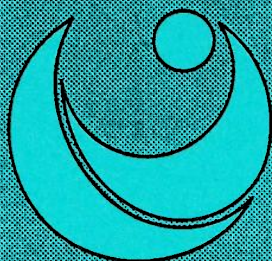


Viltstelltiltak for lirype Økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon

Hans Christian Pedersen
Kjetil Bevanger
Arne Bretten
Terje Dalen
Oddvar Hanssen
Eli Munkeby Smith
Bodil Wilmann

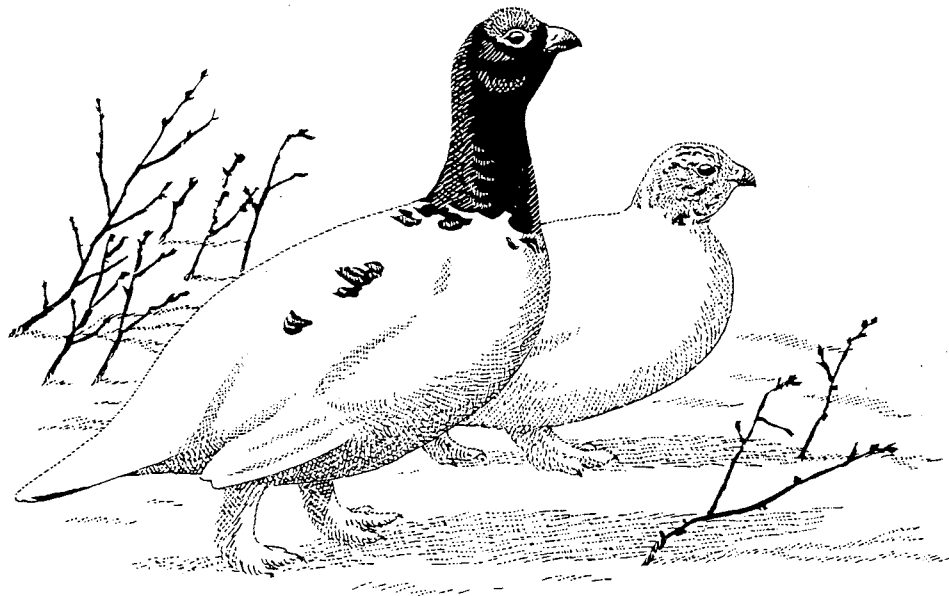


NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Viltstelltiltak for lirype Økologiske effekter av brenning og kutting av heivegetasjon

Hans Christian Pedersen
Kjetil Bevanger
Arne Bretten
Terje Dalen
Oddvar Hanssen
Eli Munkeby Smith
Bodil Wilmann



Pedersen, H.C., Bevanger, K., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. & Wilmann, B. 1993. Viltstelltiltak for lirype: økologiske effekter av brenning og kutting av heivevegetasjon. - NINA Oppdragsmelding 226: 1-30.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0389-8

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: 150

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

Referat

Pedersen, H.C., Bevanger, K., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. og Wilmann, B. 1993. Viltstelltiltak for lirype: økologiske effekter av brenning og kutting av heivevegetasjon. - NINA Oppdragsmelding 226: 1-30.

Rapporten presenterer hovedsakelig resultater fra 1992. 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 noe lavere enn i 1991, men den samme som i 1990.

Det var liten forskjell i eggvariablene mellom feltene. Eggpredasjonen i 1992 var høyere enn i de foregående år (37,5 %), mens predasjon av høner på reir var mer moderat (37,5 %). Egg- og hønepredasjon tilsammen medførte at 75 % av førstegangs-lagte reir ikke klekket. Kyllingoverlevelsen var god og produksjonen målt i august ble høy (7,7 kyllinger/2 voksne). Dette førte til at det høsten 1992 var få, men store kull. Det er så langt ikke påvist hverken positive eller negative effekter på rypebestandene etter brenning og kutting.

1990-92-materialet viser at vier *Salix* spp. 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 var også sommeren 1992 preget av blomstrende smyle *Deschampsia flexuosa*. Fremdeles var store deler av jordsmonnet ubeskyttet pga. manglende vegetasjonsdekke. I begge feltene var det også blitt mer av sauesvingel *Festuca ovina*, og også den hadde bra blomstring.

Smyle og sauesvingel var de vanligste artene i kuttfeltet som fremdeles var mest urterikt, selv om frekvensen har blitt redusert noe fra 1991 til 1992. Som ventet var jordsmonnet fremdeles bedre beskyttet i kuttfeltet av døde og levende moser, da nedbrytningen går sakte under de rådende klimaforhold. Gjenveksten går fremdeles raskere og i en mer positiv retning i kuttfeltet enn i brannfeltet, med bedre vekst på vieren og større andel urter.

I august 1992 bar vegetasjonen tydelig preg av de ekstreme værforholdene som hadde vært på Dovre

sommeren 1992. Frost i juli etter en varm forsommer resulterte i frostskafer, særlig på ungsudd av vier i de manipulerte feltene. Sommeren var også meget tørr. I tillegg til skadene på vieren hadde mengden av ungplanter av noen arter, særlig tyttebær, blitt kraftig redusert fra 1991 til 1992.

Det totale antallet biller fanget i fallfellene falt fra rundt 3150 individer både i 1989 og 1990 til 2277 i 1991. Nedgangen i antallet var størst i kontrollfeltet med 40 til 50 % færre dyr enn i de første årene. Denne generelle nedgangen i individantall i 1991 kan være en følge av den kalde sommeren i 1990.

I kuttfeltet var individantallet i 1991 på samme nivå som i 1989 etter en topp i 1990. Det ser derfor ut til fremdeles å være en positiv virkning av kuttingen på billefaunaen sammenlignet med kontrollfeltet.

I brannfeltet falt individantallet fra 1989 til 1990. I 1991 var individantallet omtrent det samme som i 1990. Dette gjenspeiler sannsynligvis en viss lokal bedring i og med at noe vegetasjon nå kommer fram igjen.

Det er til nå påvist 81 ulike billearter i felle materialet. Av disse utgjør 15 arter nesten 90 % av materialet mens ca 30 arter bare forekommer enkeltvis i en eller to sesonger. Det er fremdeles kortvinger og løpebiller som dominerer materialet.

Edderkoppene er så langt bearbeidet fra 1989 og 1990. Materialet består av i alt 44 arter og individantallet sank fra 5332 i 1989 til 3938 i 1990. Individantallet holder seg stabilt i kontrollfeltet fra 1989 til 1990, men synker med ca 30 % både i kuttfeltet og brannfeltet.

Ved siden av fallfeller er det også fanget med "flygefeller" i området. Materialet fra 1989 og 1990 er bearbeidet og viser en generell nedgang i individantall. Størst er denne i kuttfeltet med 52 %. I brannfeltet er den 17 % og i kontrollfeltet 39 %. Igjen er den mest sannsynlige årsaken til nedgangen den kalde sommeren i 1990. I alt ble det fanget rundt 22 000 insekter i vindusfellene i de to årene. Over 19 500 av disse var tovinger, dvs fluer og ulike mygggrupper.

Det ble ikke påvist økt utvasking hverken første eller andre sesong etter behandling. Dette kan skyldes at prøvetakingsmetoden er for grov, eller at næringsstoffene er fanget opp av omkringliggende vegetasjon og derfor ikke når prøvebekkene. Inn-

henting av vannprøver er innstillet og alternative metoder som f.eks. analysering av jordprøver vil bli vurdert.

Emneord: Biotopforbedring - brenning - kutting - lirype.

Kjetil Bevanger, Arne Bretten, Terje Dalen, Oddvar Hanssen, Hans Chr. Pedersen, Eli Munkeby Smith og Bodil Wilmann, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Pedersen, H.C., Bevanger, K., Bretten, A., Dalen, T., Hanssen, O., Smith, E.M. and Wilmann, B. 1993. Management techniques for willow ptarmigan: ecological effects of burning and cutting of heath-vegetation. - NINA Oppdragsmelding 226: 1-30.

This report presents mainly results from 1992. The density of territorial willow ptarmigan cocks were about the same on area I (cut), area II (burned) and area III (control) in 1992 as in 1989-91. However, total breeding density for the three areas was slightly lower than in 1991 but the same as in 1990.

The difference in various egg parameters was only slight between the areas. Eggrobbing was higher in 1992 than in the previous years (37.5%), whereas percentage hens killed during incubation were moderate (37.5%). Total egg- and hen predation resulted in 75% failure of first nests. Chick survival was high and census in August showed high chick production (7,7 chicks/2 adults). During autumn 1992 this led to few but large broods. So far, the willow ptarmigan population has been neither positively nor negatively affected through burning and cutting of the vegetation.

The vegetation data from 1990-92 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.

As the year before, the burnt area was characterized by flowering *Deschampsia flexuosa*. Great parts of the soil surface was still unprotected due to lack of vegetation cover. Both areas had more *Festuca ovina* than in 1991, flowering abundantly.

Deschampsia flexuosa and *Festuca ovina* were the most frequent species in the cut vegetation. The cut area was still more rich in herbs than the burnt area, even though the frequencies had been reduced. The soil surface was still more protected by dead and living mosses due to slow decomposition.

In July, there was frost after a long, warm period in early summer. In addition the summer of 1992 was a very dry one. As a result, some of the vegetation was injured. Young shoots of *Salix*, mostly on the manipulated sites, were frost-nipped. The amount

of young plants, mostly *Vaccinium vitis-idea* was strongly reduced.

The total number of beetles taken in the pitfall traps was reduced from about 3150 individuals in 1989 and 1990 to 2277 in 1991. The decrease was largest in the control area with 40 to 50 % less individuals than in the first two years. The overall reduction in number of individuals in 1991 could be a result of the cold summer of 1990.

In the cut area the total number of beetles in 1991 was at the same level as in 1989 after a peak in 1990. This could be due to a positive short time effect of the cutting compared to the control area.

In the burnt area the total number of individuals was reduced from 1989 to 1990. In 1991 the result was quite similar to that of 1990. This is perhaps reflecting a local positive effect due to the recovery of the vegetation.

Eighty-one species of beetles (Coleoptera) have been recorded in the material from the pitfall traps. Of these, 15 species count for nearly 90% of the material, while about 30 species are only taken in odd numbers in one or two of the years. Carabidae and Staphylinidae are the most dominant families.

Spiders from the pitfall traps are analysed for 1989 and 1990. The material contain 44 species and the individual number was reduced from 5332 in 1989 to 3938 in 1990. The total number of individuals is fairly constant in the control area and reduced by 30% in both cut and burnt area.

In addition to the pitfall traps a number of window traps have been used in all areas. Comparing the results from these traps, there is a reduction in number of caught insects from 1989 to 1990. The reduction is largest in the cut area with 52%, while it is 17% in the burnt area and 39% in the control area. The most possible reason for the reduction is the cold summer of 1990. The window traps collected 22 000 insects during the first two years. About 19 500 of these insects were dipterans.

No leaching of nutrients have been shown in the first two years after the manipulations were done. This may be due to insufficient sampling methods or that nutrients have been trapped by surrounding vegetation. Further watersampling will be cancelled and alternative methods as e.g. analysis of soil samples will be evaluated.

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

Kjetil Bevanger, 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.

Forord

Etter initiativ fra Direktoratet for naturforvaltning startet Norsk institutt for naturforskning våren 1989 et prosjekt for å undersøke økologiske 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 1992.

Flere offentlige og private institusjoner og organisasjoner har blitt søkt om økonomisk støtte til prosjektet, og ved siden av NINAs grunnbevilgninger har prosjektet mottatt støtte fra følgende: Direktoratet for naturforvaltning (395 000), Trygve Gotaas Fond (Oslo JFF) (100 000), Fylkesmannen i Oppland (50 000), Fylkesmannen i Sør-Trøndelag (38 000), Fylkesmannen i Buskerud (8 000), Fylkesmannen i Telemark (5 000), Fylkesmannen i Nordland (10 000), Fylkesmannen i Hedmark (15 000), Fylkesmannen i Møre og Romsdal (5 000) 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 li-rype. Begge avsluttet feltarbeidet i 1992.

I forbindelse med feltarbeidet og bearbeiding av materiale har foruten forfatterne følgende personer vært involvert: Tord Bretten, Svein T. Dahl, Lars Krempig, Johan B. Steen, Martin Sæther, Kaare Aagaard og Per Arild Aarrestad. Statens Skoger - Gudbrandsdal Forvaltning, Artilleriregiment nr. 2, Hjerkin Skytefelt, Dovre Fjellstyre og Norsk Kennel Klub har gitt de nødvendige tillatelser til å arbeide i terrenget. Jeg vil takke alle for innsatsen i 1992.

Trondheim, juni 1993

Hans Chr. Pedersen

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	4
Forord	6
1 Innledning	8
2 Metoder	9
2.1 Ryper	9
2.2 Vegetasjonsmanipulering	9
2.3 Invertebrater	9
2.4 Avrenning	9
2.5 Øvrig biologi	9
3 Resultater og diskusjon	10
3.1 Ryper	10
3.2 Vegetasjonsmanipulering	12
3.3 Invertebrater	14
3.4 Avrenning	27
3.5 Øvrig biologi	29
4 Litteratur	29
5 Publikasjoner	30

1 Innledning

I de senere år har brenning, kutting og gjødsling av heivegetasjon blitt lansert som et aktuelt viltstelltiltak for lirype i Norge (Storaas 1988). Dette skyldes i første rekke at man har hentet informasjon fra Skottland, hvor slike tiltak har vært drevet i lang tid med relativt godt resultat (Miller et al. 1966, 1970, Jenkins et al. 1970).

Her i landet er imidlertid svært få eksperimenter utført for å undersøke effekter av heibrenning ("lyngbrenning") på lirype. Det største og lengst undersøkte eksperimentet er Sletthallen-prosjektet i Numedal, Buskerud (Aalerud & Phillips 1984, Phillips et al. 1992), som ble startet allerede i 1978. Selv om resultatene fra Sletthallen har vært tolket på noe forskjellig måte, synes såvel hekkebestand som avskytning å ha økt i områder hvor brenning har vært gjennomført (Phillips et al. 1984, Myrberget 1988, Steen 1988). Årsaken til denne økningen i hekkebestand og avskytning er imidlertid fortsatt uklar (Phillips et al. 1992). I en senere undersøkelse i Gausdal Vestfjell, Oppland, har det ikke blitt påvist økning i hekkebestanden etter brenning (Solbraa 1992).

I Skottland er oppgangen i rypebestanden etter brenning sammenfallende med en økning i røsslyngens næringsinnhold (Miller et al. 1970). Resultater fra Sletthallen og et mindre forsøk på Kvikne i Hedmark viser at denne gjødslingseffekten er borte allerede to år etter brenning (Råen 1989, Andersen et al. 1990) og kan derfor ikke forklare en økning i hekkebestanden. En alternativ forklaring kan være at man gjennom brenning får et mer mosaikkpreget habitat som i større grad tilfredsstiller rypenes habitatkrav enn et homogent, ensartet vegetasjonsdekke. Hvis denne forklaringen er riktig, vil man forvente å få samme resultat ved å kutte vegetasjonen, for på denne måten å oppnå mosaikkpreget. Ved å kutte vegetasjon i stedet for å brenne, vil man også unngå mulige negative effekter som tap av næringsstoffer gjennom røyk og avrenning som man kan ha ved brenning (Evans & Allen 1971, Råen 1978).

Dette prosjektet belyser 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 på invertebratfaunaen. I tillegg vil man også se på tiltakenes effekt på andre dyregrupper i området som f.eks. småfugl, smånagere,

rovvilt og hare. Undersøkelsene er tenkt å gå etter samme opplegg til og med 1994. Etter dette vil en vurdere ytterligere oppfølging. Det vil i denne rapporten hovedsakelig bli presentert resultater fra arbeidet i 1992.

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 Metoder

2.1 Ryper

Hekkebestanden kartlegges ved å registrere territorielle stegger i spillperiodene morgen og kveld i månedsskiftet april/mai (Pedersen et al. 1983). Hvis steggenes aktivitetsnivå er lavt, blir det også benyttet båndspiller med steggspill slik at steggenes respons på dette kan registreres. 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 april/mai og dels på reir i midten av juni. Etter at kullene er klekt, peiles disse hver andre dag de første ukene, og observasjonene plottes på kart. Senere kan mer sporadiske peilinger gjennomføres. Radiosenderenes levetid er litt over et år slik at man har 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 Gåvålia/Kongsvoll (Pedersen 1988, 1990).

2.2 Vegetasjonsmanipulering

Gjennom de botaniske undersøkelsene dokumenteres vegetasjonen i forsøksfeltene før brenning/kutting, under suksesjon/regenerering og ved prosjektperiodens slutt. Dette bidrar til å forklare eventuelle endringer i hekketetthet og kyllingproduksjon for lirype samt eventuelle forandringer i forekomst av andre herbivore fugler og pattedyr og invertebrater.

Beskrivelse av gjennomføring av brenning, kutting og vegetasjonsanalyser er presentert av Pedersen (1991). I tillegg til tidligere opplegg for vegetasjonsanalyser ble det i 1992 lagt ut noen nye ruter (se kap. 3.2).

2.3 Invertebrater

Gjennom arbeidet med invertebrater ønsker vi 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 hovedsakelig beskrevet av Pedersen (1991), men ble noe modifisert i 1992 (se kap. 3.3).

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). (Se for øvrig kap. 3.4).

2.5 Øvrig biologi

Smågnagerbestanden i de forskjellige feltene estimeres ved fangst i begynnelsen av juni, juli og august hvert år. Det blir også foretatt bestandstaksering av spurvefugl, og det registreres ribb av ryper, observasjoner av rovfugl og rovpattedyr, samt observasjoner av hare på de tre feltene (Pedersen 1991).

3 Resultater og diskusjon

3.1 Ryper

Territoriekartlegging og taksering med hund på dagtid ble foretatt i perioden 5-15.5.1991. Sammenlignet med 1989-91 var det liten endring i den totale tetthet for de tre feltene (tabell 1). Det syntes allikevel å være en liten nedgang i brannfeltet sammenlignet med kontrollfeltet (tabell 1). Det ble imidlertid ikke funnet noen statistisk signifikant endring i tetthet mellom feltene fra 1989 til 1992. Som i 1990 og 1991 var spillaktiviteten svært dårlig, og det var vanskelig å kartlegge stegger på tradisjonelt vis ved å sitte ute og observere. Vi benyttet derfor i stor utstrekning kassettspiller med opptak av steggspill for å "aktivisere" de territoriale steggene. I likhet med foregående år kan den lave aktiviteten skyldes en kombinasjon av få kull foregående år, 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 territoriale stegger registrert våren 1989-92 på kuttfeltet (I), brannfeltet (II) og kontrollfeltet (III), andel stegger på felt II i forhold til felt III, samt totalt antall stegger. - Number of territorial cocks recorded in spring 1989-92 in cut (I), burnt (II) and control area (III), proportion of cocks in area II compared with area III, and total number of cocks.

År	Felt I	Felt II	Felt III	Felt II/III	Totalt
Year	Area I	Area II	Area III	Area II/III	Total
1989	9	6	9	0,67	24
1990	8	6	8	0,75	22
1991	9	8	11	0,73	28
1992	8	4	10	0,40	22

Snøavsmelting og våren forøvrig syntes å være "normal". Reir-leiting ble satt i gang 6 juni og foregikk fram til klekking ca 28 juni. Det ble funnet 11 høner på reir, hvorav to var omlagte. Begge de omlagte reirene ble funnet på felt I, og en av hønene ble fanget i det samme området i 1991. Det ble i tillegg fanget ei høne med nyklekte kyllinger på felt II. Denne ble fanget på reir også på felt II i 1991, men oppga da ruging få dager etter at den ble fanget.

Hvis vi sammenligner de forskjellige eggvariablene for egg fra førstegangslagte kull (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 de øvrige årene. Klekkespunktet var også i 1992 omtrent som i de øvrige årene både for klekte kull (kun to lyktes), og for beregnet klekkespunkt for øvrige kull (26 juni) (tabell 2).

Av de ni førstegangslagte eggkullene som ble funnet, forsvant høna fra ett uten at det lot seg gjøre å klarlegge om hun skydde eller ble predert. Av de gjenværende 8 ble 37,5 % eggpredert (3 stk), i 37,5 % av reirene ble høna tatt og kun 2 reir (25 %) hadde vellykket klekking. Imidlertid mistet én av disse hønene alle kyllingene umiddelbart etter klekking.

Som vi ser av tabell 3, var det en klar forskjell mellom år i perioden 1989-92 i predasjonsmønstre. Mens eggpredasjonen i 1989 var bare 8 % økte denne til 33 % i 1990, for så å forsvinne helt i 1991. I 1992 var eggpredasjon igjen høy og antageligvis enda høyere enn 37,5 % som vi observerte. Vi fant riktignok ikke flere enn to omlagte reir, men i den første perioden etter reirleiting ble satt igang, ble det funnet indikasjoner på ruging flere steder. Indikasjonene var bl.a. funn av rugeskit, noe som er ensbetydende med ei rugende høne i området. Etter noen dager ble det imidlertid ikke funnet fersk rugeskit og kort tid etter ble høna observert sammen med steggen i de aktuelle områdene. Dette bildet er helt typisk når eggpredasjon skjer etter at høna har ruget en tid. I likhet med våren 1991 ble det i 1992 observert svært få potensielle eggpredatorer som røyskatt og kråkefugl. Det ble heller ikke funnet "kråkespiste" egg. På tross av dette hadde vi i 1992 den prosentvis høyeste eggpredasjonen siden vi begynte i 1989.

Tabell 3, viser at predasjonen på voksne høner var relativt høy også i 1992 (37,5 %), men i motsetning til tidligere år ble alle hønene tatt i rugeperioden mens de var av reiret og beitet. Den sterke predasjonen på voksne høner i 1989 (50 %) ble tilskrevet nedgang i smågnagerbestanden utover våren samtidig som man hadde en relativt stor bestand av rovfugl og rovpattedyr som måtte skifte fra smågnagere til alternativ føde som f.eks. rype (Pedersen 1991). I likhet med 1990 var smågnagerbestanden lav våren 1991 og rovviltbestanden syntes også å være lav. Det var derfor svært overraskende at man

Tabell 2. Gjennomsnittlig eggantall, eggvolum (cm³), klekkeprosent og klekkedato for reir funnet i de forskjellige feltene i 1989-92. - Average number of eggs, egg volume (cm³), percent hatchability and date of hatching in nests found in the different areas in 1989-92.

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
1992	I	5	10,8	18,2	95,0	27.6
	II	0	-	-	-	-
	III	4	9,5	16,2	-	-

Tabell 3. Antall prederte reir og høner sommeren 1989-92. Totalt antall reir og høner i parentes. - Number of robbed nests and killed hens during the summers 1989-92. 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 (09)	9 (12)
1992	3 (8)	3 (7)

fikk den høyeste predasjonen (75 %) som er påvist på voksne høner i Kongsvoll-området sommeren 1991.

Rovviltbestanden syntes i likhet med 1990 og 1991 å være lav våren 1992. På tross av dette hadde vi i 1992 en reirpredasjon og hønepredasjon som til sammen medførte at 75 % av førstegangslagte kull ikke klekket. Dette indikerer at et lavt antall predatorer kan gjøre et relativt stort innhogg i rypebestanden når alternativ føde som f.eks. smågnagere mangler.

På grunn av stort tap gjennom rugeperioden var antall kull i området rekordlavt (tabell 4). Det er selvfølgelig helt umulig å si noe generelt om kyllingoverlevelsen på grunnlag av to kull, men inntrykket var at kyllinger som klekket stort sett overlevde.

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.

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)
1992	5,0 (1)	6,0 (1)	- (0)

Gjennomsnittlig antall kyllinger/høne
Mean number of chicks/hen

Hvis vi i tillegg ser på augusttakserigene fra undersøkelsesområdet og i områdene rundt, var kullstørrelsen relativt stor høsten 1992 (tabell 5). Det generelle inntrykket var derfor få, men relativt store kull høsten 1992.

Tabell 5. Antall kyllinger/2 voksne observert i undersøkelsesområdet og i omkringliggende områder under taksering i midten av august 1990-92. - Number of juveniles/2 adults observed in the study area and in surrounding areas during census in mid-August 1990-1992.

Område Area	Kyllinger/ 2 voksne Juveniles/ 2 adults		
	1990	1991	1992
Undersøk.omr Study area	5,5	0,7	7,7
Knutshø	7,9	2,6	1,3
Hjerkinnhø	5,8	2,3	3,8
Nystuguhø	4,7	-	3,2
Gåvålia	-	3,9	3,6

Så langt etablerer rypene seg i samme antall og med samme fordeling mellom de tre områdene som før brenning og kutting ble gjennomført. Det er heller ikke noe som tyder på at de få kullene vi har fulgt har benyttet brann- og kuttfeltene i særlig utstrekning. Innsamling av data på ruge- og kyllingstadiet har imidlertid blitt svært redusert på grunn av predasjon, noe som vanskeliggjør tolking av resultatene.

3.2 Vegetasjonsmanipulering

Gjennomføring av brenning og kutting er beskrevet av Pedersen (1991) og Pedersen et al. (1992). En nøyaktig arealberegning av brent og kuttet areal var tenkt foretatt på grunnlag av ny flyfotografering av området. Fotonor AS foretok flyfotografering i målestokk 1 : 12 000 1.9.92. For å samkjøre flest mulig arbeidsoppgaver er separat arealberegning av brent og kuttet areal ikke utført, men vil bli foretatt høsten 1993 samtidig med produksjon av vegetasjonskart av området.

Alle manipulererte flater ble reanalysert, og et par nye referanseruter lagt ut i frisk rabbevegetasjon i brannfeltet. I tillegg ble det analysert fire ruter i hei og fire ruter i rabbevegetasjon som Forsvaret kuttet i 1962. Analysemetodikken er den samme som tidligere (frekvensmetodikk supplert med en mengdeangivelse). I tillegg ble dekning vurdert for dvergbjørk *Betula nana*, vier *Salix* spp., einer *Juniperus communis*, lyng, urter og graminider. Det gjør det mulig å se mengdefordelingen innen de enkelte siktene.

Representative skudd av buskene ble målt i hver rute som i 1991. Dessuten ble det notert hvilke karplanter som var fertile. Alle rutene ble, som tidligere år, fotografert i horisontal projeksjon.

Arbeidet med å ferdigstille vegetasjonskartet pågår, men har tatt lengre tid enn ventet. Kartet vil imidlertid bli ferdig i løpet av 1993.

En grov sammenligning er foretatt av de eksisterende dataene (tabell 6-11). Denne gangen er også referansevegetasjonen tatt med. Tabell 6-7 viser artsfordelingen (forekomster) i rutene uten å ta hensyn til mengde. Tabell 8a og 9a angir siktens dekning i tillegg til hvor stor andel av jordbunnen som ikke er dekket av levende planter. Tabell 8b og 9b viser hvordan dekningen av forskjellige plantegrupper fordeler seg innen busk- og feltsjiktet. Tabell 10 og 11 viser hvilke arter som var fertile i 1992 og antallet ruter pr. felt med fertile individer.

Dvergbjørk og vier

Dvergbjørk *Betula nana* hadde vokst sent også fra 1991 til 1992, mens vier fortsetter å vokse raskt, særlig i kuttefeltet. De lengdemålingene som er foretatt synes å bekrefte dette. Den øvre delen av årsskuddene var skadd på de fleste buskene, og det var bare i kanten av forsøksflatene at skadeomfanget var lite. Dette skyldes sannsynligvis de ekstreme værforholdene på Dovrefjell sommeren 1992. Etter den varme forsommeren kom det frost i juli. Dette resulterte i frostskafer, særlig på ungsuddene av vier i de manipulererte feltene. At sommeren var meget tørr gjorde ikke saken noe bedre.

En del dvergbjørkskudd hadde ikke overlevd den første vinteren. Nedgangen var størst i brannfeltet (Pedersen et al. 1992 og tabell 6-7). Også fra 1991 til 1992 hadde noen av de svakere skuddene dødd.

Samtidig har andre individ vokst seg kraftigere med det resultat at smårutefrekvensen, særlig i brannfeltet, likevel har økt noe.

Vierartene *Salix* spp. har fått en større totalfrekvens i omtrent alle feltene. Flere av dem er blitt over 30 cm høye, og er registrert som busk (tabell 6-7).

Selv om frekvensen er stor for en del ruter, er det fortsatt ikke store mengder det er snakk om hverken av dvergbjørk eller vier (jf. tabell 8b og 9b).

Lyng

Lyngartene, og særlig tyttebær *Vaccinium vitis-idaea*, etablerte seg fint de første to årene. De fantes som meget små enkeltskudd i rutene (tabell 6-7). Frekvensen var sunket noe fra 1990 til 1991 i begge feltene, men ikke mye.

I 1992 bar derimot vegetasjonen tydelig preg av de spesielle værforholdene som hadde vært gjennom sommeren. I tillegg til skadene på vieren hadde mengden av ungplanter av noen arter, særlig lyngarter som tyttebær, blitt kraftig redusert fra 1991 til 1992 (tabell 6-7). Dette antas å skyldes frost og/eller tørke sommeren 1992. Enkeltindividene var fremdeles små og spinkle lyngdekningen totalt ligger på under 6 % i omtrent alle feltene (tabell 8b og 9b). Unntaket er kuttfelt 5 som ligger i en mer beskyttet skråning.

Urter

De viktigste urtene er tatt med i tabell 6-7. Generelt kan man si at kuttfeltet fremdeles er mer urterikt enn brannfeltet, og selv der er det lite urter både i frekvens (tabell 6-7) og mengde (tabell 8b og 9b).

I kuttfeltet har felt 5 en noe rikere og frodigere vegetasjon enn de andre feltene. Dette feltet ligger mer beskyttet til. Her har det blitt en økt frekvens av de fleste urtene også i 1992 (tabell 6).

De andre feltene representerer den dominerende heitypen i området. Bortsett fra hvitmaure *Galium boreale*, har urtefrekvensen gått ned fra 1991 til 1992.

Sammenlignet med vegetasjonen slik den var før den ble kuttet, var alle artene representert i analyse-ruter fra før bortsett fra noen få urter. Urtefre-

kvensen har imidlertid økt som følge av kuttingen (tabell 6).

Kuttfeltet inneholder flere urter enn den vegetasjon som ble kuttet for 30 år siden. Arter som ikke finnes i denne vegetasjonen er ikke tatt med i tabell 6.

I brannfeltet er det ikke en tilsvarende markert tilbakegang av urter. Det er mest urter i felt 1 og 9 også i 1992. Tabell 7 og 9b viser at dette gjelder både mht. frekvens og mengde. Felt 1, hvor det bare lot seg gjøre å brenne meget små flekker pga. at vegetasjonen er av en fuktigere type, var beskyttet av buskene omkring. Felt 9 ble lagt ut i en østvendt bratt skråning som viste en mer frodig heitforming i tilknytning til et rikt sig. I disse to områdene har urtefrekvensen stort sett økt. Det har den også gjort i det lavest liggende feltet (6) som ligger like ved elva.

I brannfeltet har man, med få unntak, ikke analyser av vegetasjonen i de enkelte prøveflatene fra før de ble brent (jf. Pedersen 1991). Referanseanalysene stammer stort sett fra frisk vegetasjon like ved. Også her ser man at de urtene som koloniserer de manipulerte flatene finnes i den omkringliggende vegetasjonen (det er ikke analysert referanseruter fra felt 9). Når man sammenligner frekvensene før og etter brenning, må man ta med i betraktning det lave antallet referanseruter. Det eksisterende materialet tyder på at de fleste urtene har fått en lavere frekvens som et resultat av brenningen (tabell 7). Det er bare i de små flekkbrente feltene at frekvensen er økt.

Gullris *Solidago virgaurea* var den mest markerte arten i 1991, og den blomstret rikelig i begge feltene samtidig som det var en frekvensøkning. I 1992 sank frekvensen noe i begge feltene (tabell 6-7), og fertiliteten virket mindre. Dette inntrykket ble bekreftet etter en gjennomgang av fotografiene fra 1991. Særlig på bildene av de analyserte rutene på kuttfeltet ble det funnet en større andel ruter med blomstrende gullris enn det som ble registrert i 1992.

Graminider

Det var en fantastisk blomstring av smyle *Deschampsia flexuosa* i de brente flatene i 1992, som året før. Dette gresset har hatt den største økningen både mht. frekvens (tabell 7) og mengde, og var den viktigste enkeltarten i brannfeltet. Saevingel *Festuca ovina* har også hatt en markant frekvens-

økning, og mer av den var fertil enn året før. Disse to gressene bidrar med det meste av dekingen til graminidene i tabell 8b og 9b. De dominerer feltsjiktet i omtrent alle de manipulererte flatene.

Moser og lav

Dekningen i bunnsjiktet er omtrent like stor i 1992 som året før tabell 8a og 9a. Fremdeles er en større del av jordbunnen beskyttet av et levende plantedekke i kuttfeltet enn i brannfeltet.

Vanlig bjørnemose *Polytrichum commune* er fremdeles viktigst. I kuttfeltet har de fleste moseartene som hadde begynt å regenerere i 1991 klart seg fint, noen av dem har til og med fått økt frekvens. Selv om det ikke er snakk om store mengder med levende planter i bunnsjiktet, er forskjellen mellom de to feltene fremdeles markert.

Når det gjelder lav, virker det som om også disse har startet reetableringen. Den er delvis basert på fragmenter som overlevde inngrepet (for det meste i kuttfeltet), og delvis på spredning av levende fragmenter fra den omkringliggende vegetasjonen.

Ubeskyttet jordbunn

Den delen av jordbunnen som ikke er beskyttet av et levende plantedekke, bestod i brannfeltet for det meste av et askelag. Dette er meget utsatt for erosjon og utvasking av næringsalter. Det var omtrent like mye ubeskyttet jordsmonn i 1992 som året før (tabell 9a), så man må anta at det fremdeles foregår en utvasking i deler av året.

Vi har ikke klart å påvise økt utvasking i de vannprøvene som er tatt (kap. 3.4), men dette kan skyldes at næringsstoffene er tatt opp av den omkringliggende, intakte vegetasjonen slik at de ikke nådde bekkene.

I kuttfeltet er heller ikke mengden ubeskyttet jordsmonn blitt nevneverdig redusert. Men her består det fremdeles for det meste av dødt, unedbrudt plantemateriale (moser) som beskytter jordsmonnet under.

Konklusjon

Under de klimaforhold som råder på Dovrefjell, må man av og til forvente slike forhold som man hadde i 1992. Det var viktig og interessant å kunne dokumentere vegetasjonsutviklingen under disse ekstreme forhold.

Som forventet går gjenveksten fremdeles raskere i kuttfeltet enn i brannfeltet, og med bedre vekst på vieren og større andel urter.

3.3 Invertebrater

Omfanget av feltarbeidet sommeren 1992 ble noe redusert i forhold til de to tidligere år. Malaisefeller ble ikke brukt. Antall vindusfeller ble redusert fra 36 til 30, og de tidligere brukte fallfelle-seriene ble halvert fra 72 til 36. I tillegg ble det satt ut 18 nye fallfeller i tre ulike avstander (5, 15 og 35 m) fra kuttfeltet. Dette for å lage en ny kontroll tett inntil det feltet som viste de største endringene etter behandling. Fellene ble brukt i perioden mellom 14 juni og 28 september, og tømt fem ganger med ca tre ukers mellomrom.

Siden forrige rapportering er følgende materiale bearbeidet: 1) biller fra fallfeller 1991 er artsbestemt; 2) edderkopper fra fallfeller 1989 er artsbestemt; 3) insekter fra vindusfeller 1989 og 1990 er sortert etter ordener og talt opp; 4) av fallfelle materialet er billene fra de tre årene 1989, 1990 og 1991 og edderkoppene fra 1989 og 1990 artsbestemt og 5) vindusfelle materialet er bestemt til insektdelen for de to årene 1989 og 1990.

Biller i fallfeller

Fallfellefangsten i de tre feltene ga omlag samme antall biller i 1989 og 1990, henholdsvis 3169 og 3152 individer. I 1991 ble resultatet 2277 biller, hvilket vil si en nedgang på ca 28 % fra 1990 til 1991 (se tabell 12). Kontrollfeltet viste en nedgang i antall biller på hele 39 % fra 1990 til 1991 og en nedgang på hele 52 % fra 1989 til 1991. Forutsatt at denne utviklingen er generell for området, skulle man forvente tilsvarende nedgang i antallet også for de to andre feltene.

Etter en økning på hele 40 % fra 1989 til 1990, var antall biller ved kuttfeltet i 1991 tilbake til 1989-nivå; et nivå som forøvrig ligger høyere enn hva det

Tabell 6. Kuttfeltet, 1990-92-analyser, gjennomsnittlig smårutefrekvenser pr. prøvelfelt. Utvalgte arter. - Cut area, 1990-92 analyses, mean frequency of subplots for some species grouped by sample sites.

Vegetasjonstype - Vegetation type	År Year	Prøvelfelt Sample site					Totalt Total	
		Rabb Ridge	Hei Heath				Hei Heath	
Felt nr. - Site no.		1	2	3	4	5	2-4	2-5
Ant. ruter - No. plots		1 (2)	8(10)	9(8)	8(10)	7(10)	25(28)	32(38)
Busker - Shrubs								
Betula nana (busk - shrub)	1990	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,5	0,4
	1991	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2	0,2
	1992	0,0	0,0	17,4	6,4	0,0	8,3	6,5
	Ref.	44,0	95,7	98,5	99,4	100,0	97,8	98,4
	30 år - yr	0,0						11,0
Betula nana	1990	50,0	58,8	29,2	56,6	49,3	47,4	47,8
	1991	75,0	59,5	41,8	44,4	33,1	48,3	45,0
	1992	88,0	53,1	17,3	42,3	22,6	43,0	33,7
	Ref.	94,0	40,8	7,9	10,7	1,2	20,6	15,5
	30 år - yr	54,8						39,0
Salix spp. (busk - shrub)	1990	0,0	0,0	0,0	5,5	0,0	1,8	1,4
	1991	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	1,2	1,0
	1992	0,0	10,3	15,4	44,6	1,9	23,1	18,2
	Ref.	0,0	15,6	33,8	42,5	6,3	30,4	24,1
	30 år - yr	0,0						12,5
Salix spp.	1990	0,0	12,6	15,3	33,0	7,3	20,1	17,1
	1991	0,0	18,3	23,7	38,4	9,0	26,7	23,2
	1992	0,0	15,0	11,2	5,5	10,7	10,6	10,6
	Ref.	0,0	0,6	4,7	0,0	0,6	1,6	1,3
	30 år - yr	14,3						37,8
Lyng - Dwarf shrubs								
Empetrum hermaphroditum	1990	19,0	3,9	5,6	0,0	0,0	3,2	2,6
	1991	0,0	12,5	1,3	0,0	0,0	4,5	3,5
	1992	0,0	2,4	0,7	0,0	0,0	1,0	0,8
	Ref.	0,0	9,4	3,9	1,2	0,0	4,9	3,6
Vaccinium myrtillus	1990	0,0	75,8	0,0	16,4	0,0	29,5	23,1
	1991	0,0	73,6	0,0	17,3	0,0	29,1	22,7
	1992	13,0	39,1	4,1	21,9	0,0	21,0	16,4
	Ref.	0,0	93,8	0,0	19,4	1,9	40,4	30,3
Vaccinium vitis-idea	1990	100,0	79,8	65,6	81,4	50,1	75,2	69,7
	1991	94,0	50,0	68,3	68,0	43,7	62,4	58,3
	1992	44,0	18,1	24,2	33,0	8,1	25,1	21,4
	Ref.	72,0	99,4	93,1	97,5	70,8	96,9	90,1
	30 år - yr	23,5						15,5
Urter - Herbs								
Campanula rotundifolia	1990	19,0	15,8	12,6	10,3	54,6	12,8	22,0
	1991	6,0	23,5	15,3	13,3	67,0	17,3	28,2
	1992	38,0	29,8	11,9	11,8	79,6	17,6	31,1
	Ref.	0,0	10,7	13,4	8,1	70,8	10,5	26,4
	30 år - yr	4,8						3,0

Tabell 6, forts.

Vegetasjonstype - Vegetation type	År Year	Rabb Ridge	Prøvefelt Sample site				Totalt Total	
			2	3	4	5	2-4 Hei Heath	2-5
Felt nr. - Site no.		1	8	9	8	7	25	32
Ant. ruter - No. plots		1 (2)						
Urter (forts.) - Herbs (cont.)								
<i>Galium boreale</i>	1990	56,0	9,4	3,4	4,6	44,7	5,7	14,2
	1991	75,0	11,8	4,9	3,9	52,9	6,8	16,9
	1992	69,0	14,1	3,4	5,5	53,6	7,5	17,6
	Ref.	0,0	6,3	2,4	4,3	38,3	4,5	13,4
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	1990	0,0	0,0	0,7	0,8	0,0	0,5	0,4
	1991	0,0	0,8	0,0	12,5	4,6	4,2	4,3
	1992	0,0	0,0	0,0	5,4	1,9	1,7	1,8
	Ref.	0,0	3,8	0,0	27,6	0,0	11,2	8,3
<i>Pedicularis lapponica</i>	1990	0,0	11,8	11,9	17,4	8,1	13,6	12,4
	1991	0,0	10,1	14,7	14,1	5,4	13,0	11,4
	1992	0,0	6,4	5,6	12,6	7,1	8,1	7,9
	Ref.	0,0	20,1	10,1	18,7	11,2	16,8	15,3
	30 år - yr	1,5						
<i>Saussurea alpina</i>	1990	0,0	7,9	4,9	11,1	77,9	7,8	23,2
	1991	0,0	11,8	3,4	14,9	84,0	9,8	26,0
	1992	0,0	12,6	3,4	12,6	93,9	9,3	27,8
	Ref.	0,0	0,0	0,0	7,0	74,6	2,5	21,5
	30 år - yr	0,0						
<i>Solidago virgaurea</i>	1990	69,0	50,3	34,1	28,3	1,7	37,4	29,6
	1991	94,0	51,0	41,8	32,1	0,9	41,6	32,7
	1992	63,0	50,8	24,6	39,9	0,0	37,8	29,6
	Ref.	0,0	32,0	20,4	38,1	0,0	30,9	22,7
	30 år - yr	3,3						
<i>Thalictrum alpinum</i>	1990	19,0	2,4	1,3	2,4	52,0	2,0	12,9
	1991	81,0	3,9	2,1	1,6	61,6	2,5	15,4
	1992	44,0	5,5	0,0	0,8	67,9	2,0	16,4
	Ref.	0,0	0,6	0,0	1,9	37,6	0,9	10,6
<i>Trientalis europaea</i>	1990	0,0	11,9	17,4	14,9	0,0	14,8	11,6
	1991	0,0	52,6	36,9	25,0	0,0	38,1	29,8
	1992	0,0	41,6	20,1	23,5	0,9	28,1	22,1
	Ref.	0,0	17,0	6,4	9,4	1,2	11,3	8,6
	30 år - yr	15,8						
<i>Antennaria dioica</i>	1990	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
	1991	0,0	0,8	0,7	0,0	0,0	0,5	0,4
	1992	6,0	0,8	0,7	0,0	0,0	0,5	0,4
<i>Geranium sylvaticum</i>	1990	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,8	0,6
	1991	0,0	0,8	0,0	2,4	0,0	1,0	0,6
	1992	0,0	0,0	0,0	3,1	0,0	1,0	0,8
	Ref.	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,9	0,7

Tabell 6, forts.

Vegetasjonstype - Vegetation type Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. plots	År Year	Prøvefelt Sample site					Totalt Total	
		Rabb Ridge	Hei Heath			Hei Heath		
		1	2	3	4	5	2-4	2-5
		1	8	9	8	7	25	32
Urter (forts.) - Herbs (cont.)								
Potentilla cranzii	1990	0,0	0,0	0,0	0,0	9,9	0,0	2,2
	1991	0,0	0,0	0,0	0,0	17,0	0,0	3,7
	1992	0,0	0,0	0,0	0,0	19,7	0,0	4,3
	Ref.	0,0	0,0	0,0	0,6	5,0	0,2	1,5
Stellaria calycantha	1990	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,6
	1991	0,0	0,0	0,0	0,0	12,6	0,0	2,8
	1992	0,0	0,0	0,0	0,0	17,9	0,0	3,9
Graminider - Graminoids								
Deschampsia flexuosa	1990	75,0	82,9	89,7	72,8	27,1	82,1	70,1
	1991	13,0	80,6	88,2	79,8	21,4	83,1	69,6
	1992	0,0	72,9	88,3	77,4	17,9	79,9	66,3
	Ref.	44,0	82,6	93,1	85,1	36,3	86,5	73,3
	30 år - yr	47,0						94,0
Festuca ovina	1990	94,0	55,5	21,6	23,6	76,0	33,1	42,5
	1991	100,0	72,0	68,8	64,9	90,4	68,6	73,4
	1992	100,0	82,3	83,4	66,5	99,1	77,6	82,3
	Ref.	50,0	47,5	36,3	10,1	93,9	30,9	47,5
	30 år - yr	87,5						98,5
Anthoxanthum odoratum	1990	0,0	3,1	1,3	3,1	0,0	2,5	1,9
	1991	0,0	6,3	1,3	2,4	0,9	3,2	2,7
	1992	0,0	8,5	0,0	0,8	0,9	3,0	2,5
	Ref.	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
	30 år - yr	7,8						22,3
Deschampsia cespitosa	1990	0,0	0,0	0,0	0,0	29,6	0,0	6,5
	1991	0,0	0,0	0,0	0,0	41,3	0,0	9,0
	1992	0,0	0,0	0,0	3,1	46,6	1,0	11,0
	Ref.	0,0	0,0	0,0	8,1	46,5	2,9	14,4
	30 år - yr	0,0						1,5
Carex spp.	1990	44,0	3,9	34,0	10,9	50,3	17,0	24,3
	1991	69,0	4,6	34,7	7,9	51,9	16,5	24,2
	1992	63,0	8,0	36,8	11,8	58,1	20,0	28,0
	Ref.	12,5	3,8	18,9	6,4	31,5	9,0	14,9
	30 år - yr	92,5						89,3
Luzula multiflora coll.	1990	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2	0,2
	1991	0,0	0,8	1,4	3,9	3,6	2,0	2,4
	1992	0,0	0,0	3,4	3,1	3,6	2,2	2,6
	30 år - yr	1,5						12,8
Juncus trifidus	1991	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	30 år - yr	6,5						0,0

Tabell 7. Brannfeltet, 1990-92-analyser, gjennomsnittlige smårutefrekvenser pr. prøvefelt. Utvalgte arter. Antall referanseruter står i parentes. - Burnt area, 1990-92 analyses, mean frequency of subplots for some species grouped by sample sites. Number of reference sites are in parantheses.

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 Flater Area		Rabb Ridge Flater Area		
Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. of sites		1 5(5)	4 3(5)	9 8(0)	6 8(2)	7 8(2)	8 8(2)	5 8(4)	10 8(2)	1, 4 8(10)	6-8 24(6)	5, 10 16(6)
Busker - Shrubs												
<i>Betula nana</i> (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
	1992	5,0	19,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,3	0,0	0,0
	Ref.	98,8	100,0		100,0	100,0	97,0	43,8	0,0	99,4	99,0	29,2
<i>Betula nana</i>	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
	1992	41,4	58,3	33,8	42,3	54,6	74,4	63,6	79,1	47,7	57,2	71,5
	Ref.	2,4	1,2		43,5	25,0	15,5	37,5	100,0	1,8	28,0	58,3
<i>Juniperus communis</i> (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
	1992	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0
	Ref.	31,2	8,8		47,0	0,0	40,5	0,0	0,0	20,0	29,2	0,0
<i>Salix</i> spp. (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
	1992	19,0	0,0	44,5	2,4	13,4	1,6	0,0	6,3	11,9	5,8	3,2
	Ref.	40,2	17,8		38,0	40,5	12,5	0,0	0,0	29,0	30,3	0,0
<i>Salix</i> spp.	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
	1992	12,6	14,7	7,0	19,5	4,6	0,0	0,0	11,8	13,4	8,1	5,9
	Ref.	5,0	3,8		9,5	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	3,2	0,0
Lyng - Dwarf shrub												
<i>Empetrum hermaphroditum</i>	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
	1992	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0
	Ref.	0,0	0,0		3,0	15,5	0,0	0,0	0,0	0,0	6,2	0,0
<i>Vaccinium myrtillus</i>	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
	1992	0,0	0,0	6,3	0,0	1,5	14,1	1,5	0,0	0,0	5,2	0,8
	Ref.	2,6	0,0		0,0	50,0	100,0	0,0	50,0	1,3	50,0	16,7
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	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
	1992	38,8	70,7	27,5	4,0	21,0	26,8	7,9	10,3	50,8	17,3	9,1
	Ref.	92,6	98,8		69,0	100,0	81,5	50,3	9,5	95,7	83,5	36,7
Urter - Herbs												
<i>Solidago virgaurea</i>	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
	1992	6,2	31,3	25,1	8,6	0,8	18,9	2,4	0,0	15,6	9,4	1,2
	Ref.	6,2	15,0		0,0	44,0	47,0	0,0	0,0	10,6	30,3	0,0

Tabell 7, forts.

Vegetasjonstype Vegetation type Kategori Category	År - Year	Prøvefelt - Sample site						Totaler - Totals				
		Hei Heath Småflekker Small patches		Hei Heath Flater Area		Hei Heath Flater Area		Rabb Ridge Flater Area	Flekker Patches	Hei Heath Flater Area	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(5)	3(5)	8(0)	8(2)	8(2)	8(2)	8(4)	8(2)	8(10)	24(6)	16(6)
Urter (forts.) - Herbs (cont.)												
<i>Trientalis europaea</i>	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
	1992	6,2	0,0	29,0	0,0	4,8	22,8	0,0	0,0	3,9	9,2	0,0
	Ref.	7,6	11,2		22,0	34,5	50,0	0,0	0,0	9,4	35,5	0,0
<i>Pedicularis lapponica</i>	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
	1992	16,4	6,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,6	0,0	0,0
	Ref.	31,4	3,8		13,0	22,0	0,0	0,0	12,5	17,6	11,7	4,2
<i>Campanula rotundifolia</i>	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
	1992	43,8	0,0	8,6	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0	27,4	2,9	0,0
	Ref.	18,8	1,2		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,0	0,0	0,0
<i>Galium boreale</i>	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
	1992	56,4	0,0	21,1	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	35,3	3,7	0,0
	Ref.	41,4	0,0		15,5	0,0	0,0	0,0	0,0	20,7	5,2	0,0
<i>Saussurea alpina</i>	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
	1992	40,2	0,0	11,9	4,6	0,0	0,0	0,0	0,0	25,1	1,5	0,0
	Ref.	26,4	1,2		44,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,8	14,7	0,0
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	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
	1992	2,6	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0
	Ref.	10,0	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0
<i>Geranium sylvaticum</i>	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
	1992	12,4	0,0	14,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,8	0,0	0,0
	Ref.	2,6	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0
<i>Thalictrum alpinum</i>	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
	1992	33,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,1	0,0	0,0
	Ref.	17,8	0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,9	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
	1992	0,0	0,0	41,5	0,0	2,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	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
	1992	0,0	0,0	11,9	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
	1992	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabell 7, forts.

Vegetasjonstype Vegetation type Kategori Category	År - Year	Prøvefelt - Sample site						Totaler - Totals				
		Hei Heath Småflekker Small patches		Hei Heath Flater Area		Hei Heath Flater Area		Rabb Ridge Flater Area	Flekker Patches	Hei Heath Flater Area	Rabb Ridge Flater Area	
Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. of sites		1 5(5)	4 3(5)	9 8(0)	6 8(2)	7 8(2)	8 8(2)	5 8(4)	10 8(2)	1, 4 8(10)	6-8 24(6)	5, 10 16(6)
Urter (forts.) - Herbs (cont.)												
Potentilla cranzii	1991	6,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	0,0
	1992	6,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0
Silene dioica	1991	0,0	0,0	11,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	1992	0,0	0,0	19,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Graminider - Graminoids												
Deschampsia flexuosa	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
	1992	45,2	98,0	50,9	75,1	83,8	91,5	64,9	34,6	65,0	83,5	49,8
	Ref.	8,8	93,0		94,0	97,0	90,5	84,5	38,0	50,9	93,8	69,0
Festuca ovina	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
	1992	67,6	0,0	49,3	7,8	4,9	6,9	16,4	11,1	42,3	6,5	13,8
	Ref.	53,6	0,0		9,5	0,0	0,0	0,0	69,0	26,8	3,2	23,0
Poa alpigena	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
	1992	0,0	0,0	8,6	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
Carex spp.	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
	1992	6,2	0,0	19,6	9,4	3,1	21,9	4,8	27,4	3,9	11,5	16,1
	Ref.	3,8	0,0		0,0	15,5	3,0	0,0	15,5	1,9	6,2	5,2

skulle i relasjon til kontrollfeltet. Denne utviklingen kan gjenspeile en kortvarig økning i antall nedbryterorganismer, det vil si byttedyr for billene, i forbindelse med den økte mengden av dødt plantemateriale første sesongen etter kutting.

Brannfeltet hadde, som kontrollfeltet, en nedgang i antall biller fra 1989 til 1990. I 1991 var antallet omtrent det samme som året før, i motsetning til utviklingen ved kontrollfeltet. Dette kan være et uttrykk for at feltet hadde en relativt større tetthet av biller i 1991 enn i 1990, hvilket ikke er urimelig med hensyn til utviklingen fra "aske-ørken" til sparsom vegetasjon (hovedsakelig smyle).

Det er vanskelig å si i hvor stor grad disse forskjellene i individantall gjenspeiler reelle effekter av behandling eller skyldes andre lokale forhold. Et vesentlig spørsmål her er hvor representativt kontrollfeltet er overfor de behandlede flatene. Den

mest utpregete forskjellen mellom kontrollfeltet og de to andre feltene er eksponeringen. Kontrollfeltet ligger i en li som vender mot øst, mens de to andre feltene vender mer mot syd. Noe fuktigere mark ved kontrollfeltet gir også et mer utviklet busksjikt (mer *Salix* spp.), og følgende mer skygge i felt-sjiktet enn ved de to andre feltene.

Forskjeller i fellefangst fra år til år kan ofte forklares ved meteorologiske forhold, men disse forhold er like for alle feltene. Som en følge av ulik fenologi (livssyklus) vil de meteorologiske forholdene ellers slå ulikt ut på forskjellige arter. De fleste billeartene i fjellstrøk har likevel sin aktivitetstopp på forsommeren, det vil si i tiden mellom Sankthans og midten av juli. I denne perioden var middeltemperaturen 9,4 °C i 1989, 7,8 °C i 1990 og 11,5 °C i 1991. Nedbør de samme år var henholdsvis 56, 76 og 35 mm. Forskjellene i temperaturforhold korresponderer godt med kontrollfeltets nedgang i akti-

Tabell 8a. Sjøktvis dekning (%) pr. felt i årene 1990-92 i det kuttete området. 1992-dataene er i tillegg fordelt på plantegrupper. - Percentage cover of each vegetation layer at the cut sites, 1990-92. Data from 1992 are in addition split on different plant groups.

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
1992					
Busksjikt - Shrub layer	0	<4	<3	13-25	<1
Feltsjikt - Field layer	25-50	25-50	13-25	25-50	25-50
Bunnsjikt - Bottom layer	<6	6-13	13-25	6-13	6-13
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	75-100	25-50	50-75	25-50	50-75
Referanse - Reference					
Ant. ruter - No. of plots	2	10	8	10	10
Busksjikt - Shrub layer	50	53	57	53	54
Feltsjikt - Field layer	25	22	9	21	19
Bunnsjikt - Bottom layer	55	71	93	92	94
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	45	20	8	6	5
30 år gammel - 30 yr old					
Vegetasjonstype Vegetation type	Rabb Ridge		Hei Heath		
Ant. ruter - No. of plots	4		4		
Busksjikt - Shrub layer	0		<5		
Feltsjikt - Field layer	6-13		13-25		
Bunnsjikt - Bottom layer	50-75		25-50		
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	25-50		25-50		

Tabell 8b. Dekning (%) pr. felt av viktige arter/plantegrupper i det kuttete området, 1992. - Percentage cover of some species/plant groups at the cut sites, 1992.

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
1992					
Busksjikt - Shrub layer					
Betula nana	0	<1	0	<2	0
Salix spp.	0	<3	<3	13-25	<1
Juniperus communis	0	<1	0	0	0
Feltsjikt - Field layer					
Betula nana	13-25	6-13	<6	<6	<3
Salix spp.	0	<6	<6	<1	<2
Lyng - Dwarf shrubs	<6	<6	<4	<6	<2
Urter - Herbs	6-13	<6	<6	<6	6-13
Graminider - Graminoids	25-50	13-25	13-25	13-25	25-50
30 år gammel - 30 yr old					
Vegetasjonstype Vegetation type	Rabb Ridge	Hei Heath			
Ant. ruter - No. of plots	4	4			
Busksjikt - Shrub layer					
Betula nana	0	<2			
Salix spp.	0	<3			
Feltsjikt - Field layer					
Betula nana	<6	<6			
Salix spp.	<6	<6			
Lyng - Dwarf shrubs	<6	<3			
Urter - Herbs	<5	<6			
Graminider - Graminoids	<6	6-13			

vitet fra 1989 til 1990, men står i kontrast til den enda lavere aktiviteten i 1991. Dette kan ha sin bakgrunn i at de fleste insektarter i fjellet har flerårig utvikling. Det innebærer at bestandsstørrelsen til enhver tid er et resultat av størrelsen på foreldregenerasjonen samt overlevelses-suksessen i løpet av den enkelte arts totale levetid.

I 1989, 1990 og 1991 ga fallfellene henholdsvis 62, 59 og 61 arter. Disse tre årene resulterte i tilsammen 81 ulike billearter. I 1990 var 8 av artene nye og 11 fraværende sammenlignet med året før. I 1991 var 11 av artene nye på den totale artslisten, mens 20 arter som forekom i minst ett av de to foregående år manglet. Av de 81 artene er 53, 53 og 57 arter kjent fra henholdsvis felt I, II og III.

Mer enn halvparten av artene i materialet forekommer i et totalantall på mindre eller lik 10. Kun 15 av artene har mer enn 100 individer, og disse utgjør tilsammen 87 % av individene i det totale materialet. Av de 14 tilstedeværende billefamiliene er kortvingene (Staphylinidae), også kalt rovbiller, den dominerende familien, med hele 45 arter. Løpebillene (Carabidae) kommer som nummer to med 12 arter. De to kortvingeartene *Liogluta alpestris* og *Eucnecosum tenue* utgjør hele 38 % av materialet (jf. tabell 12). Flertallet av billene i dette materialet er rovdyr, noe som er karakteristisk for et fallfellemateriale. Jaktatferden gjør at rovdyr langt lettere går i fallfeller enn arter som lever av dødt substrat eller planter. Kun 3 % av individene i det totale fallfellemateriale er rene "ikke-rovdyr". Disse utgjør derimot hele 22 % av artsantallet.

Tabell 9a. Sjiktvís dekning (%) pr. felt i årene 1990-92 i det brente området. 1992-dataene er i tillegg fordelt på plantegrupper. - Percentage cover of each vegetation layer at the burnt sites, 1990-92. Data from 1992 are in addition split on different plant groups.

Vegetasjonstype - Vegetation type	Hei - Heath			Hei - Heath			Rabb - Ridge	
	Flekker - Patches			Flater - Areas			Flater - Areas	
Kategori - Category	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
1992								
Busksjikt - Shrub layer	<6	<6	13-25	0	<4	<1	0	<2
Feltsjikt - Field layer	13-25	6-13	25-50	13-25	25-50	25-50	13-25	25-50
Bunnsjikt - Bottom layer	13-25	6-13	<5	<6	<6	<6	6-13	<6
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	50-75	50-75	50-75	50-75	50-75	ca 50	50-75	50-75
Referanse - Reference								
Ant. ruter - No. of plots	5	5	0	2	2	2	4	2
Busksjikt - Shrub layer	63	63		63	38	51	17	0
Feltsjikt - Field layer	4	4		6	9	19	13	29
Bunnsjikt - Bottom layer	40	88		88	88	76	88	88
Åpen jord/strø/stein - Uncovered area	1	0		0	2	5	1	2

Tabell 9b. Dekning (%) pr. felt av viktige arter/plantegrupper i det brente området, 1992. - Percentage cover of some species/plant groups at the burnt sites, 1992.

Vegetasjonstype - Vegetation type	Hei - Heath			Hei - Heath			Rabb - Ridge	
	Flekker - Patches			Flater - Areas			Flater - Areas	
Kategori - Category	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
1992								
Busksjikt - Shrub layer								
Betula nana	<1	<6	0	0	0	0	0	0
Salix spp.	<6	0	13-25	0	<4	<1	0	<2
Juniperus communis	0	<2	0	0	0	0	0	0
Feltsjikt - Field layer								
Betula nana	<6	<6	<6	<6	6-13	13-25	13-25	13-25
Salix spp.	<3	<4	<3	<6	<2	0	0	<3
Lyng - Dwarf shrubs	<6	<6	<6	<2	<5	<6	<3	<4
Urter - Herbs	13-25	<6	6-13	<2	<1	<6	<2	<2
Graminider - Graminoids	<6	<6	13-25	6-13	13-25	25-50	<6	6-13

Tabell 10. Antall ruter pr. felt i det kuttete området med en eller flere fertile karplanter i 1992. - Number of plots per site with fertile species at the different cut sites in 1992.

Vegetasjonstype Vegetation type	Rabb Hei Ridge Heath				Hei Rabb Heath Ridge			
Ant. år etter kutting - No. of years after cutting	3	3	3	3	3	30	30	
Felt nr. - Site no.	1	2	3	4	5	6	7	
Ant. ruter - No. of plots	1	8	9	8	7	4	4	
Busker - Shrubs								
<i>Betula nana</i>	1	.	
<i>Betula nana</i> < 30 cm	2	1	
<i>Salix glauca</i>	.	1	2	2	.	.	.	
<i>Salix glauca</i> < 30 cm	.	1	.	.	.	2	.	
<i>Salix lapponum</i>	1	1	
Lyng - Dwarf shrubs								
<i>Loiseleuria procumbens</i>	1	
Urter - Herbs								
<i>Antennaria dioica</i>	1	2	
<i>Bartsia alpina</i>	1	
<i>Campanula rotundifolia</i>	.	3	4	1	7	.	1	
<i>Diphysium alpinum</i>	1	
<i>Galium boreale</i>	1	3	1	2	6	.	.	
<i>Leontodon autumnalis</i>	1	.	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	.	.	.	1	1	.	.	
<i>Pedicularis lapponica</i>	.	1	1	1	.	.	.	
<i>Potentilla crantzii</i>	2	.	.	
<i>Pulsatilla vernalis</i>	1	
<i>Saussurea alpina</i>	.	1	.	1	4	.	.	
<i>Solidago virgaurea</i>	1	4	3	5	.	2	.	
<i>Stellaria calycantha</i>	2	.	.	
<i>Thalictrum alpinum</i>	.	.	.	1	2	.	.	
<i>Trientalis europaea</i>	.	2	2	1	.	1	1	
Graminider - Graminoids								
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	2	.	1	.	3	1	
<i>Carex bigelowii</i>	.	.	4	.	.	4	2	
<i>Carex vaginata</i>	.	.	1	.	5	.	1	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	.	1	5	.	1	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	8	8	7	3	1	1	
<i>Festuca ovina</i>	1	8	9	7	7	4	2	
<i>Juncus trifidus</i>	1	
<i>Luzula frigida</i>	.	.	2	1	.	2	.	
<i>Luzula spicata</i>	1	
<i>Luzula sudetica</i>	1	.	.	

Tabell 11. Antall ruter pr. felt i det brente området med en eller flere fertile karplanter i 1992. -
Number of plots per site with fertile species at the different burnt sites in 1992.

Vegetasjonstype - Vegetation type Kategori - Category Felt nr. - Site no. Ant. ruter - No. of plots	Hei - Heath Flekker - Patches		Hei - Heath Flater - Areas				Rabb - Ridge Flater - Areas	
	1	4	9	6	7	8	5	10
Busker - Shrubs								
<i>Betula nana</i>	1	3
<i>Salix glauca</i>	.	.	1	.	2	.	.	1
<i>Salix glauca</i> < 30 cm	1
<i>Salix phylicifolia</i>	.	.	1
Urter - Herbs								
<i>Campanula rotundifolia</i>	4	.	.	1
<i>Epilobium angustifolium</i>	.	.	4	.	1	.	.	.
<i>Galium boreale</i>	3	.	3	1
<i>Geranium sylvaticum</i>	2	.	2
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	1	.	1
<i>Pedicularis lapponica</i>	2	1
<i>Potentilla crantzii</i>	1
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	1
<i>Saussurea alpina</i>	.	.	2
<i>Silene dioica</i>	.	.	2
<i>Solidago virgaurea</i>	1	.	3	1	1	3	1	.
<i>Thalictrum alpinum</i>	2
<i>Trientalis europaea</i>	.	.	1
Graminider - Graminoids								
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	1
<i>Carex bigelowii</i>	.	.	.	1	.	2	1	4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2	1	6	8	6	8	5	6
<i>Festuca ovina</i>	5	.	8	2	2	3	2	3
<i>Luzula frigida</i>	1	.
<i>Poa alpigena</i>	.	.	2	1

Alt i alt er det stort sett de samme artene som forekommer både før og etter behandling, og forskjellene i antall hos de ulike artene kan være vanskelig å relatere til behandlingsform og kjent habitatpreferanse hos den enkelte art. Arter som for eksempel ikke finner optimalt habitat i et gitt område vil i sin søken etter slikt habitat øke sin aktivitet og dermed kunne bli overrepresentert i et fallfellemateriale (J. Andersen pers. medd.).

De vesentligste endringer vedrørende enkeltarter fra 1989 til 1990 ser ut til å være en nedgang i antall *Liogluta alpestris* i brannfeltet, noe som ikke var tilfelle ved de to andre feltene. Også fra 1990 til 1991 finner vi de mest markante endringer hos

denne dominerende arten i materialet. Endringer i antall hos denne kortvingen forklarer halvparten av forskjellene i totalantall. De øvrige markante endringene i totalantall utgjøres for det meste av artene som er kommentert i det følgende.

Løpebillen *Notiophilus germinyi* forekommer tilsynelatende kun ved kontrollfeltet og økte her i antall fra 1990 til 1991. Fra 1989 til 1990 var det en sterk økning i antall *Quedius fellmanni* i kuttfeltet og kontrollfeltet. Fra 1990 til 1991 gikk antallet ned igjen ved de samme feltene. Dette i motsetning til artens "status quo" ved brannfeltet i løpet av de tre årene. Kortvingen *Boreaphilus henningianus* økte i antall i alle tre feltene fra 1989 til 1990, men avtok

Tabell 12. Antall biller fra fallfeller i de tre feltene i juni-september 1989-91. Tabellen omfatter de 24 vanligste artene, de øvrige 57 er slått sammen. - Beetles found in pitfall traps in the different areas in June-September 1989-91. The table comprises the 24 most common species, the remaining 57 species are lumped.

Art- species	Felt I Area I			Felt II Area II			Felt III Area III			Sum I-III			Total
	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	1989	1990	1991	
<i>Liogluta alpestris</i>	180	220	20	259	58	71	462	335	168	901	613	259	1773
<i>Eucnecosum tenue</i> (norvegicum)	180	104	94	355	108	84	336	172	53	871	384	231	1486
<i>Patrobus assimilis</i>	77	58	60	87	34	42	216	125	115	380	217	217	814
<i>Mycetoporus nigrans</i>	47	84	74	62	73	100	34	13	9	143	170	183	496
<i>Quedius fellmanni</i>	23	122	61	12	14	12	47	109	52	82	245	125	452
<i>Boreaphilus henningianus</i>	22	95	48	14	34	38	38	112	33	74	241	119	434
<i>Amara brunnea</i>	6	59	52	15	104	69	3	89	17	24	252	138	414
<i>Mycetoporus monticola</i>	14	125	43	19	75	61	15	22	15	48	222	119	389
<i>Eucnecosum brachypterum</i>	33	53	85	29	13	23	28	15	28	90	81	136	307
<i>Oxyopoda annularis</i>	11	78	10	21	110	38	15	8	3	47	196	51	294
<i>Carabus glabratus</i>	22	8	14	34	14	41	5	0	2	61	22	57	140
<i>Anthophagus alpinus</i>	28	14	20	17	18	13	9	8	7	54	40	40	134
<i>Tachinus elongatus</i>	1	34	11	0	18	64	0	2	3	1	54	78	133
<i>Mycetoporus erichsonianus</i>	8	51	29	6	20	8	1	2	0	15	73	37	125
<i>Notiophilus aquaticus</i>	4	17	33	1	2	10	9	11	28	14	30	71	115
<i>Notiophilus geminyi</i>	0	0	0	0	0	0	16	15	62	16	15	62	93
<i>Liogluta letzneri</i>	2	0	1	2	0	0	38	22	18	42	22	19	83
<i>Otiorynchus nodosus</i>	6	11	11	11	16	15	6	4	0	23	31	26	80
<i>Mycetoporus splendidus</i>	18	18	12	4	6	4	13	2	2	35	26	18	79
<i>Atheta (Philhygra) arctica</i>	4	15	21	5	3	3	11	2	8	20	20	32	72
<i>Oxyopoda procerula</i>	0	6	7	2	0	1	21	12	8	23	18	16	57
<i>Acidota quadrata</i>	2	12	34	1	0	0	4	0	0	7	12	34	53
<i>Cephalocousya (Ocyusa) nivicola</i>	2	18	13	0	8	10	0	0	0	2	26	23	51
<i>Cymindis vaporariorum</i>	1	7	9	3	8	22	0	0	0	4	15	31	50
Andre arter (57 spp.)	66	59	48	53	31	61	73	37	47	192	127	155	474
Sum antall individer													
Total no. ind.	757	1268	810	1012	767	790	1400	1117	678	3169	3152	2277	8598

i antall kun ved kutt- og kontrollfelt fra 1990 til 1991. Disse tre artene, samt *L. alpestris*, regnes for å være rene rovdyr.

Løpebillen *Amara brunnea* økte i alle feltene fra 1989 til 1990, men hadde fra 1990 til 1991 omtrent samme antall ved kuttfeltet, et noe lavere antall ved brannfeltet og en klar nedgang ved kontrollfeltet. *A. brunnea* regnes for å være delvis rovdyr og for delvis å leve av planteføde.

Eucnecosum tenue avtok i alle tre feltene fra 1989 til 1990, men hadde fra 1990 til 1991 en klar nedgang kun ved kontrollfeltet. *Acidota quadrata* hadde svært små antall i alle feltene i 1989, men økte i antall ved kuttfeltet både i 1990 og 1991. Både *Mycetoporus monticola* og *M. erichsonianus* hadde en økning i kutt- og brannfeltet fra 1989 til 1990. *M. monticola* hadde en kraftig nedgang igjen i kuttfeltet fra 1990 til 1991, mens *M. erichsonianus* hadde en nedgang i både kuttfeltet og brannfeltet.

Tachinus elongatus, som i 1989 bare forekom i ett eksemplar i kuttfeltet, økte i antall både i kuttfeltet og brannfeltet fra 1989 til 1990, og økte ytterligere i brannfeltet fra 1990 til 1991. *Oxyopoda*

annularis viste en nedgang i kontrollfeltet, men et sterkt oppsving i de to behandlede feltene fra 1989 til 1990. Fra 1990 til 1991 hadde arten en tilsvarende kraftig nedgang i de behandlede feltene. Disse seks kortvingeartene regnes alle for å være delvis rovdyr og delvis konsumenter av dødt organisk materiale.

Brenning av vegetasjonen resulterte for en stor del også i forkulling av det tynne strøsjiktet. Dette gjør at det er høyst realistisk å anta at de fleste invertebrater på dette arealet ble radert ut under brenningen. Som et resultat av dyrenes naturlige aktivitet vil det ved en slik situasjon straks starte en rekolonisering fra arealene omkring. Teoretisk sett vil såkalte åpenmarksarter på kort sikt øke i antall. I fallfellene fra brannfeltet har det etter brenning dukket opp noen få individer av de to løpebilleartene *Miscodera arctica* og *Amara alpina*, som begge er typiske for åpen mark med lite vegetasjon. Også løpebilleartene *Carabus glabratus* og *Cymindis vaporariorum* ser ut til å favoriseres av at vegetasjonen fjernes, da de øker i antall i felt I og II og forekommer i lave antall i kontrollfeltet.

Arachnea-edderkopper

Fallfellefangsten i de tre feltene ga et noe lavere antall edderkopper i 1990 enn i 1989, henholdsvis 3938 og 5332. Disse var i 1989 fordelt på 40 arter og i 1990 fordelt på 36 arter (tabell 13). Tilsammen består materialet av 44 arter, fordelt på 5 familier. I tillegg kommer et lite antall individer som enda ikke er artsbestemt; de fleste av disse tilhører fam. Linyphiidae.

Som ved andre undersøkelser dominerer fam. Linyphiidae med hensyn til artsantall, her representert med 29 arter. Den dominerende arten *Pardosa hyperborea*, en representant fra fam. Lycosidae, er sannsynligvis overrepresentert på grunn av dens aktive jaktatferd (jf. under biller).

Forskjellene i totalantall mellom de tre feltene endret seg etter behandling. I 1989 var antall edderkopper i kuttfeltet høyere enn i brannfeltet og kontrollfeltet. Kontrollfeltet hadde omtrent det samme individantall begge år, mens kuttfeltet og brannfeltet hadde en nedgang i antall individer på rundt 30 %.

I tilsvarende undersøkelser fra de britiske øyer er det dokumentert at *Gnaphosa leporina* favoriseres av lyngbrenning og kutting av vegetasjonen (Usher 1990). *G. leporina* hadde en nedgang i antall individer i alle de tre feltene fra 1989 til 1990, men nedgangen var størst i kontrollfeltet (50 %). Kuttfeltet og brannfeltet hadde begge en nedgang på ca 20 % når det gjelder denne arten. *Pardosa palustris* viste en liknende tendens, med størst tilbakegang i kontrollfeltet.

Meioneta rurestris og *Walckenaeria clavicornis* hadde begge en økning i individantall i kuttfeltet fra 1989 til 1990, i motsetning til brannfeltet og kontrollfeltet, hvor antallet var omtrent det samme i de to årene.

Krabbe-edderkoppen *Oxyptila rauda* hadde i kuttfeltet og brannfeltet en reduksjon på henholdsvis 38 % og 69 % fra 1989 til 1990. Antallet i kontrollfeltet var omtrent det samme i de to årene.

At totalantallet av individer i de tre feltene lå høyere i 1989 enn i 1990, kan til dels skyldes den relativt kalde og nedbør-rike sommeren 1990 (jf. under biller).

Insekter i vindusfeller

De 36 vindusfellene har i løpet av sesongene 1989 og 1990 fanget i overkant av 22 000 invertebrater, som representerer 13 insektordener og edderkoppdyr (tabell 14). Hele 88 % av materialet utgjøres av tovinger; teger og biller følger etter med henholdsvis 4,3 % og 4 %.

Alle tre feltene viser en nedgang i antall dyr fra 1989 til 1990, kuttfeltet med hele 52 %, brannfeltet med 17 % og kontrollfeltet med 39 %. Denne nedgangen gjenspeiler mest sannsynlig de to årenes ulike meteorologiske forhold.

Det er grunn til å tro at vindusfellene ikke egner seg til å måle de lokale effektene av kutting og brenning i dette prosjektet, da de fanger dyr som svermer mer eller mindre tilfeldig rundt fra et større område. De behandlede feltene utgjør som kjent små flater i terrenget, og andelen av de fangede insekter som har gjennomgått sin utvikling utenfor disse feltene er antagelig svært høy. Etter en varmeperiode i siste halvdel av juli i 1990, fanget vindusfellene flere individer av barkbiller og andre billearter som lever i barskog. Disse er høyst sannsynlig et resultat av vinddrift fra furuskogene ved Folldal ca 20 km fra feltene.

3.4 Avrenning

I 1989-91 ble det tatt ukentlige vannprøver fra en bekk i hvert prøveområde for analyser. I tillegg ble vannstanden målt på prøvetakingstidspunktet. Prøvetakingen var noe irregulær i 1989, og dataene fra året før inngrep er derfor noe begrensete.

Nils Christoffersen, Universitetet i Oslo, vurderte dataene fra 1989-91 og kom med sin vurdering (Pedersen et al. 1992). Våren 1992 ble han kontaktet igjen og en videre prøvetaking ble diskutert på grunnlag av den informasjonen vi hadde og på bakgrunn av den valgte innsamlingsmetoden. Konklusjonen ble at datainnsamling til vanddelen ble avsluttet. Følgende momenter har framkommet på grunnlag av foreliggende data:

- Hvis økt utvasking foregår fra de manipulerede flatene, vil man forvente en alkalitetstopp første vekstsesong etter inngrepet ble foretatt og deretter en reduksjon. Dette kunne ikke påvises. Heller ikke økt utvasking kunne påvises hverken første eller andre sesong etter at inngrepene ble

Tabell 13. Edderkopper (voksne) fra fallfeller i de tre feltene juni-september 1989 og 1990. - Spiders (adults) in pitfall traps in the three areas in June-September 1989 and 1990.

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	
<i>Pardosa hyperborea</i>	1106	661	484	333	782	786	2372	1780	4152
<i>Gnaphosa leporina</i>	204	153	194	171	193	88	591	412	1003
<i>Oedothorax retusus</i>	291	71	184	27	242	76	717	174	891
<i>Gnaphosa lapponum</i>	65	63	49	80	76	56	190	199	389
<i>Pelecopsis mengei</i>	94	81	80	35	32	49	206	165	371
<i>Walckenaeria clavicornis</i>	33	103	57	56	47	55	137	214	351
<i>Hilaira frigida</i>	10	29	42	104	28	76	80	209	289
<i>Diplocentria bidendata</i>	17	21	69	37	70	72	156	130	286
<i>Hahnina ononidium</i>	61	22	67	48	40	15	168	85	253
<i>Tiso aestivus</i>	76	56	44	11	9	6	129	73	202
<i>Alopecosa aculeata</i>	38	22	46	26	26	14	110	62	172
<i>Oxyptila rauda</i>	34	21	29	9	32	34	95	64	159
<i>Latithorax faustus</i>	20	11	19	6	46	38	85	55	140
<i>Orenetides vaginatus</i>	11	22	21	31	12	17	44	70	114
<i>Bolyphantes luteolus</i>	15	20	10	4	5	15	30	39	69
<i>Haplodrassus signifer</i>	13	5	17	15	10	3	40	23	63
<i>Pardosa palustris</i>	6	17	12	18	2	0	20	35	55
<i>Lepthyphantes antroniensis</i>	14	2	14	6	12	0	40	8	48
<i>Hypomma bituberculatum</i>	11	3	1	0	9	14	21	17	38
<i>Agyreta subtilis</i>	5	6	3	4	9	4	17	14	31
<i>Meioneta rurestris</i>	3	13	3	2	1	0	7	15	22
<i>Cnephalocotes obscurus</i>	5	3	11	1	2	0	18	4	22
<i>Hilaira hemiosa</i>	0	0	2	0	5	12	7	12	19
<i>Micaria alpina</i>	5	7	0	5	0	0	5	12	17
<i>Pardosa atrata</i>	0	1	0	0	4	12	4	13	17
<i>Lepthyphantes angulatus</i>	1	4	0	2	0	5	1	11	12
<i>Agyreta cauta</i>	0	4	4	3	0	0	4	7	11
<i>Hilaira pervicax</i>	1	9	0	0	0	0	1	9	10
<i>Rhaebothorax morulus</i>	1	5	0	1	0	3	1	9	10
<i>Scotinotylus evansi</i>	2	3	2	2	0	0	4	5	9
<i>Maso sundevalli</i>	4	0	3	0	0	0	7	0	7
<i>Gonatium rubens</i>	3	0	3	0	0	0	6	0	6
<i>Lepthyphantes mengei</i>	1	0	4	0	0	0	5	0	5
<i>Gnaphosa muscorum</i>	0	0	0	4	0	0	0	4	4
<i>Micaria pulicaria</i>	2	1	1	0	0	0	3	1	4
<i>Xysticus audax</i>	1	0	2	0	0	0	3	0	3
<i>Meioneta gulosa</i>	0	0	0	0	0	3	0	3	3
<i>Gnaphosa bicolor</i>	0	0	2	0	1	0	3	0	3
<i>Macrargus carpenteri</i>	0	2	0	0	0	0	0	2	2
<i>Lepthyphantes complicatus</i>	0	0	1	1	0	0	1	1	2
<i>Ceratinella brevipes</i>	1	0	1	0	0	0	2	0	2
<i>Pardosa lugubris</i>	0	2	0	0	0	0	0	2	2
<i>Minicia marginella</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Baryphyma trifrons</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1
Sum individer/specimens	2154	1441	1528	1041	1696	1453	5332	3938	9270
Sum arter/species	33	32	34	28	26	23	40	36	44

Tabell 14. Insekter og edderkoppdyr fanget i flygefeller i de tre feltene i juni-september 1989 og 1990. - Insects and Arachnoids caught in window traps in the three areas in June- September 1989 and 1990.

Orden	Felt I Area I		Felt II Area II		Felt III Area III		Sum I-III		Total	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990		
Diptera	Tovinger	4356	2101	4074	3365	3496	2118	11926	7584	19510
Heteroptera	Teger	38	50	15	27	335	478	388	555	943
Coleoptera	Biller	126	120	99	160	171	202	396	482	878
Hymenoptera	Årevinger	50	35	48	45	71	112	169	192	361
Lepidoptera	Sommerfugler	14	20	12	22	23	38	49	80	129
Arachnoidea	Edderkoppdyr	23	13	24	12	25	24	72	49	121
Homoptera	Plantesugere	8	14	4	13	7	22	19	49	68
Plecoptera	Steinfluer	6	17	9	7	3	0	18	24	42
Psocoptera	Støvflus	0	11	0	7	0	10	0	28	28
Trichoptera	Vårfluer	4	0	3	1	3	1	10	2	12
Ephemeroptera	Døgnfluer	1	1	1	6	0	2	2	9	11
Odonata	Øyestikkere	0	0	0	0	2	0	2	0	2
Neuroptera	Nettvinger	1	0	1	0	0	0	2	0	2
Thysanoptera	Trips	1	0	0	0	0	0	1	0	1
Sum antall individer		4628	2382	4290	3665	4136	3007	13054	9054	22108
Total no. ind.		4628	2382	4290	3665	4136	3007	13054	9054	22108

foretatt. Dette kan enten skyldes at valgt prøvetakingsmetode er for grov, eller at næringsstoffene som fjernes blir fanget opp av den omkringliggende vegetasjonen og ikke når bekkene.

- Utvaskede næringsstoffer vil stort sett nå bekkene bare etter kraftig regnvær, da vil overflatevann nå bekkene. Skulle vi fortsette prøvetakingen, burde vi derfor ikke ta prøver en gang i uken, men ved hver episode. Dette er kostbart, antallet episoder er ofte meget lavt i store deler av sommeren, og sist, men ikke minst burde man ha gjort dette helt fra starten av. Med vårt opplegg kan vi med andre ord ha unngått å fange opp de episodene der utvasking eventuelt har foregått.
- Det at det ikke ble noen tydelig forsuring i avrenningsvannet er interessant. Sannsynligvis er de dataene som vil være av interesse allerede innsamlet, og lite nytt vil komme ut av fortsatt innsamling.

For å undersøke om næringsstoffer har drenert ned i jordprofilen nedenfor de behandlede flatene, vil det bli vurdert om det skal innhentes jordprøver for analyse. Det finnes tilgjengelig jordprøver som ble innsamlet for annet formål i 1989, og disse kan eventuelt brukes som referansemateriale.

3.5 Øvrig biologi

Det ble ikke i noen av fangstrundene fanget smågnagere i noen av feltene. Dette viser at smågnagerbestanden sommeren 1992 var svært lav i hele området slik som i 1990. Det ble også i 1992 observert myrhauk jevnlig i området, men hekking ble ikke påvist.

Harebestanden har vært lav helt siden vi begynte i 1989. Det blir jevnlig observert hare spesielt i kuttfeltet. Dette har sannsynligvis mer sammenheng med at det finnes bjørkeskog på feltet enn selve kuttingen.

4 Litteratur

- Andersen, R., Bretten, S., Pedersen, H.C., Sørvik, K. & Hongset, O. 1990. Biotopforbedrende tiltak for lirype. Erfaringer med brenning og gjødsling i Kvikne, Hedmark.- NINA Forskningsrapport 6: 1-16.
- Evans, C.C. & Allen, S.E. 1971. Nutrient losses in smoke produced during heather burning. - *Oikos* 22: 149-154.
- Jenkins, D., Watson, A. & Miller, G.R. 1970. Practical results of research for management of red grouse. - *Biological Conservation* 2: 266-272.
- Miller, G.R., Jenkins, D. & Watson, A. 1966. Heather performance and red grouse populations. 1. Visual estimates of heather performance. - *J. Appl. Ecol.* 3: 313-326.
- Miller, G.R., Watson, A. & Jenkins, D. 1970. Responses of red grouse populations to experimental 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 viltstelltiltak. - *Jakt & Fiske* 1988,12: 60-61.
- 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, Cinclus* 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.
- 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.
- 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 Int. Symp. on Grouse*.

- Phillips, J., Steen, J.B., Råen, S.G. & Aalerud, F. 1992. Effects of burning and cutting on vegetation and on the population of Willow Grouse *Lagopus lagopus* in Norway. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 15: 37-42.
- Råen, S.G. 1978. Virkninger av lyngbrenning på vegetasjon og jordsmonn i subalpin lyngmark. - Upubl. hovedfagsoppgave, Universitetet i Bergen.
- 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, Miljøvernnavdelingen. Rapp. 1989,2.
- Solbraa, K. 1992. Brenning av busker - ingen biotopforbedring for lirype.- Villmarksliv 92,8: 48-50.
- Steen, J.B. 1988. Direktoratet desinformerer om viltstelltiltak for rypene! - Jakt & Fiske 1988,12: 20-21.
- Storaas, T. 1988. Hønsefugl. - s. 12-46 i Praktisk viltstell. Hjeljord, O., red. Landbruksforlaget.
- 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.
- Aalerud, F. & Phillips, J. 1984. Sletthallen-prosjektet - lyngbrenning og økt rypebestand. - s. 187-196 i Steen, J.B., red. Rypeforskning - statusrapport 1983. NJFF.

5 Publikasjoner

- Pedersen, H.C. 1991. Vegetasjonsmanipulering som viltstelltiltak for lirype. - NINA Oppdragsmelding 68: 1-15.
- 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.
- Wilmann, B. 1992. Secondary succession in manipulated alpine *Betula nana* heath. - Int. Ass. for Vegetation Science. Symposium of the Working Group for Theoretical Vegetation Science, Toledo, Spain. Abstracts: 54-55.

226

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0389-8

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