjonen lav våren 1991.

Både i undersøkelsesområdet og i områdene rundt var kullstørrelsen relativt stor høsten 1990. Som allerede påpekt i tabell 4, var kyllingoverlevelsen i

Tabell 4. Gjennomsnittlig antall kyllinger per radiomerket høne i de tre feltene 7 dager etter klekking. Antall kull i parentes. - Mean number of chicks per radio-marked hen in the three areas 7 days after hatching. Number of broods in parenthesis.

Gjennomsnittlig antall kyllinger/høne
Mean number of chicks/hen

År Year	Felt I Area I	Felt II Area II	Felt III Area III
1989	4,0 (4)	1,7 (3)	5,7 (7)
1990	1,0 (1)	5,0 (2)	7,0 (4)
1991	2,5 (2)	- (0)	2,3 (3)

forsøksområdet dårlig i 1991, noe også takseringsresultatene fra august viser (tabell 5). Sammenlignet med de øvrige områdene rundt Kongsvoll var også produksjonen i forsøksområdet svært lav. Det er videre klart at kyllingproduksjonen også for de andre områdene var betydelig lavere i 1991 enn i 1990. Hvilke faktorer som har forårsaket dette er det imidlertid vanskelig å ha noe konkret svar på, men predasjon er en nærliggende forklaring.

Etter at kullene klekket, ble disse peilet to ganger om dagen.

Som vi ser av tabell 6 synes det å ha vært en gradvis økning i størrelse på kullenes leveområder fra 1989 til 1991. For 1989 og 1990 var det kun et fåtall av kullene som tilfredsstilte de krav som ble satt til peilehyppighet, og det er derfor vanskelig å si noe generelt om eventuelle forskjeller mellom årene 1989-91.

3.2 Vegetasjonsmanipulering

3.2.1 Brenning

Etter en gjennomgang av de manipulerede arealene våren 1991 kom vi til at en økning av de brente arealene var nødvendig. På grunn av stagnasjon i opptørking av områdene var det ikke mulig å begynne brenning før 26 mai. Opptørking av områdene samt løvsprett i dvergbjørkheia førte til at

Tabell 5. Antall kyllinger og voksne ryper observert i undersøkelsesområdet og i omkringliggende områder under taksering i midten av august 1990 og 1991. - Number of juvenile and adult birds observed in the study area and in surrounding areas during census in mid-August 1990 and 1991.

Område Area	Kyllinger/ 2 voksne Juveniles/ 2 adults	
	1990	1991
	5,5	0,7
Knutshø	7,9	2,6
Hjerkinnhø	5,8	2,3
Nystuguhø	4,7	-
Gávália	-	3,9

Tabell 6. Gjennomsnittlig leveområder for radiohøner med kyllinger i de første ukene etter klekking i perioden 1989-91. Arealet er oppgitt i hektar. Antall kull i parentes. - Mean size of homerange of radiomarked hens with chicks during the first two weeks after hatching 1989-91.

År Year	Periode - Period	
	0 - 7 dager days	0 - 14 dager days
1989	2,1 (4)	6,8 (4)
1990	5,7 (4)	16,2 (4)
1991	10,2 (8)	-

brenning ble avsluttet 29 mai. Brenninga våren 1991 var allikevel vellykket og totalt brent heiareal utgjør nå 10-15 %. En nøyaktig arealberegning av brent areal var tenkt gjennomført sommeren/høsten 1991, men vil bli foretatt på grunnlag av flyfotografering som er planlagt i 1992.

3.2.2 Kutting

På samme måte som for brenningens del var det ønskelig å øke det kuttete arealet i 1991. Flere forhold gjorde sitt til at kuttingen ikke ble foretatt

om våren, men om høsten. En befaring i juli til et område i Hemsedal hvor kutting hadde blitt gjennomført i oktober året før var svært interessant, og en bestemte seg for å foreta kutting på frossen mark. Selve kuttingen ble gjennomført som om våren (Pedersen 1991) og 9-10 november ble det kuttet ca 40 da. Totalt kuttet heiareal utgjør nå ca 10 %, men vil bli nøyaktig arealbestemt i 1992.

3.3 Botanikk

Alle manipulererte flater ble reanalysert og et par nye referanseruter lagt ut i frisk rabbevegetasjon i brannfeltet. Metodikken er den samme som tidligere (frekvensmetodikk supplert med en mengdeangivelse).

Den nye brenningen som var utført på våren, fikk konsekvenser for to av prøvefeltene. En av referanserutene som ble analysert i 1990 hadde blitt brent, denne ble reanalysert. I tillegg hadde man ikke klart å unngå at flammene spredte seg til områder som var brent fra før. To av prøveflatene ligger i det området som er brent to ganger.

Det opprinnelige opplegget med å studere gjenveksten i kanten og i midten av de manipulererte områdene kan ikke gjennomføres i noen av områdene. Noen av rutene som var lagt i kanten av brannflaten, hadde fått lengre avstand til frisk vegetasjon. Dette kommer i tillegg til at grensene mellom kuttet og frisk vegetasjon heller ikke alltid kom der det var forutsatt på forhånd. For å få undersøkt hvilken effekt nærhet til frisk vegetasjon har på gjenveksten, ble minste avstand til umanipulert vegetasjon målt for hver rute.

Da det virket som om vier hadde hatt en bedre lengdevekst enn dvergbjørk, målte vi representative skudd i hver rute.

Alle rutene er, som tidligere år, blitt fotografert i horisontal projeksjon. Vertikalprojeksjonsbilder er tatt kun for nytlagte referanseruter og noen få representative brente/kuttete flater.

Det viste seg at man hadde behov for et noe større vegetasjonskart enn det som ble laget i 1989-90. Derfor ble det utført en tilleggskartlegging sommeren 1991. Arbeidet med å ferdigstille kartet pågår, og kartet ventes publisert til neste år.

En grov sammenligning er foretatt av dataene fra 1990-91 (tabell 7-10). Tabell 7-8 viser artsfordelingen (forekomster) i rutene uten å ta hensyn til mengde. Tabell 9-10 angir sjiktens dekning i tillegg til hvor stor andel av jordbunnen som ikke er dekket av levende planter.

Dvergbjørk og vier

Førsteintrykket var at dvergbjørk (*Betula nana*) hadde vokst lite fra 1990 til 1991 mens vier fortsetter å vokse raskt, særlig i kuttefeltet.

Etter hvert som analyseringen skred fram, fikk vi i tillegg inntrykk av at en del dvergbjørksskudd ikke hadde overlevd den første vinteren. Dataene bekreftet disse inntrykkene, og viser at nedgangen var størst i brannfeltet (tabell 7-8). Vierartene (*Salix* sp.) viste derimot en god overlevelsessevne. Tabell 7-8 viser en øket frekvens i alle feltene. Der det var brent på nytt våren 1991, var det ikke liv å se, hverken av dvergbjørk, vier, lyng, urter, gras eller moser.

Selv om frekvensen er stor, er det ikke store mengder det er snakk om. Tabell 9-10 viser deknningen for feltsjiktet. Dvergbjørk og vier omfatter under halvparten av dette.

Lyng

Lyngartene finnes som meget små enkeltskudd i rutene, dette gjelder særlig for brannfeltet der det ikke finnes stort annet enn tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) (tabell 8). I kuttefeltet finnes blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og noe krekling (*Empetrum hermaphroditum*) i tillegg til en større tyttebærforkomst enn i brannfeltet (tabell 7). Frekvensen har sunket noe fra 1990 til 1991 i begge feltene (tabell 7-8).

Urter

De viktigste urtene er tatt med i tabell 7-8. Generelt kan man si at kuttefeltet er mer urterikt enn brannfeltet, og selv der var det lite urter. Gullris (*Solidago virgaurea*) blomstret i begge feltene. Frekvensen var markert størst i kuttefeltet, der det også hadde vært en markert frekvensøkning fra 1990 til 1991 (tabell 7-8).

Tabell 7. Kuttetfeltet, 1990-91-analyser, gjennomsnittlig smårutefrekvenser pr. prøvefelt. Utvalgte arter. - Cut area, 1990-91 analyses, mean frequency of subplots for some species grouped by sample sites.

Vegetasjonstype - Vegetation type	År Year	Prøvefelt Sample site					Totalt Total
		Rabb Ridge	Hei Heath				
Felt nr. - Site no.		1	2	3	4	5	2-5
Ant. ruter - No. plots		1	8	9	8	7	32
Busker - Shrubs							
Betula nana	1990	50,0	58,8	29,2	56,6	49,3	47,8
	1991	75,0	59,5	41,8	44,4	33,1	45,0
Salix sp.	1990	0,0	12,6	15,3	32,3	7,3	17,1
	1991	0,0	18,3	23,7	39,9	9,0	23,2
Lyng - Dwarf shrubs							
Empetrum	1990	19,0	3,9	5,6	0,0	0,0	2,6
hermaphroditum	1991	0,0	12,5	1,3	0,0	0,0	3,5
Vaccinium myrtillus	1990	0,0	75,8	0,0	16,4	0,0	23,1
	1991	0,0	73,6	0,0	17,3	0,0	22,7
Vaccinium vitis-idea	1990	100,0	79,8	65,6	81,4	50,1	69,7
	1991	94,0	50,0	68,3	68,0	43,7	58,3
Urter - Herbs							
Campanula rotundifolia	1990	19,0	15,8	12,6	10,3	54,6	22,0
	1991	6,0	23,5	15,3	13,3	67,0	28,2
Galium boreale	1990	56,0	9,4	3,4	4,6	44,7	14,2
	1991	75,0	11,8	4,9	3,9	52,9	16,9
Melampyrum sylvaticum	1990	0,0	0,0	0,7	0,8	0,0	0,4
	1991	0,0	0,8	0,0	12,5	4,6	4,3
Pedicularis lapponica	1990	0,0	11,8	11,9	17,4	8,1	12,4
	1991	0,0	10,1	14,7	14,1	5,4	11,4
Saussurea alpina	1990	0,0	7,9	4,9	11,1	77,9	23,2
	1991	0,0	11,8	3,4	14,9	84,0	26,0
Solidago virgaurea	1990	69,0	50,3	34,1	28,3	1,7	29,6
	1991	94,0	51,0	41,8	32,1	0,9	32,7
Thalictrum alpinum	1990	19,0	2,4	1,3	2,4	52,0	12,9
	1991	81,0	3,9	2,1	1,6	61,6	15,4
Trientalis europea	1990	0,0	11,9	17,4	14,9	0,0	11,6
	1991	0,0	52,6	36,9	25,0	0,0	29,8
Graminider - Graminoids							
Deschampsia flexuosa	1990	75,0	82,9	89,7	72,8	27,1	70,1
	1991	13,0	80,6	88,2	79,8	21,4	69,6
Festuca ovina	1990	94,0	55,5	21,6	23,6	76,0	42,5
	1991	100,0	72,0	68,8	64,9	90,4	73,4
Anthoxanthum odoratum	1990	0,0	3,1	1,3	3,1	0,0	1,9
	1991	0,0	6,3	1,3	2,4	0,9	2,7
Deschampsia cespitosa	1990	0,0	0,0	0,0	0,0	29,6	6,5
	1991	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	9,0
Carex sp.	1990	44,0	3,9	34,0	10,9	50,3	24,3
	1991	69,0	4,6	34,7	7,9	51,9	24,2
Luzula frigida coll.	1990	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2
	1991	0,0	0,8	1,4	3,9	3,6	2,4
Juncus trifidus	1991	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabell 8. Brannfeltet, 1990-91-analyser, gjennomsnittlige smårutefrekvenser pr. prøvefelt. Utvalgte arter. - Burnt area, 1990-91 analyses, mean frequency of subplots for some species grouped by sample sites.

Vegetasjonstype Vegetation type Kategori Category	År - Year	Prøvefelt - Sample site						Totaler - Totals				
		Hei Heath Småflekker Small patches		Hei Heath Flater Area				Rabb Ridge Flater Area		Hei Heath Flekker Patches		Rabb Ridge Flater Area
Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. of sites		1	4	9	6	7	8	5	10	1, 4	6-8	5, 10
		5	3	8	8	8	8	8	8	8	24	16
Busker - Shrubs												
Betula nana (busk - shrub)	1990	7,4	14,7	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,1	0,0	0,0
	1991	3,8	14,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	0,0	0,0
Betula nana	1990	50,0	56,7	36,9	60,9	66,8	69,6	64,3	71,1	52,5	65,8	67,7
	1991	51,4	60,7	43,9	54,0	52,5	67,4	63,5	75,3	54,9	58,0	69,4
Juniperus communis (busk - shrub)	1990	2,6	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0
	1991	1,2	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0
Juniperus communis	1990	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
	1991	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
Salix sp. (busk - shrub)	1991	8,8	0,0	34,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0
Salix sp.	1990	12,5	12,7	34,6	17,3	11,8	1,6	0,0	17,3	12,6	10,2	8,7
	1991	18,8	12,7	21,3	18,0	17,3	1,6	0,0	18,9	16,5	12,3	9,5
Lyng - Dwarf shrubs												
Empetrum hermaphroditum	1990	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
	1991	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
Vaccinium myrtillus	1990	0,0	0,0	16,5	0,0	0,8	18,8	0,0	0,0	0,0	6,5	0,0
	1991	0,0	0,0	11,6	0,0	0,0	18,8	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0
Vaccinium vitis-idaea	1990	80,2	85,7	67,3	35,4	63,5	83,8	54,0	33,9	82,3	60,9	44,0
	1991	75,2	91,7	58,6	24,4	49,3	69,6	53,1	24,4	81,4	47,8	38,8
Urter - Herbs												
Solidago virgaurea	1990	1,2	31,3	25,1	11,0	0,0	24,1	0,0	0,0	12,5	11,7	0,0
	1991	7,4	33,3	23,5	10,1	2,4	21,1	1,6	0,0	17,1	11,2	0,8
Trientalis europaea	1990	6,2	2,0	28,3	0,0	11,0	18,1	0,0	0,0	4,6	9,7	0,0
	1991	11,2	4,3	32,8	1,6	7,0	22,0	0,0	0,0	8,6	10,2	0,0
Pedicularis lapponica	1990	36,6	10,3	0,0	2,4	2,4	0,0	0,0	0,0	26,7	1,6	0,0
	1991	17,6	8,3	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	14,1	0,3	0,0
Campanula rotundifolia	1990	37,6	0,0	12,4	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	23,5	2,1	0,0
	1991	40,2	0,0	10,3	7,9	0,0	0,0	0,0	0,0	25,1	2,6	0,0
Galium boreale	1990	52,6	0,0	22,6	7,0	0,0	0,0	0,0	0,0	32,9	2,3	0,0
	1991	51,2	0,0	22,6	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0	32,0	2,9	0,0
Saussurea alpina	1990	40,2	0,0	12,5	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,1	1,3	0,0
	1991	22,6	0,0	6,4	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	14,1	1,0	0,0
Melampyrum sylvaticum	1990	2,4	2,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0
	1991	6,4	0,0	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0
Geranium sylvaticum	1990	15,0	0,0	16,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9,4	0,0	0,0
	1991	18,8	0,0	14,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,8	0,0	0,0
Thalictrum alpinum	1990	20,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0
	1991	25,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,6	0,0	0,0

Tabell 8. forts.

Vegetasjonstype Vegetation type Kategori Category	År -Year		Prøvefelt - Sample site					Totaler - Totals					
	Hei Heath Småflekker Small patches		Hei Heath Flater Area					Rabb Ridge Flater Area		Hei Heath Flekker Patches			Flater Area Flater Area
Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. of sites	1	4	9	6	7	8	5	10	1, 4	6-8	5, 10		
	5	3	8	8	8	8	8	8	8	24	16		
Urter (forts.) - Herbs (cont.)													
<i>Viola biflora</i>	1990	0,0	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1991	1,2	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	
<i>Epilobium angustifolium</i>	1990	0,0	0,0	18,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1991	0,0	0,0	28,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Rubus saxatilis</i>	1990	0,0	0,0	7,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1991	0,0	0,0	19,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Rumex acetosa</i>	1990	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	1991	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
<i>Polygonum viviparum</i>	1991	10,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	0,0	0,0	
<i>Potentilla cranzii</i>	1991	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	0,0	
<i>Silene dioica</i>	1991	0,0	0,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Graminider - Graminoids													
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1990	57,8	66,7	61,0	78,9	86,1	74,3	58,9	30,5	61,1	79,8	44,7	
	1991	45,2	100,0	51,0	82,0	79,1	93,0	68,9	37,6	65,8	84,7	53,3	
<i>Festuca ovina</i>	1990	32,4	2,0	15,6	0,0	0,0	0,0	3,9	1,6	21,0	0,0	2,8	
	1991	56,4	0,0	31,3	11,9	0,8	1,5	11,8	4,6	35,3	4,7	8,2	
<i>Poa glauca</i>	1990	0,0	0,0	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	
	1991	0,0	0,0	4,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	
<i>Carex</i> sp.	1990	0,0	0,0	26,6	7,9	1,6	15,6	0,0	22,6	0,0	8,4	11,3	
	1991	5,0	0,0	19,6	11,0	1,5	16,4	3,1	27,4	3,1	9,6	15,3	

I brannfeltet er det mest urter i felt 1 og 9. Felt 1 er et av de fuktige heiområdene hvor det bare lot seg gjøre å brenne meget små områder. Tre av de fem rutene er bare delvis brent. Felt 9 ble lagt ut i en østvendt bratt skråning som viste en mer frodig heitforming som det er meget lite av i undersøkelsesområdet på Dovre.

Graminider

Det var en fantastisk blomstring av smyle (*Deschampsia flexuosa*) i de brente flatene. Dette graset har hatt den største økningen både mht. frekvens (tabell 8) og mengde, og var den viktigste enkeltarten i brannfeltet. Det var også blitt noe mer

sauvingel (*Festuca ovina*) i brannfeltet, og noe av den var fertil.

De samme to grasene var de viktigste artene også i kuttefeltet. Dette feltet hadde mer sauevingel totalt og flere skudd var fertile enn i brannfeltet.

Moser og lav i bunnsjiktet

Som det framgår av tabell 9-10, er en større del av jordbunnen beskyttet av et levende plantedekke i kuttefeltet enn i brannfeltet.

Alle artene i brannfeltet er bjørnemoser (*Polytrichum* sp.), vanlig bjørnemoser (*P. commune*) er viktigst. Karakteristisk for dem er at de kan regene-

Tabell 9. Sjiktvis dekning (%) pr. felt i årene 1990-91 i det kuttete området. - % cover of each vegetation layer at the cut sites, 1990-91.

Vegetasjonstype Vegetation type	Rabb Ridge		Hei Heath		
Felt nr. - Site no.	1	2	3	4	5
Ant. ruter - No. of plots	1	8	9	8	7
1990					
Busksjikt - Shrub layer	0	0	0	<1	0
Feltsjikt - Field layer	25-50	13-25	6-13	13-25	13-25
Bunnsjikt - Bottom layer	<6	13-25	13-25	6-13	<6
Åpen jord/strø/stein - Uncovered areas	>75	50-75	50-75	50-75	>75
1991					
Busksjikt - Shrub layer	0	<6	0	<6	0
Feltsjikt - Field layer	25-50	25-50	25-50	25-50	25-50
Bunnsjikt - Bottom layer	<6	6-13	13-25	6-13	<6
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	50-75	25-50	25-50	25-50	50-75

Tabell 10. Sjiktvis dekning (%) pr. felt i årene 1990-91 i det brente området. - % cover of each vegetation layer at the burnt sites, 1990-91.

Vegetasjonstype - Vegetation type Kategori - Category	Hei - Heath Flekker - Patches		Hei - Heath Flater - Areas				Rabb - Ridge Flater - Areas	
	1	4	9	6	7	8	5	10
Felt nr. - Site no.								
Ant. ruter - No. of plots	5	3	8	8	8	8	8	8
1990								
Busksjikt - Shrub layer	<1	<6	0	0	0	0	0	0
Feltsjikt - Field layer	6-13	6-13	13-25	6-13	6-13	13-25	6-13	13-25
Bunnsjikt - Bottom layer	6-13	6-13	0	<5	<1	<2	<6	<5
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	50-75	50-75	75-100	75-100	75-100	75-100	75-100	75-100
1991								
Busksjikt - Shrub layer	<4	6-13	<6	0	0	0	0	0
Feltsjikt - Field layer	13-25	13-25	50-75	25-50	25-50	13-25	13-25	13-25
Bunnsjikt - Bottom layer	6-13	13-25	<2	<6	<6	<5	6-13	<6
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	50-75	50-75	25-50	50-75	50-75	50-75	50-75	75-100

rere med sidegrener fra underjordiske deler av planten dersom disse overlevde brannen (jf. Peder- sen 1974). Det er tydelig at det er dette som har foregått.

I kuttefeltet har inngrepet derimot vært mye mer skånsomt, noe som medfører at en rekke av de moseartene som hadde mekaniske skader i 1990, har begynt å regenerere i 1991. Selv om det ikke er

snakk om store mengder med levende planter i bunnsjiktet, er forskjellen mellom de to feltene markert.

Ubeskyttet jordbunn

Den delen av jordbunnen som ikke er beskyttet av et levende plantedekke, består i brannfeltet for det

meste av et askelag. Dette er meget utsatt for mekanisk erosjon og utvasking av næringsalter. I kuttefeltet derimot, består det for det meste av dødt, unedbrudt plantemateriale (moser) som beskytter jordsmonnet under. Ut ifra disse forholdene kan man forvente å finne økt utvasking fra dette feltet. Som det framgår av kap. 4.5, trengs en lengre observasjonsperiode for eventuelt å kunne påvise dette forholdet i avrenningen fra feltet.

Konklusjon

Som forventet går gjenveksten raskere og i en mer positiv retning i kuttefeltet enn i brannfeltet med bedre vekst på vieren og større andel urter.

Det var på forhånd forventet et innslag av mer ugraspregete pionerarter som veimose (*Ceratodon purpureus*), men denne type arter har vi til nå ikke sett noe til. Hittil er alle registrerte arter rekruttert blandt artene i vegetasjonen omkring.

3.4 Invertebrater

Så langt er fallfelle materialet fra 1989 og 1990 ferdig bearbeidet med hensyn på biller. Videre er edderkoppmaterialet fra fallfellene for 1990-sesongen ferdig bearbeidet. Artsbestemming av fallfelle materialet fra 1991 og alle tre års materiale fra vindusfeller og malaisefeller gjenstår. Dette materialet er imidlertid grovsortert og vil bli bearbeidet videre våren 1992.

Coleoptera - biller

Fallfellefangsten i de tre feltene ga omlag samme antall biller både i 1989 og 1990, henholdsvis 3169 og 3152. Disse var i 1989 fordelt på 62 arter og i 1990 fordelt på 58 arter (tabell 11).

Tilsammen består materialet av 70 arter, fordelt på 13 familier. Mer enn halvparten av artene tilhører familien kortvinger Staphylinidae (kortvinger), mens familien Carabidae (løpebiller) er representert med 9 arter. Halvparten av artene i materialet forekommer i et totalantall på mindre eller lik 10. Kun ti av artene har mer enn 100 individer, og disse utgjør tilsammen 83,5 % av det totale materialet. De to kortvingeartene *Liogluta alpestris* og *Eucnecosum tenue* utgjør hele 44 % av materialet (tabell 11).

Det store flertall av billene i dette materialet er rovdyr, noe som kjennetegner et fallfelle materiale. Jaktatferden gjør at rovdyr er langt mer aktive enn arter som lever av dødt substrat eller planter. Kun 150 (13 arter) av de 6319 individene tilhører gruppen av rene "ikke-rovdyr".

Forskjellene i totalantall mellom de tre feltene endret seg etter behandling. I 1989 var antall biller i fallfellene større i kontrollfeltet (III) enn i kuttefeltet (I) og brannfeltet (II) (Pedersen 1991). I 1990 var totalantallet i kontrollfeltet 20 % lavere enn i 1989. Dersom man forutsetter at denne forskjellen gjenspeiler en generelt lavere aktivitet i området i 1990, skulle man forvente tilsvarende lavere tall også for kuttefeltet og brannfeltet i 1990. Dette stemmer når det gjelder brannfeltet, som hadde en nedgang på 24 %. Kuttefeltet hadde derimot en økning på hele 40 % når det gjelder antall biller. Denne utviklingen kan gjenspeile en økning i antall nedbryterorganismer, det vil si byttedyr for billene, i forbindelse med den økte mengden av dødt plantemateriale.

De vesentligste endringer vedrørende enkeltarter ser ut til å være en nedgang i antall *Liogluta alpestris* i brannfeltet, noe som ikke var tilfelle ved de to andre feltene. Videre var det ingen økning i brannfeltet når det gjelder *Quedius fellmanni*, som i både kontrollfeltet og kuttefeltet hadde en sterk økning i antallet fra 1989 til 1990. *Oxypoda annularis* viser en nedgang i kontrollfeltet, men et sterkt oppsving i de to behandlede feltene. Noenlunde den samme tendensen finner man også hos de to artene *Mycetoporus monticola* og *M. erichsonianus* (tabell 11).

Arachnea - edderkopper

Totalantallet av voksne edderkopper i 1990-sesongen var 3938, fordelt på 36 arter. I tillegg kommer 566 juvenile individer, som ikke lar seg bestemme til art. Antall individer er lavere i brannfeltet enn i kontrollfeltet og i kuttefeltet. Kontrollfeltet har færre arter enn de behandlede feltene, kuttefeltet har hele 32 arter (tabell 12).

Pardosa hyperborea dominerer mht. individantall i de tre forsøksfeltene, men antallet i brannfeltet er lavere enn i de to andre feltene. I tilsvarende undersøkelser på de britiske øyer (Usher 1990) er det dokumentert at *Gnaphosa leporina* favoriseres av lyngbrenning og kutting av vegetasjon. *G. leporina* har lavere individantall i kontrollfeltet enn i de to

Tabell 11. Antall biller fra fallfeller i de tre feltene i juni-september 1989 og 1990. Tabellen omfatter de 20 vanligste artene, de øvrige 50 er slått sammen. - Beetles found in pitfall-traps in the different areas in June-September 1989 and 1990. The Table comprises the 20 most common species; the remaining 50 species are lumped.

Art - Species	Felt I Area I		Felt II Area II		Felt III Area III		Sum I-III		Total
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	
46 <i>Liogluta alpestris</i>	180	220	259	58	462	335	901	613	1514
24 <i>Eucnecosum tenue</i> (norvegicum)	180	104	355	108	336	172	871	384	1255
5 <i>Patrobus assimilis</i>	77	58	87	34	216	125	380	217	597
17 <i>Quedius fellmanni</i>	23	122	12	14	47	109	82	245	327
29 <i>Boreaphilus henningianus</i>	22	95	14	34	38	112	74	241	315
34 <i>Mycetoporus nigrans</i>	47	84	62	73	34	13	143	170	312
8 <i>Amara brunnea</i>	6	59	15	104	3	89	24	252	275
31 <i>Mycetoporus monticola</i>	14	125	19	75	15	22	48	222	270
43 <i>Oxypoda annularis</i>	11	78	21	110	15	8	47	196	243
23 <i>Eucnecosum brachypterum</i>	33	53	29	13	28	15	90	81	171
27 <i>Anthophagus alpinus</i>	28	14	17	18	9	8	54	40	94
32 <i>Mycetoporus erichsonianus?</i>	8	51	6	20	1	2	15	73	88
1 <i>Carabus glabratus</i>	22	8	34	14	5	0	61	22	83
45 <i>Liogluta letzneri</i>	2	0	2	0	38	22	42	22	64
35 <i>Mycetoporus splendidus</i>	18	18	4	6	13	2	35	26	61
38 <i>Tachinus elongatus</i>	1	34	0	18	0	2	1	54	55
69 <i>Otiorhynchus nodosus</i>	6	11	11	16	6	4	23	31	54
3 <i>Notiophilus aquaticus</i>	4	17	1	2	9	11	14	30	44
40 <i>Oxypoda procerula</i>	0	6	2	0	21	12	23	18	41
47 <i>Atheta</i> (<i>Philhygra</i>) <i>arctica</i>	4	15	5	3	11	2	20	20	40
Andre arter (50 spp.)	71	96	57	47	93	52	221	195	416
Sum antall individer	757	1268	1012	767	1400	1117	3169	3152	6319

manipulerte lokalitetene. Krabbeedderkoppen *Oxyptila rauda* har det laveste individantallet i brannfeltet og det høyeste i kontrollfeltet (tabell 12).

Meioneta rurestris og *Pardosa palustris* er i tidligere undersøkelser (Huhta 1971, Usher 1990) funnet å være vanligere i nylig avsvidde og kuttete områder, det vil si at de kan karakteriseres som pionerarter. Begge artene er i denne undersøkelsen kun tilstede i kuttefeltet og brannfeltet.

Materialet fra feltsesongen 1989 må ferdigbehandles før man kan si om forskjellene vedrørende edderkoppfaunaen i 1990 skyldes vegetasjonsmanipuleringen eller om forskjellene skyldes ulike biotiske og abiotiske forhold ved de tre feltene.

3.5 Avrenning

Nils Christophersen ved Universitetet i Oslo har sett på avrenningsdataene fra årene 1989-90. Dette avsnittet er skrevet på grunnlag av hans uttalelse og figurer.

Alkaliteten i avrenningsvannet gir et mål på hvor mye av næringsstoffene i jord som vaskes ut fra områdene. Derfor er det denne parameteren som blir diskutert nærmere. Ser man på hvordan alkaliteten pr. felt endres med tiden, viser materialet tydelig at referansefeltet (felt 3) har klart høyere alkalitet enn de to forsøksfeltene (figur 1a). Dette samsvarer godt med det inntrykket vi har av vegetasjonen i feltet, dvs. at vi vurderer vegetasjonen i felt 3 som noe rikere enn de to andre feltene. Forskjellen mellom alkaliteten i felt 1-2 før inngrepet i 1989, var derimot ikke så stor (figur 1a). Som figur 1b viser, ligger alkaliteten i brannfeltet (felt 2) litt over alkaliteten i kuttefeltet (felt 1) både i 1989 og i

Tabell 12. Edderkopper (voksne) fra fallfeller i de tre feltene juni-september 1990. - Species (adults) in pitfall-traps in the three areas in June-September 1990.

Art - Species	Felt I Area I	Felt II Area II	Felt III Area III	Sum
<i>Pardosa hyperborea</i>	661	333	786	1780
<i>Gnaphosa leporina</i>	153	171	88	412
<i>Walckenaeria clavicornis</i>	103	56	55	214
<i>Hilaira frigida</i>	29	104	76	209
<i>Gnaphosa lapponum</i>	63	80	56	199
<i>Oedothorax retusus</i>	71	27	76	174
<i>Pelecopsis mengei</i>	81	35	49	165
<i>Diplocentria bidendata</i>	21	37	72	130
<i>Hahnia ononidium</i>	22	48	15	85
<i>Tiso aestivus</i>	56	11	6	73
<i>Orenetides vaginatus</i>	22	31	17	70
<i>Oxyptila rauda</i>	21	9	34	64
<i>Alopecosa aculeata</i>	22	26	14	62
<i>Latithorax faustus</i>	11	6	38	55
<i>Bolyphantes luteolus</i>	20	4	15	39
<i>Pardosa palustris</i>	17	18		35
<i>Haplodrassus signifer</i>	5	15	3	23
<i>Hypomma bituberculatum</i>	3		14	17
<i>Meioneta rurestris</i>	13	2		15
<i>Agyneta subtilis</i>	6	4	4	14
<i>Pardosa atrata</i>	1		12	13
<i>Micaria alpina</i>	7	5		12
<i>Hilaira herniosa</i>			12	12
<i>Lepthyphantes angulatus</i>	4	2	5	11
<i>Hilaira pervicax</i>	9			9
<i>Rhaebothorax morulus</i>	5	1	3	9
<i>Lepthyphantes antroniensis</i>	2	6		8
<i>Agyneta cauta</i>	4	3		7
<i>Scotinotylus evansi</i>	3	2		5
<i>Cnephalocotes obscurus</i>	3	1		4
<i>Gnaphosa muscorum</i>		4		4
<i>Meioneta gulosa</i>			3	3
<i>Macrargus carpenteri</i>	2			2
<i>Pardosa lugubris</i>	2			2
<i>Lepthyphantes complicatus</i>		1		1
<i>Micaria pulicaria</i>	1			1
Sum individer	1443	1042	1453	3938
Sum arter	32	28	23	36

1991. I 1990, derimot, lå alkaliteten høyest i kuttefeltet. Uten bakgrunnsdata fra 1989 ville en ha sagt at brenningen gir høyere utvasking av basekationer i 1991.

Det ble også forsøkt å trekke vannstandsmålingene inn i analysen av dataene. Resultatet ble, som man kunne forvente, avtagende alkalitet ved høyere vannføring, selv om det er mye "støy" i figuren (figur 2). Det er imidlertid lite i disse dataene som kan forklare hvorfor kuttefeltet hadde høyere alkalitet enn brannfeltet i 1990. Dette er et forhold vi må komme tilbake til senere. Ut i fra undersøkelser så langt, er det rimelig å konkludere med at de forskjellige behandlingene så langt har gitt små forskjeller i alkaliteten til avrenningsvannet. En

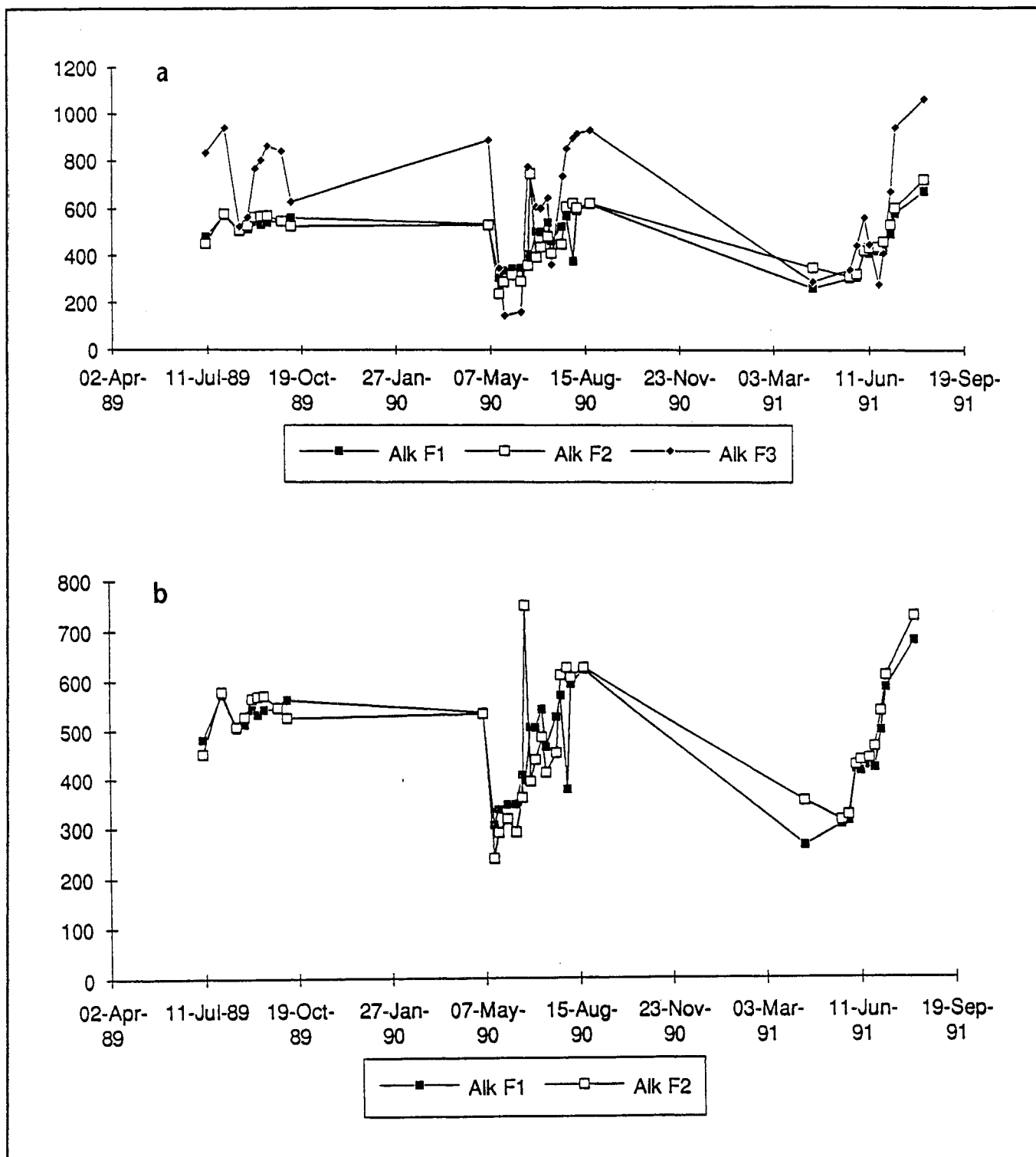
lengre observasjonsperiode er nødvendig for å dokumentere forholdet mellom behandlingsmåte og avrenningens kjemi.

3.6 Øvrig biologi

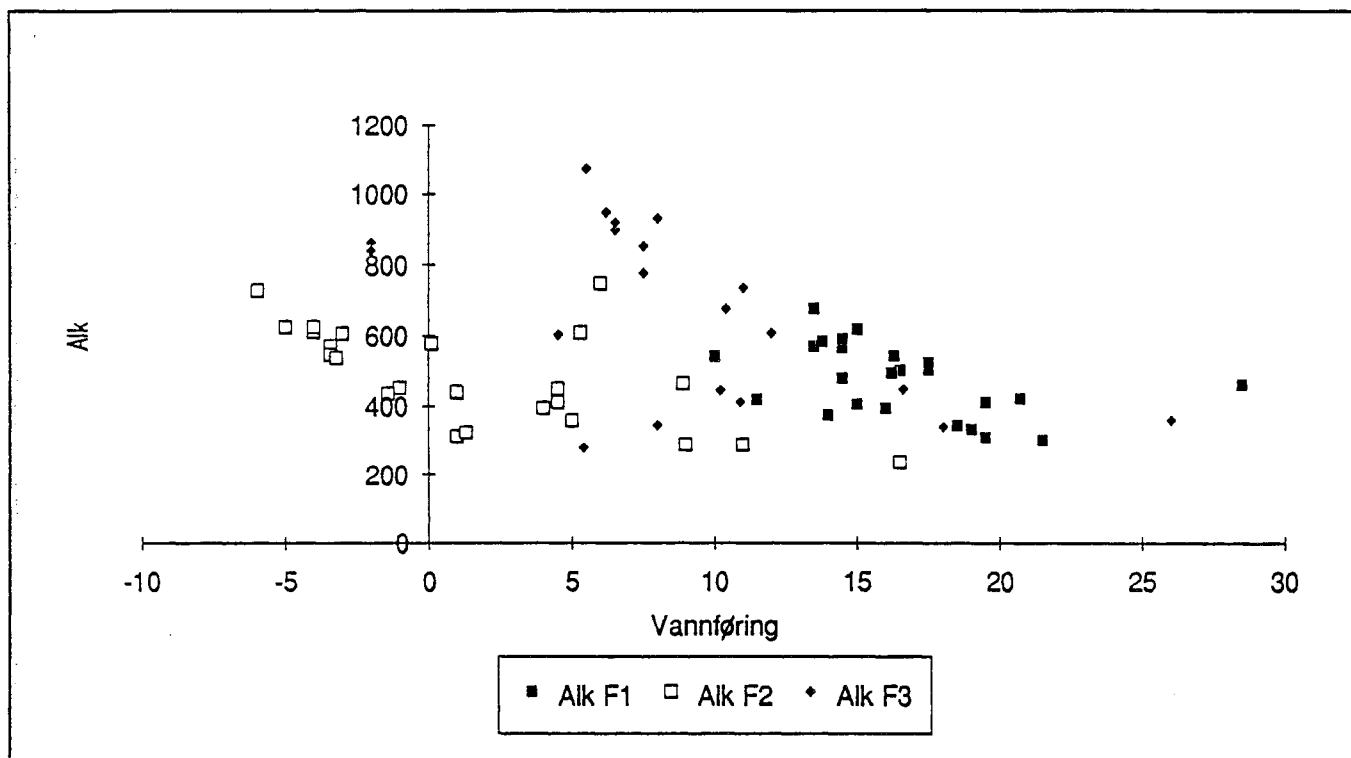
Grunnet problemer med mannskap ble det desverre ikke foretatt systematiske takseringer av fuglefaunaen i de tre feltene i 1991.

I løpet av de tre fangstrundene ble det totalt fanget 8 klatremus og 2 markmus. Syv av fangstene ble gjort i kontrollfeltet og 3 i kuttefeltet. Fangstene fordelte seg som 3:4:3 i de tre periodene. Selv om antallet fangete smågnagere ikke var stor, indikerer dette en oppgang sammenlignet med 1989 og 1990.

I likhet med året før hekket myrhauken i området, og det ble funnet totalt 5 reir i området. Vellykket hekking ble gjennomført i 4 reir. Det siste reiret hadde ikke klekket selv lenge etter at de andre hadde relativt store unger, og ble til slutt forlatt.



Figur 1. Alkaliteten i avrenningsvannet 1989-91, a: alle tre prøvefeltene og b: de to manipulerede feltene. (Kuttfeltet: Alk F1, brannfeltet: Alk F2, referansefeltet: Alk F3) - Alkalinity of drainage water 1989-91, a: all three areas and b: the manipulated area. (Area I: Alk F1, area II: Alk F2, area III: Alk F3).



Figur 2. Forholdet mellom alkalitet i avrenningsvannet og vannstand i de tre forsøksfeltene (1989-91). - The relationship between the alkalinity (Alk) and runoff 1989-91.

4. Litteratur

Andersen, R., Bretten, S., Pedersen, H.C., Sørvik, K. & Hongset, O. 1990. Biotopforbedrende til-tak for lirype. Erfaringer med brenning og gjødsling i Kvikne, Hedmark. - NINA Forskningsrapport 6: 1-16.

Anon. 1978. Biologiska inventerings-normer, fåglar. - Statens Naturvårdsverk, LiberTryck, Stockholm.

Brown, R.W. 1990. The biological interaction between heather management for coservation, shooting, grazing and recreation. - s. 68-83 i Whitby, M.C. & Grant, S.A. red. Modelling heather management. Proc. Nickerson Founda-tion Workshop, Kelso. Dept. of Agricultural Economics and Food Marketing, Univ. of Newcastle upon Tyne.

Brown, R.W. 1991. *Calluna vulgaris* management by cutting as a supplement to burning.- J. Environ. Manage. (in press).

Hutha, V. 1971. Succession in the spider communi-ties of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. - Ann. Zool. Fennici 8: 483-542.

Jenkins, D., Watson, A. & Miller, G.R. 1970. Prac-tical results of research for management of red grouse. - Biological Conservation 2: 266-272.

Miller, G.R., Watson, A. & Jenkins, D. 1970. Re-sponses of red grouse populations to exper-mental improvement of their food. - s. 323-335 i Watson, A. red. Animal populations in relation to their food resources. Blackwell, Oxford.

Myrberget, S. 1976. En census metode for hekkende rypepar. - Fauna 29: 78-85.

Myrberget, S. 1988. "Lyngbrenning" som viltstelltil-tak. - Jakt & Fiske 1988,12: 60-61.

Pedersen, A. 1974. Om sanddynemosenes økologi. - Blyttia 32: 131-136.

Pedersen, H.C. 1988. Reproductive behaviour in willow ptarmigan with special emphasis on territoriality and parental care. - Dr. philos. avhandling. Universitetet i Trondheim.

Pedersen, H.C. 1990. Reproductive behaviour and breeding numbers in a fluctuating population of Norwegian willow ptarmigan: summary of a 10-year study. - Fauna norv. Ser. C, Cin-clus 13: 1-10.

- Pedersen, H.C. 1991. Vegetasjonsmanipulering som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 68: 1-15.
- Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Andersen, R. 1983. Social organization and territorial behaviour in a Willow Ptarmigan population. - *Ornis Scand.* 14: 263-272.
- Phillips, J., Råen, S.G. & Aalerud, F. 1984. Responses of willow grouse to serial burning of mountain vegetation in Numedal, S. Norway. - s. 55-68 i T. Lovel & Hudson, P.J. red. *Proc. 3rd Inter. Symp. on Grouse.*
- Råen, S.G. 1989. Lyngbrenning og vegetasjonsøkologi - gjenvekst etter brenning på Sletthallen. - s. 39-51 i *Lyngbrenning som viltstelltiltak for lirype og orrfugl. Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvern avdelingen. Rapp. 1989,2.*
- Steen, J.B. 1988. Direktoratet desinformerer om viltstelltiltak for rypene! - *Jakt & Fiske* 1988,12: 20-21.
- Usher, M.B. 1990. Management and diversity in *Calluna* heathland. - Paper read at the International Symposium 'Our Common Natural Heritage: Protection of Biodiversity in the Developed World', Bergen, Norway, 2-6 May 1990.
- Usher, M.B. & Thompson, D.B.A. 1988, red. *Ecological change in the uplands.* - Blackwell, Oxford.
- Aalerud, F. & Phillips, J. 1984. Sletthallen-prosjektet - lyngbrenning og økt rypebestand. - s. 187-196 i Steen, J.B. red. *Rypeforskning - statusrapport 1983.* NJFF.

110

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0207-7

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. (07) 58 05 00