

040

FAGRAPPORT

Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog

Bjørn Åge Tømmerås
Bodil Wilmann
Frode Ødegaard
Jan Ove Gjershaug
June Breistein
Johannes Abildsnes
Tommy Prestø
Kjetil Aakra
Steinar Krogstad



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

NINA•NIKUs publikasjoner

NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:

NINA Fagrapport

NIKU Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

NINA Oppdragsmelding

NIKU Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA-NIKU Project-Report

Serien presenterer resultater fra begge instituttene prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problem eller tema, etc.

Opplaget varierer avhengig av behov og målgruppe.

Temahefter

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

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Tømmerås, B.Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. - NINA Fagrapport 40: 1-89.

Trondheim, juni 2000

ISSN 0805-469X

ISBN 82-426-1131-9

Forvaltningsområde:

Bevaring av naturens mangfold

Rettighetshaver ©:

NINA•NIKU Stiftelsen for naturforskning

og kulturminneforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Bjørn Åge Tømmerås

NINA•NIKU, Trondheim

Design og layout:

Kari Sivertsen

Tegnekontoret NINA•NIKU

Sats: NINA•NIKU

Digital kopi: Norservice

Opplag: 250

Kopiert på miljøpapir

Kontaktadresse:

NINA•NIKU

Tungasletta 2

7485 Trondheim

Tel: 73 80 14 00

Fax 73 80 14 01

Tilgjengelighet: åpen

Prosjekt nr.: 16811

Ansvarlig signatur:

Bjørn Åge Tømmerås

Oppdragsgiver:

Norges forskningsråd, NINA, Direktoratet for naturforvaltning.

Referat

Tømmerås, B.Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. 2000. Effekter av fragmentering på biodiversitet i granskog. - NINA Fagrapport 40: 1-89.

Hovedmålet med prosjektet var å dokumentere artssammensetningen av fugler, karplanter, moser, biller, tege, parasittveps, maur og edderkopper i boreal granskog, og å undersøke hvordan disse organismegruppene påvirkes av habitatfragmentering. Artssammensetningen og dominansforhold mellom arter i skog påvirkes av habitatendringer. Ved å eksperimentelt fjerne skog i et stor- og et småskalafragmentert mønster, var det mulig og teste effekter av ulike typer habitatfragmentering slik at en kunne illustrere hvilke flatestørrelser, andel gammelskog og landskapsmessig organisering som bør velges for å hindre reduksjon eller ødeleggelse av deler av biodiversiteten i boreale granskoger. Prosjektet har spesiell fokus på inngrep i barskog i kystgranskogområdet.

Forsøksområdet skulle helst ha vært 3 km², ganske homogent og uten plantet granskog i lavlandet. Slike områder finnes ikke lenger. Det valgte området på ca 1 km² lå i kystgranskog i Mosvik kommune i Nord-Trøndelag og har et oseanisk preg som gir seg uttrykk i vegetasjonen. Den dominerende skogtypen er småbregneskog av bregne-skrubbærtypen og området er humid med frodige mosematter.

Vinteren 1995/96 ble tre flater å 150 x 150 m hugget i en stor-skalafragmenteringsdel, og 23 flater å 40 x 40 m i en småskalafragmenteringsdel. Dette utgjorde omlag halvparten av kubikkmassen i de to fragmenteringsdelene. En kontrolldel ble satt igjen urørt. Temperatur- og fuktighetsmålinger, fangst av invertebrater, vegetasjons- og strukturanalyser samt taksering av fugler er utført etter metodikk med faste prøveflater i den gjenværende del som inneholdt trær.

Forsøksområdet er svakt oseanisk og består for det meste av en skog på frisk til våt, middels næringsrik grunn med en bregnerik vegetasjon (småbregne- og storbregneskog). Ren blåbærskog er det lite av og da mest i litt bratte, noe tørrere partier. Området er gjennomskåret av fuktige dråg med fattig og rik sumpskog. I alt 65 arter av karplanter og 55 arter av moser er identifisert i de faste prøverutene. I tillegg er det funnet 30 karplanter og 61 mosearter i området. Laven lungenever (*Lobaria pulmonaria*) er vanlig på selje. Lavarter som er tilknyttet kystgranskogen f eks gullprikk-lav (*Pseudocyphellaria crocata*) ble ikke funnet.

Etter fragmenteringen viser skogvegetasjonen i kontrollfeltet størst stabilitet. En effekt av hogsten etter to år ble påvist i de gjenstående skogteigene i begge de fragmenterte feltene, denne var størst i det småfragmenterte feltet. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) var den arten som tydeligst reagerte på hogsten. De påviste endringene kan enten være midlertidige eller starten på en suksesjon med irreversible vegetasjonsendringer som resultat. Dette kan bare avgjøres med nye gjenanalyser senere under forutsetning av at den gjenstående skogen får være urørt.

Skogens lange bestandskontinuitet gjør at den er sammensatt av levende og døde trær av ulik alder og nedbrytningsstadier samti-

dig som det foregår en naturlig regenerering. Ingen forskjell i regenerering av gran kunne påvises etter fragmenteringen. Områdets humiditet og innslag av løvtrearter sammen med forekomsten av død ved gjør at skogen oppfyller mange kryptogamers krav til voksested og bestandsklima. I forsøksområdet ble det påvist fire rødlistede arter av levermoser. Alle fire er oppført som hensynskrevende, og de er ansett for å være truet av moderne skogsdrift. Ingen korttidseffekter av den eksperimentelle hogsten ble påvist hos disse artene. Betingelser for at artene vil overleve i framtiden blir diskutert.

Når det gjelder invertebrater, er mer enn 83 600 individer av biller, 400 tege og 4 900 edderkopper artsbestemt. I tillegg er ca 63 200 individer av parasittveps bestemt til familie. Det totale materialet av biller i den foreliggende studien utgjør 409 arter. Totalt 20 tegearter, 7 maurarter, 59 edderkopparter og 20 familier av parasittveps er dokumentert fra feltet. Totalt 9 parasittvepsarter er beskrevet som nye for vitenskapen fra materialet.

Korttidseffekter av fragmentering på invertebrater er testet hos biller og parasittveps. Hos billene er det påvist effekter både på samfunnsnivå og på artsnivå. Generelt kan vi si at de mest påfallende effektene ble påvist i det småfragmenterte feltet der samfunnet utviklet seg til å domineres av arter som har sitt optimum i tørrere og mer åpen vegetasjon. Her så vi en tilbakegang hos enkelte arter som var knyttet til fuktige habitater. Samtidig så vi en økning hos artsgrupper som er knyttet til habitater som blir mer vanlige etter fragmentering. Dette gjelder f eks enkelte arter av barkbiller. Det var også generelt høyere svermeaktivitet i de fragmenterte områdene sammenlignet med kontrollfeltet.

Hos parasittveps viste familien Scelionidae en så kraftig tilbakegang i de fragmenterte feltene etter fragmentering at det er rimelig å anta at en eller to dominerende arter har vist en kraftig negativ respons på fragmenteringen.

Effekter som skyldes endrede abiotiske forhold i nærheten av hogstflatene er mest nærliggende å tolke som kanteffekter mens endret habitattilgang kan tolkes som arealeffekter. Fragmenteringseffekter som er viktige i forhold til bevaring av biologisk mangfold er ofte isoleringseffekter. For å kunne si noe om slike effekter, kreves langtidstudier med fokus på rødlistearter eller arter som er lokalt kan betraktes som truede eller sårbare.

Totalt er det i sesongene 1994-97 registrert 56 fuglearter i takseringsområdet. Av disse er 29 konstatert hekkende og ytterligere 9 er mulige/sannsynlige hekkende. Antall territorielle hanner hadde en markert nedgang på omlag 20 % i begge feltene i 1996 i forhold til 1995. Variasjonen mellom artene er stor. Eksempelvis økte antall bjørkefinkpar sterkt. Dette skyldes trolig et meget godt frøår på gran. Også andre frøspisere som gran-korsnebb, grønnsisik og gråsisik var tallrike i 1996. Andre arter som gjerdesmett, jernspurv, rødstrupe, måltrost, rødvingetrost, løvsanger, fuglekonge og bokfink hadde en markert nedgang. Fragmenteringen ser ut til å ha påvirket fuglefaunen i mindre grad.

Gradienten fra oseanisk mot mer kontinental vegetasjonsseksjon som finnes i granskog i Midt-Norge, er godt dokumentert når det gjelder vegetasjon. Resultatene som er presentert i denne studien viser også at dette har en parallell på invertebratsiden, og hvor

det er vist at flere av de mer oseaniske artene blir påvirket av fragmenteringshogsten. Forskjellen i utbredelse av arter medfører at prediksjoner om artssammensetningen i granskog i Midt-Norge ikke kan foretas uten kjennskap til gradienten fra kyst til innland. Når det gjelder skogbruksaktiviteter derimot, indikerer våre resultater at skogbehandlingen i seg selv bør kunne følge de samme normene i oseaniske deler som i mer kontinental granskog i denne regionen pga av at de artene som påviselig blir påvirket ikke er truede eller sårbare på regional basis. Bruk og bevaring av biologiske ressurser i kystgranskog som inneholder spesielle arter av f eks lav, så vel som mer kontinental granskog med f eks truede vedlevende billearter, stiller helt andre utfordringer.

I sum kan vi si at kortidseffekter av eksperimentell fragmentering har lite å si for dynamikken og artssammensetningen i de gjenværende skogteigene i dette forsøksområdet. Det er sannsynlig at kvalitet og kvantitet av virke som taes ut fra et gammelskogsområde har større effekt på artssammensetningen enn hvordan hogsten faktisk foregår.

Emneord: boreal granskog, fragmentering, biodiversitet

Bjørn Åge Tømmerås, Bodil Wilmann, Frode Ødegaard, Jan Ove Gjershaug, June Breistein & Steinar Krogstad, NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim

Tommy Prestø & Kjetil Aakra, NTNU, Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Johannes Abildsnes, Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Finnmark, Damveien 1, 9815 Vadsø

Abstract

Tømmerås, B.Å., Wilmann, B., Ødegaard, F., Gjershaug, J.O., Breistein, J., Abildsnes, J., Prestø, T., Aakra, K. & Krogstad, S. 2000. Effects of fragmentation on biodiversity in spruce forest. - NINA Fagrapport 40: 1-89.

The main aim of this project was to examine species composition of birds, vascular plants, mosses, beetles, true bugs, parasitic Hymenoptera, ants and spiders in a boreal spruce forest, and to investigate how these groups of organisms are affected by habitat fragmentation. Species composition and balance among species in forests are influenced by habitat changes. A clear-cutting experiment consisting of both coarse- and fine-grained clear-cutting patterns in an old-growth forest made it possible to examine effects of different types of habitat fragmentation. The study intended to provide a basis for determining the pattern and size of clear-cuts that would avoid or minimise biodiversity changes in boreal forests. The project focuses on the special oceanic spruce forest in Central Norway.

The study site, approximately 1 km², was located in the municipality of Mosvik in the county of Nord-Trøndelag. The forest belongs to the slightly oceanic vegetation section, and the vegetation is dominated by small-fern woodland of the fern-dwarf cornel type, and the area is humid with a vigorous coverage of mosses.

During the winter 1995/96 three plots (2.25 ha each) were clear-cut in the coarse-grained area, and 23 plots (0.2 ha each) in the fine-grained area. In total, this comprises ca. 50% of the stand volume. One control area was left untouched. Data collection of humidity, temperature, vegetation, invertebrates and birds were recorded using permanent plots in the remaining forested area.

The study site consists mostly of forest in fern rich vegetation (small-fern and tall-fern types) on fresh to wet, medium nutrient-rich soils. True bilberry woodland was only present on drier slopes. The area was intersected by poor and rich swamp woodland. In total, 65 species of vascular plants and 55 species of mosses were identified in the permanent plots. In addition, 30 vascular plants and 61 species of mosses were recorded in the area. The characteristic lichen, *Lobaria pulmonaria*, grew common on sallow (*Salix caprea*). Vulnerable lichen species, like *Pseudocyphellaria crocata*, that is associated with coastal spruce forests was not observed.

The vegetation in the control area was most stable after fragmentation. Influence of clear-cutting was shown in the remaining plots in both of the fragmented areas. The effects were most evident in the fine-grained area. Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) was most heavily affected by the clear-cutting. The documented vegetation changes may be temporal or the first phase of a succession process that will result in permanent vegetation changes. This may be elucidated by later re-analyses if the remaining forest is kept untouched.

Due to the long continuity, the forest consists of living and dead trees in a wide range of ages and decomposition degrees contemporary with natural regeneration. No difference in natural regeneration of spruce was demonstrated after fragmentation. The

oceanic climate and the presence of deciduous trees in combination with dead wood create favourable conditions for many cryptogams. Four species of red listed liverworts were recorded from the area. Each of them are considered care demanding and threatened by modern forestry. Short-term effects from experimental fragmentation were not demonstrated in these species. The possibility of future survival of these species is discussed.

More than 83 600 beetles, 400 true bugs, and 4900 spiders were identified to species level. In addition, 63 200 parasitic Hymenoptera were identified to family level. In total, 409 species of beetles, 20 species of true bugs, 7 species of ants, 59 species of spiders and 20 families of parasitic Hymenoptera were documented from the study area. Nine species of parasitic Hymenoptera have been described as new to science.

Short-term effects of fragmentation are tested in relation to beetles and parasitic Hymenoptera. Among the beetles, effects are shown both on species and community level. The most prominent effects were seen in the fine-grained fragmented area, where an increase in species preferring drier and more open vegetation types was seen contemporary with a decline in species associated with moist habitats. An increase was also seen in species associated with habitats created after fragmentation, for example, among some species of bark beetles. Higher swarming activity was observed in the fragmented areas compared to the control area.

A strong decline was demonstrated in the family Scelionidae of the parasitic Hymenoptera after fragmentation. We assume that the reason for this is that one or two species have shown a strong negative response to fragmentation.

Changed abiotic conditions close to the clear-cuts and changed access to habitats may be interpreted as edge-effects and area-effects, respectively. Fragmentation effects important for conservation of biological diversity are often isolation effects. Long-term studies of red-listed species or species that locally may be considered rare or threatened must be carried out to separate these effects.

Fifty-six species of birds were recorded in the census-area during the seasons 1994-1997. Among these, 29 are confirmed breeders and 9 are possible/probable breeders. The number of territorial males declined about 20% in both fragmented areas from 1995 to 1996. The variation between species was large. For example, the number of bramblings (*Fringilla montifringilla*) increased strongly, probably due to a good year of seed production in spruce. Other species like wren (*Troglodytes troglodytes*), dunnock (*Prunella modularis*), robin (*Erithacus rubecola*), song thrush (*Turdus philomelos*), redwing (*Turdus iliacus*), willow warbler (*Phylloscopus trochilus*), goldcrest (*Regulus regulus*), and chaffinch (*Fringilla coelebs*) were declining. In total, fragmentation seems to have little influence on the bird fauna.

The vegetation gradient from oceanic to more continental zone in spruce forest in Central Norway has been well documented. This study has shown that similar gradients are also present for invertebrates, and that several oceanic species are affected by fragmentation. Predictions about species composition in spruce

forest in Central Norway can not be proposed without knowledge about these differences from coast to inland. On the other hand, the implications for forestry activities are similar throughout the region, because the affected species in this study are not threatened on a regional basis. Use and conservation of biological resources in coastal forests containing e.g. rare lichen species, as well as more continental spruce forests with e.g. threatened wood-boring beetles, is a different challenge.

In summary, short-term effects of experimental fragmentation of this scale has little influence on dynamics and species composition in remaining forested areas in this study. Probably the quality and quantity of removed wood in an old-growth forest are more important for the species composition than how the clear-cutting actually is performed.

Key words: boreal spruce forest, fragmentation, biodiversity

Bjørn Åge Tømmerås, Bodil Wilmann, Frode Ødegaard, Jan Ove Gjershaug, June Breistein & Steinar Krogstad, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, NO-7485 Trondheim, Norway

Tommy Prestø & Kjetil Aakra, Norwegian University of Science and Technology, Museum of Natural History and Archaeology, NO-7491 Trondheim, Norway

Johannes Abildsnes, Office of the Finnmark County Governor, Department of Environmental Affairs, Damveien 1, NO-9815 Vadsø, Norway.

Forord

NINA tok i 1993 initiativ til å iverksette et større skogprosjekt med målsetting å undersøke effektene på biodiversiteten ved fragmentering av et større skogsområde. Til forsøksfelt ble et skogsområde i Mosvik kommune valgt og første feltsesong ble gjennomført i 1994 og siste i 1997. Fragmenteringshogsten kunne ikke foretas vinteren 1994/95 pga mangel på tele i bakken og ble derfor utført vinteren 1995/96. Prosjektet inneholdt derfor 4 feltsesonger, 2 før og 2 etter hogstingrepet.

En lang rekke personer og institusjoner har velvillig vært involvert i å finne fram til det beste forsøksområdet. Spesielt vil vi framheve det gode samarbeidet og den uvurderlige hjelp vi har fått fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, både fra miljøvernavdelingen og landbruksavdelingen. Dette har vært avgjørende for framdriften av prosjektet. En spesiell takk til Karl O. Damås, nå skogbrukssjef i Mosvik kommune, for hans engasjement og hjelp i "felten". Forsøksområdet var et gammelskogsområde tilhørende Vinje bruk i Mosvik. Vi er svært takknemlige ovenfor eieren, Anton Jenssen med familie, for å ha fått de beste muligheter til å drive våre undersøkelser og den eksperimentelle hogsten i skogen.

Mange NINA ansatte har vært involvert i dette prosjektet. Undertegnede har vært prosjektleder, mens June Breistein har hatt ansvaret for mye av den daglige gjennomføringen av prosjektet samt for bestemmelse av parasittveps til familienivå. Utarbeidelsen av oversikt over de registrerte bille- og storsommerfuglfunnene i Midt-Norge er utført av henholdsvis Oddvar Hanssen og Kaare Aagaard, presentert i Tømmerås & Breistein (1995). Bodil Wilmann har hatt ansvaret for gjennomføringen og bearbeidingen av vegetasjonsdelen samt bidratt til presentasjon av metode- og resultatkapitlet. Ingvar Brattbakk og Øivind Brevik har vært feltassistenter under vegetasjonsanalysene. Steinar Krogstad og Jan Ove Gjershaug har vært personene bak fugletakseringene i felt og bearbeiding av fugledataene. Billene og tegene er artsbestemt av Frode Ødegaard og Oddvar Hansen, ederkopper av Arne Bretten og Kjetil Aakra, mens vi har hatt stor hjelp til alt sorteringsarbeid av Marc Daverdin, Øivind Brevik og Heidi Mehli. Johannes Abildsnes har gjennomført Cand. scientoppgave på løpebillene (Abildsnes 1998), mens Trond Tiller er underveis med sin hovedoppgave på barkbilleartene. Begge disse Cand. scientoppgaven er ved NTNU. Tommy Prestø, Vitenskapsmuseet NTNU, har gjennomført analysene av de rødlistede moseartene. I de vitenskapelige forberedelsene av prosjektet har Bernt-Erik Sæther, Eli Fremstad, Odd Eilertsen og Erik Framstad gitt viktige innspill. Annika Hofgaard fortjener takk for bred faglig hjelp den tiden fram til hun sluttet ved NINA i 1996.

Fra 1993 til 1996 gav Direktoratet for naturforvaltning støtte til prosjektet. Fra og med 1995 er prosjektet også støttet fra Norges forskningsråd, Bioproduksjon og foredling. NINA har bidratt med betydelige midler fra Strategiske instituttprogrammer (SIPer), 1994-95 "Bevaring av genressurser" og 1996-99 "Bevaring av biodiversitet". Framdrift i prosjektet er tidligere presentert i tre NINA Oppdragsmeldinger: nr 342 (Tømmerås & Breistein 1995), nr 402 (Tømmerås et al. 1996) og nr 488 (Tømmerås et al. 1997).

Denne rapportens mål er å gi en beskrivelse av prosjektet og sammenfatte datamaterialet som er innsamlet fra forsøksområ-

det i Mosvik før og etter fragmenteringshogsten. På grunnlag av analysene vil også vitenskapelige konklusjoner presenteres. Der resultatene gir grunnlag for rådgiving til forvaltningen av skog og skogsområder.

Trondheim, mars 2000
Bjørn Åge Tømmerås

Innhold

Referat	3	4.4.2 Teger (Heteroptera)	62
Abstract	4	4.4.3 Parasittveps (Hymenoptera, Parasitica)	62
Forord	6	4.4.4 Maur	63
Innhold	7	4.4.5 Edderkopper	66
1 Innledning	8	4.5 Fugletakseringer	68
1.1 Mål	8	4.5.1 Fuglefaunaen	68
1.2 Bakgrunn	8	4.5.2 Effekter av fragmentering/habitatendring	71
1.3 Implikasjoner for skogbehandling	9	5 Oppsummering og konklusjon	72
2 Forsøksområde, vurdering og valg	9	5.1 Vegetasjon	72
2.1 Kriterier for valg av forsøksområde	9	5.2 Invertebrater	73
2.2 Vurdering av arealer	9	5.3 Fugler	73
2.3 Valg av område	10	5.4 Konklusjon	73
3 Metoder	12	6 Litteratur	74
3.1 Innsamlingsstasjoner	12	Appendix	78
3.2 Miljøparametre	13		
3.3 Vegetasjonsanalyser	13		
3.4 Fangstmetoder for innsamling av invertebrater	14		
3.4.1 Barberfeller	14		
3.4.2 Vindusfeller	15		
3.4.3 Malaisefeller	15		
3.4.4 Tømming og sortering	16		
3.5 Metoder for taksering av fugl	16		
3.6 Databearbeiding av vegetasjons- og invertebratdata	16		
3.6.1 Endringer på artsnivå	16		
3.6.2 Endringer på samfunnsnivå	17		
3.7 Metoder for statusvurderinger av rødlistede mosearter	18		
4 Resultater	19		
4.1 Miljøforholdene	19		
4.1.1 Klima	19		
4.1.2 Temperatur og fuktighet i forsøksperioden	19		
4.1.3 Topografiske forhold	19		
4.1.4 Skogstruktur	20		
4.2 Vegetasjon	26		
4.2.1 Sumpskog	27		
4.2.2 Gran og blåbær	27		
4.2.3 Vegetasjonsanalyser	27		
4.2.4 Korttidseffekter av hogst på artsammensetninger	29		
4.2.5 Utviklingen videre	33		
4.3 Rødlistede mosearter	37		
4.3.1 Takserte stokker med død ved	37		
4.3.2 Tetthet av dødt trevirke	37		
4.3.3 Forekomst av fire rødlista mosearter på død ved	39		
4.3.4 Diskusjon	41		
4.4 Invertebrater	42		
4.4.1 Biller (Coleoptera)	42		
4.4.1.1 Arts- og individtall	42		
4.4.1.2 Korttidseffekter av fragmentering på artsnivå	44		
4.4.1.3 Korttidseffekter av fragmentering på samfunnsnivå	48		
4.4.1.4 Løpebiller (Carabidae)	51		
4.4.1.5 Rødlistearter og faunistisk interessante arter	60		
4.4.1.6 Konklusjoner fra billedelen	62		

1 Innledning

1.1 Mål

Hovedhensikten med prosjektet er å undersøke biodiversitetsmessningen i boreal skog for noen utvalgte taksa og hvordan denne biodiversiteten påvirkes av habitatfragmentering.

Prosjektet har 3 delmål

1. Artskomposisjon, mengde og utbredelse

- dokumentere biodiversitet (artskomposisjon og mengde) av taksa som fugler, karplanter og moser. Blant invertebrater fokuseres det på edderkopper, biller, teger og parasittveps i et valgt forsøksområde med gammel gran-skog.
- undersøke om den generelle kunnskapen om regional utbredelse og habitatkrav for enkelte invertebratgrupper er tilstrekkelig til å predikere lokal tilstedeværelse.

2. Fragmentering

- undersøke korttidseffekter (observerte effekter 2 år etter hogst) av stor- og småskalafragmentering på den biodiversitet som er beskrevet under delmål 1.
- undersøke effekter av ulike fragmenteringsmønstre på forholdet mellom arter og arealkrav for visse taksa.

3. Populasjonsdynamikk

- dokumentere langtidseffekter på populasjonsdynamikken for noen utvalgte arter ved ulike fragmenteringsmønstre.

1.2 Bakgrunn

For å kunne bevare biodiversitet er det nødvendig å kjenne hvilke arter som er tilstede og hvilke prosesser det er som påvirker deres forekomst. Oppgaven med å dokumentere eksisterende biodiversitet innen et gitt område med et komplekst sammensatt økosystem er under rivende utvikling f eks med konseptet "All Taxon Biodiversity Inventory", ATBI (Yoon 1993, D. Janzen pers. medd.). ATBI tar mål av seg å finne alle levende taksa innenfor et utvalgt område. Beskrivelsen skal lede til forståelse av bakenforliggende prosesser som er av betydning for artsmangfoldet.

I Fennoskandia innehar de boreale barskogene en stor andel av det totale artsmangfoldet (Direktoratet for naturforvaltning 1992). Det er et stort behov for dokumentasjon av artsmangfold. I Norge f eks, kjenner vi bare ca 15 000 av de mer enn 23 000 insektartene som forventes å finnes her (Ottesen 1993). Første del av det foreliggende prosjekt har som mål å bidra til dokumentasjon av biodiversitet innen flere utvalgte taksa, mens fase to og tre er konsentrert om studier av fragmenteringseffekter.

I Norge er artskunnskapen om invertebratfaunaen i boreale skoger liten (Direktoratet for naturforvaltning 1992). Eksempelvis kan nevnes at kvantitative data for insekter i skog knapt eksisterer i Norge (Odland et al. 1992). Som underlagsmateriale til invertebratundersøkelsene ble det på forhånd, gjennom litteratursøk og fra NINAs egne data, utarbeidet en oversikt over hva som er funnet av biller og makrosommerfugler i midtre del av Norge (se Tømmerås & Breistein 1995). Det framgikk at kunnskapen om disse to insektgruppene er ufullstendige, noe som innebærer at bakgrunnen for

å forutsi hvilke arter som faktisk forekommer i et område i Midt-Norge er begrenset. Hensikten med første delmål av prosjektet er å skaffe fram slike data for utvalgte invertebrattaksa fra boreal gran-skog i Midt-Norge.

Mangelen på kvantitative data har også en annen konsekvens. Størstedelen av de norske barskoger blir drevet for å oppnå maksimal produksjon, noe som i praksis har vært nesten ensbetydende med flatehogst de siste 40 år. Konsekvensene av denne driften er bl a landskapsendringer som avviker svært mye fra en naturlig skogstruktur, nedkortet omløpstid og kun små arealer som inneholder virkelig gammel skog (Direktoratet for naturforvaltning 1992). Den romlige fordeling av forskjellige habitattyper endres dermed kraftig sammenlignet med naturlig upåvirket skog. Med unntak av mange fjellskogområder er norske skoger i dag karakterisert av en fragmentert romlig utbredelse av skogtilstander, der arealer med sene suksesjonstadier finnes i små avgrensede arealer. Dette har store, men ikke klargjorte betydninger for de mange artene som er avhengige av slike stadier (Wiens et al. 1993). Inventering av visse taksa i gammel skog, kan avdekke konsekvenser for biodiversiteten ved endring av alderssammensetning og struktur i skogen.

Følgene av habitatfragmentering på faunasammensetningen er ikke empirisk dokumentert (Direktoratet for naturforvaltning 1992). En av grunnene til dette er at det har vært vanskelig å skille arealeffekt fra fragmenteringseffekt. De fleste studier innen habitatfragmenterings-effekter på artsdiversitet har også inneholdt arealreduksjon av noen habitattyper. Begon et al. (1990) har funnet en positiv sammenheng mellom artsantall og arealstørrelse. Dette gjør det vanskelig å skille effekten av arealreduksjon fra effekten av økt habitatfragmenteringsgrad. Prosjekter på invertebrater og kryptogamer innen forskningsprogrammet om skogøkologi og flersidig skogbruk medfører økt kunnskap om artsinventar i boreale skoger knyttet sammen med habitatkvalitetsaspekter som mikroklima og substrat. Prosjektene skaffer derimot ikke oversikt over faktorer som påvirker artsdiversitet, eller betydningen fragmentering har for biodiversiteten i boreale skogsområder. Målet med andre del av dette prosjektet er å utføre et eksperimentelt studium som gjør det mulig å skille mellom disse to effektene på biodiversitet.

Teoretiske og empiriske studier har dokumentert at den romlige fordeling av habitattyper kan ha betydning på populasjonsdynamikken og derfor også faren for utdøing (se Hanski 1991, Hanski & Gilpin 1991). I Norge mangler vi kunnskap om slike effekter på invertebrater. Tredje del av prosjektet har som mål å sammenligne populasjonsdynamikken hos noen utvalgte arter ved ulike fragmenteringsmønstre (små- og storskalafragmentering) med et kontrollområde for å kunne følge effekter av fragmenteringen. Sannsynligheten for utdøing forventes å øke med reduksjon i populasjonsstørrelse. I småskalafragmentert område vil derfor den faunistiske omløpstid bli fulgt spesielt. Dette for å undersøke om fragmentering har langtidseffekt på fauna som overlever første fase etter fragmenteringsinngrep.

Fragmentering av habitater anses som en av hovedtruslene mot overlevelse av naturlige populasjoner og økosystemers funksjonsdyktighet (Harris & Silva-Lopez 1992, Meffe & Carroll 1997). Det kan skilles ut tre hovedgrupper for hvordan populasjoner kan på-

virkes av habitatfragmentering (se Saunders et al. 1991):

- **Arealeffekt:** Fragmentering fører til at totalarealet av habitatet reduseres. Dette kan medføre reduserte populasjonsstørrelser og dermed økt risiko for lokal utryddelse (MacArthur & Wilson 1967).
- **Kanteffekt:** Når habitatet fragmenteres blir fragmentene eksponert for miljøforholdene til andre økosystemer, og dermed for såkalte kanteffekter (Ranney et al. 1981). Kanteffekter medfører at mikroklimaet i kanten av et habitat blir forskjellig fra kjernen av habitatet (Ranney et al. 1981, Matlack 1993, Chen et al. 1995, Murcia 1995), og kan dermed påvirke flora og fauna (Murcia 1995).
- **Isoleringseffekt:** Fragmentering medfører at habitatflekker ("patches") blir mer eller mindre isolert fra hverandre. Lokal utryddelse i en habitatflekk vil dermed med mindre sannsynlighet bli kompensert av rekolonisering fra andre habitatflekker (den Boer 1977, Hanski 1991).

Ordinasjonsanalyser (f eks DCA/VCCA) benyttes for å belyse om endringer i artsforekomst kan forklares ut fra endringer i mikroklimatiske/edafiske forhold, eller om det er et resultat av arealreduksjon. Korrelasjon mellom populasjonfluktueringer for noen utvalgte arter i hver av de fragmenterte områdene blir undersøkt. Analyser har vist at graden av synkronitet i populasjonsfluktuasjoner sterkt påvirker muligheten for utdøing (Quinn & Hastings 1987, Gilpin 1990). Om graden av fragmentering influerer på korrelasjonsmønstret i dynamikken mellom forskjellige felle-stasjoner blir også undersøkt.

1.3 Implikasjoner for skogbehandling

Data på hvordan artssammensetningen i en skog påvirkes av habitatendringer, kan gjøre det mulig å forutsi konsekvenser av arealreduksjon (f eks ved flatehogst) for antall arter (van Dorp & Opdam 1987). Prediksjonen testes i andre del av prosjektet ved å fjerne skog i et stor- og et småskalafragmentert mønster, samt et område uten inngrep (kontroll). Forekomst av forskjellige arter (karplanter, kryptogamer, invertebrater og fugler) er dokumentert i de aktuelle områdene. Art-arealrelasjonene i de to fragmenteringstypene kan indikere hvilke effekter ulike hogstflatestørrelser gir på artsinventaret. Eksperimentet vil forhåpentligvis illustrere hvilke flatestørrelser og landskapsmessig organisering som bør velges for å hindre reduksjon eller ødeleggelse av biodiversitet i et borealt skogområde. En annen forvaltningsmessig konsekvens av slik kunnskap er bedre grunnlag for å avgjøre nødvendigheten av reservater og deres størrelse for å kunne ivareta boreale skogers biodiversitet.

Resultater og konklusjoner vil rette seg til et bredt spekter av målgrupper. Dette eksemplifiseres ved at prosjektet skal:

- gi data som i samarbeid med skogbruksnæringen kan utvikles til bedre forvaltning av skogområdene
- gi naturforvaltning råd om hvordan økosystemer i skog fungerer og konsekvenser av forskjellige typer inngrep
- forsøke å utvikle generelle økologiske prinsipper omkring variasjon og påvirkning av biologisk mangfold i boreale barskoger for publisering i internasjonale fagtidsskrifter.

2 Forsøksområde, vurderinger og valg

2.1 Kriterier for valg av forsøksområde

1. Forsøket bør gjennomføres på tre like, homogene felt à 1 km². I undersøkelsen av skogsarealer ble det satt en samlet nedre grense på 1 km².
2. Skogen må ikke være plantet, eventuelt bare et lite plantet område som en del av arealet.
3. Forsøksfeltet skal være en del av et stort sammenhengende skogsområde.
4. Forsøksområdet bør være representativt for vanlig norsk barskog, dvs "vanlig" granskog, hovedsaklig blåbærttype.
5. Skogen må være ganske gammel naturskog med noe dødt trevirke (både stående og liggende, helst i forskjellige nedbrytingsstadier).
6. Arealene må være fysisk tilgjengelig for vanlig skogsdrift. Dette fordi uttak av trevirke er en del av forsøksbetingelsene.
7. I valg av forsøksområde er det lagt vekt på store skogeiere, private eller Statskog. Gode avtaler og samarbeidsforhold med eierne er en forutsetning for gjennomføring av prosjektet.
8. Forsøksområdet bør ikke ligge svært langt fra NINA i Trondheim, dvs at arealer i Midt-Norge opp til Nordland og i Hedmark er mest aktuelle.
9. Forsøksarealet må ikke inkludere vernet skog, da skoginngrep ikke kan utføres der.

I prosessen med å finne aktuelle forsøksområder har Statskog (Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Hedmark), Fylkesmannen i Sør- og Nord-Trøndelag, Distriktshøgskolen i Nord-Trøndelag, Botanisk Institutt ved Norges teknisk vitenskapelige universitet (NTNU), Direktoratet for naturforvaltning (DN) og en rekke personer tilknyttet skogbruksnæring og naturforvaltning vært til stor hjelp.

2.2 Vurdering av arealer

1. Eiendommen **Øver Jervan**, sør for Jonsvatnet i Trondheim kommune, ble overtatt av Norsk Institutt for Skogforskning (NISK) med uttalt mål å drive skogforsøk. Nesten hele arealet er kulturskog, betydelige arealer er drenert og området er generelt lite homogent også fra naturens side. Befaring på eiendommen konkluderte med at området ikke egner seg til vårt formål.
2. Eiendommen **Songli**, eid av Direktoratet for naturforvaltning, gir særdeles gunstige muligheter til å drive forsøk sett ut fra eier, oversikt over eiendommen, overnatting osv. Barskogsreservatet egner seg godt som kontrollområde. Imidlertid er skogstrukturen naturlig mye fragmentert og vegetasjonstypene er generelt noe fattig slik at det ikke er en "gjennomsnitt-granskog". Tilknytningen til større skogsarealer er liten slik at mange arter ikke finnes der. Derimot kan det finnes mer kystnære arter som er interessante. Songli ble derfor sett på som en reserveløsning dersom andre alternativer som bedre kan oppfylle kriteriene ikke ble funnet.
3. Knappt en mil øst for Svorkmo ligger **Urvatnet naturreservat**, eid av Statskog. Naturreservatet var tenkt brukt som kontrollom-

råde med tilliggende naturskoger som forsøksområder. Store områder i nærheten av reservatet er imidlertid avvirket de siste 20-30 år. Et område på rundt 1 km², ca 2 km fra reservatet ble vurdert, men skogen er 70-90 år (ennå ikke hogstmoden) og inneholder minimalt med dødt trevirke. Området ble ikke regnet som særlig egnet selv om de betydelige botaniske undersøkelsene som er foretatt i området, er en stor fordel.

4. **Nær Høgmannen reservat** (Verdal/Steinkjer) ligger et område ved Lauvatnet med gammelskog på litt rikere mark. Arealet er knapt 1 km² med gradient mot fjell. Området er pr dato ikke tilgjengelig for skogsdrift. NINA har ikke befart området, men både Fylkesmannens miljøvernavdeling (Mva) i Nord-Trøndelag og Statskogs fullmektig for området betegner dette arealet som uegnet å drive forsøk i.

5. Innenfor **Finnvollvatnet** i Namdalseid ligger et større gammelskogområde eid av Statskog. Mye av det er fattig furuskog, betydelig naturlig fragmentert, men egnet som forsøksområde. For å komme inn i området er det nødvendig med vei gjennom et svært verneverdig området ved Finnvollvatnet, noe som anses svært lite ønskelig. Dette synet støttes fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Mva.

6. Område ved **Leirsjøen i Lurudal** (Snåsa) på 12-13 km², eid av Statskog. Halvparten av arealet regnes som produktiv skog. Det har ikke vært skogsdrift i området siden først på 1900-tallet, med unntak av et område nær elven Luru. Skogen har et fjellskogspreg selv om høyden over havet er 200-400 m. Marken er gjennomgående fattig, med store og små myrarealer, men det finnes noen arealer i området som er rikere og med brukbar struktur. Statskog holder på å bygge bru over Luru og vei inn i området. Etter befaring ble det konkludert med at området ikke er godt egnet til å framskaffe de data som er målsettingen med prosjektet.

7. En av de større private kystskogeiendommene ligger ved Salsjøen, **Salsbruket**. Eiendommen eies av Collett og deler av den har ikke vært tilgjengelig for moderne skogsdrift, men det har vært drevet hogst med fløyting fra området fram til 1960. Skogen er mye naturlig fragmentert og store arealer er lite drivverdige. Eier ser nå også på området som turistmål og ønsker å begrense skogsdriften. Området ble betraktet som uegnet.

8. Ved **Gullsiberget** i Klæbu kommune ble et betydelig gammelskogsareal vurdert i forbindelse med verneplan for barskog, og funnet klart verneverdig. Området som eies av flere private grunneiere, ble frafalt som reservat. Dette gjorde at området ble ansett som uaktuelt å benytte til våre planlagte forsøk.

9. Store deler av landarealet i Mosvik og Leksvik består av sammenhengende granskogområder med lite fjell og myr. Området er produktivt og trolig av de større skogområder i Trøndelag som de siste 30-40 år har vært mest preget av intensiv og sjablonmessig skogsdrift. **Vinje Bruk** har store skogeiendommer i Mosvik kommune. På et 2-3 km² stort areal ved sørøst-siden av Meltingen har det ikke vært skogsdrift av betydning de siste 70-80 år. Omlag halvparten av arealet er fattig furuskog eller myr, mens resten er et relativt homogent granskogområde (2-500 m bredt og ca 1800 m langt) bestående av blåbærmark og rikere

marktyper. Noen steder er vindfall tatt ut, men skogen har ellers vindfall og døde trær i forskjellige nedbrytingsfaser. En god del trær er gamle og storvokste (det ble funnet trær på >150 år). Områdene i nærheten er preget av storstilt flatehogst.

I tillegg til de ovenfornevnte skogeiere har Meråker Bruk, Verdalsbruket og Van Severen store skogeiendommer i Trøndelag. Det har ikke latt seg gjøre å finne fram til arealer som kan brukes i tillegg til de som er nevnt ovenfor. Statskog Glomma har også blitt spurt om å komme med forslag til arealer i Hedmark uten resultat. Dette betyr trolig at det fra midlere til rike vegetasjonstyper i lavlandet nesten ikke eksisterer sammenhengende skogarealer med gammel skog større enn 1 km².

2.3 Valg av område

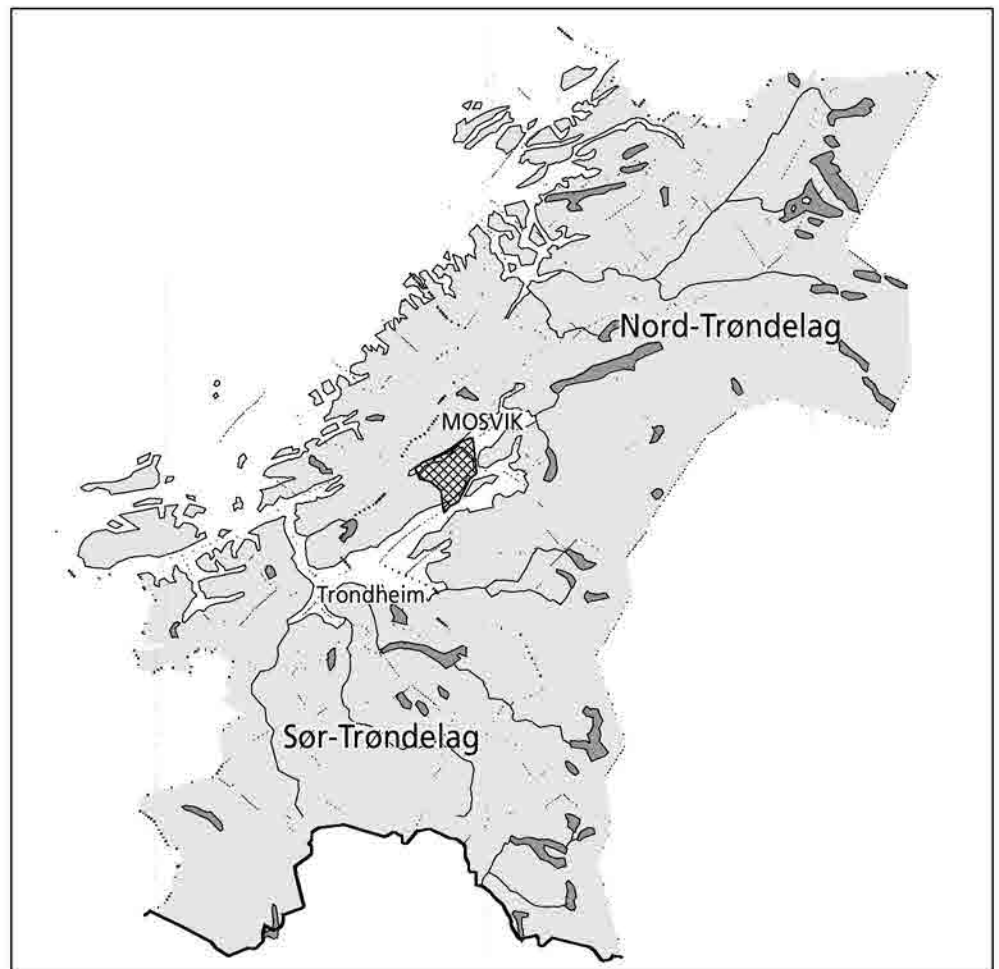
Det lot seg ikke gjøre å finne et område med relativt homogen granskog på 3 km² som egner seg til vårt formål, og størrelsen på forsøksarealet måtte derfor reduseres i forhold til den opprinnelige prosjektbeskrivelsen. Ut fra de vurderte arealer ble skogområdet tilhørende Vinje Bruk i Mosvik kommune (**figur 1**) funnet best egnet til å gi muligheter for en akseptabel gjennomføring av prosjektet.

Forsøksområdet er på omlag 1 km², og ble delt i tre; en småskalafragmentert del, en kontrolldel i midten, og en storskalafragmentert del. Hele forsøksfeltet ble målt opp i 50 x 50 m store ruter og avmerket i terrenget (**figur 2**). Feltsesongene 1994 og 1995 ble gjennomført uten inngrep i forsøksområdet. Vinteren 1995/96 ble halvparten av kubikkmassen tatt ut i de arealene som skulle fragmenteres.

I storskalafragmenteringsdelen ble det hogget 3 flater à 150 x 150 m. Disse tre hogstflatene måtte velges ut fra tidligere vindfallhogst og den faktiske størrelsen på arealet. I småskalafragmenteringsdelen ble et "sjakkрутemønster" med 23 flater à 40 x 40 m hogget. Ettersom rutene som feltet er oppmålt i er 50 x 50 m, ble gjenstående skog etter hogst værende sammenhengende også i hjørnene. Kontrollfeltet i midten ble stående urørt.

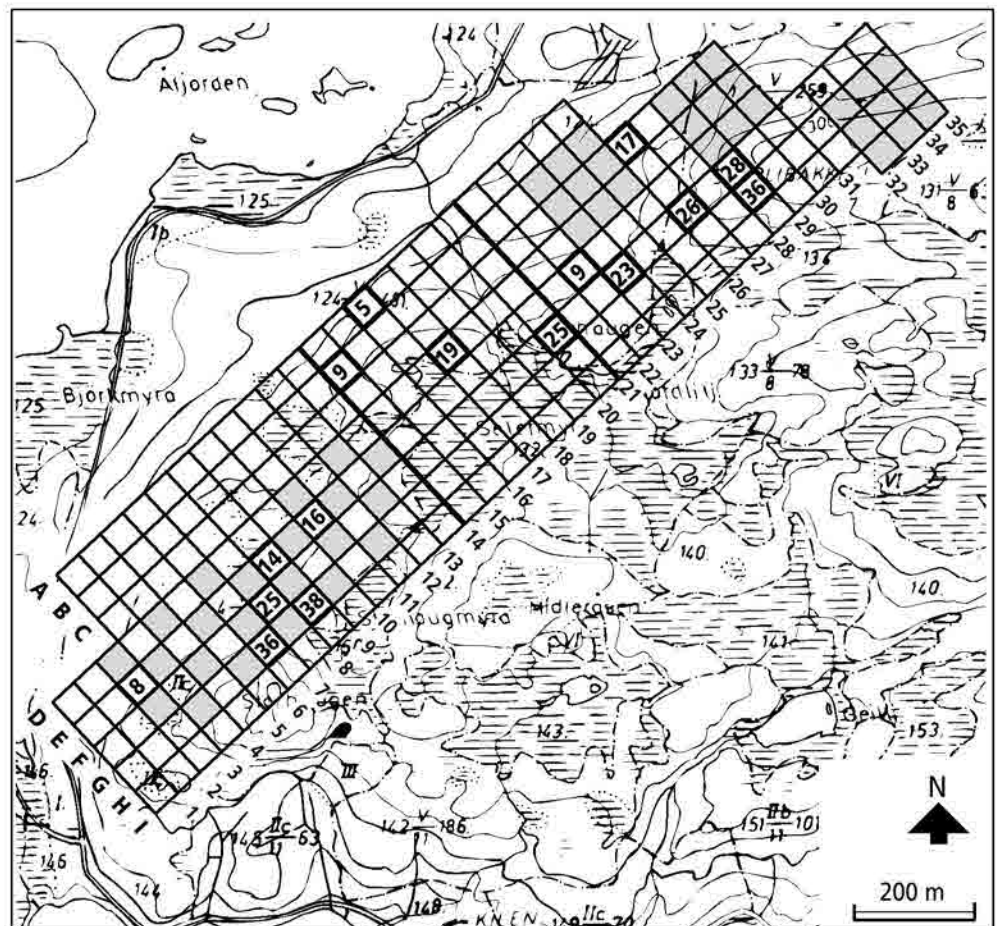
Figur 1

Oversiktskart som viser kommunene i Sør- og Nord-Trøndelag fylke. Mosvik kommune er avmerket.



Figur 2

Forsøksfeltet inndelt i 50 x 50 m ruter. I de skraverte rutene ble det hogd vinteren 1995/96. Plasseringen av de forskjellige innsamlingsstasjonene fremgår av nummereringen inne i rutene. Koordinatene som ble benyttet ved oppmålingen av feltet (bokstaver og nummerering) er angitt langs kantene.



3 Metoder

3.1 Innsamlingsstasjoner

Følgende kriterier ble definert som avgjørende under den tilfeldige plasseringen av innsamlingsstasjonene:

- innsamlingsstasjonen skulle plasseres midt i en 50 x 50 m rute
- feltet skulle ikke hogges eller hogst av vindfall skulle ikke ha foregått tidligere i 50 x 50 m rutene
- innsamlingsstasjonene måtte ikke plasseres i myrområder eller bekker
- innsamlingsstasjonene måtte ikke plasseres ved siden av hverandre.

I delen for storskalafragmentering måtte i tillegg følgende krav oppfylles:

- Uttrukket rute måtte ligge i første eller andre rute (50 x 50 m) fra de på forhånd bestemte hogstfelt.

Rutene ble nummerert i alle tre deler før trekning av innsamlingsstasjoner. Første rute som ble trukket ut i delen for småskalafragmentering (nr 16) bestemte hvilke ruter som skulle hogges ut i den delen av forsøksfeltet. Senere ble ruter som ble trukket ut akseptert dersom de nevnte kriterier ovenfor ikke gjorde at de måtte forkastes.

Innsamlingsstasjonene ble plassert midt i 50 x 50 m's rutene, 16 i alt, fordelt med 6 stasjoner i små- og storskalafragmentert del, og 4 stasjoner i kontrolldelen. På alle 16 stasjonene er det merket opp et analysefelt på 5 x 10 m. Det øverste venstre hjørne ble merket med en Al-stang med "NINA" innskravert. Det merkete hjørnet ble benevnt "H1", nedre venstre hjørne "H2", osv (**figur 3**). Standardmerkingen ble kun fraveket dersom røtter, stein eller lignende gjorde det umulig å slå "NINA" - merket nedi. "H2" var alltid neste hjørne etter "H1" mot klokken. På to av innsamlingsstasjonene i kontrolldelen (stasjon 5 og 9) ble det montert Squirrel-loggere for kontinuerlig måling av temperatur i jorden, på bakkenivå og 25 cm over bakken annen hver time hele sommeren 1994. En fuktighetsmåler (25 cm over bakkenivå) ble også koblet til Squirrel-loggerne på de samme stasjonene.

Oppmålingsmetoden (50 x 50 m ruter) ble valgt av to grunner. Det gav muligheten til å få den ønskede størrelsen på fragmenteringen og gav muligheten til å bruke standardiserte metoder for registrering av arter, individer og territorieområder ved fugletakseringer.

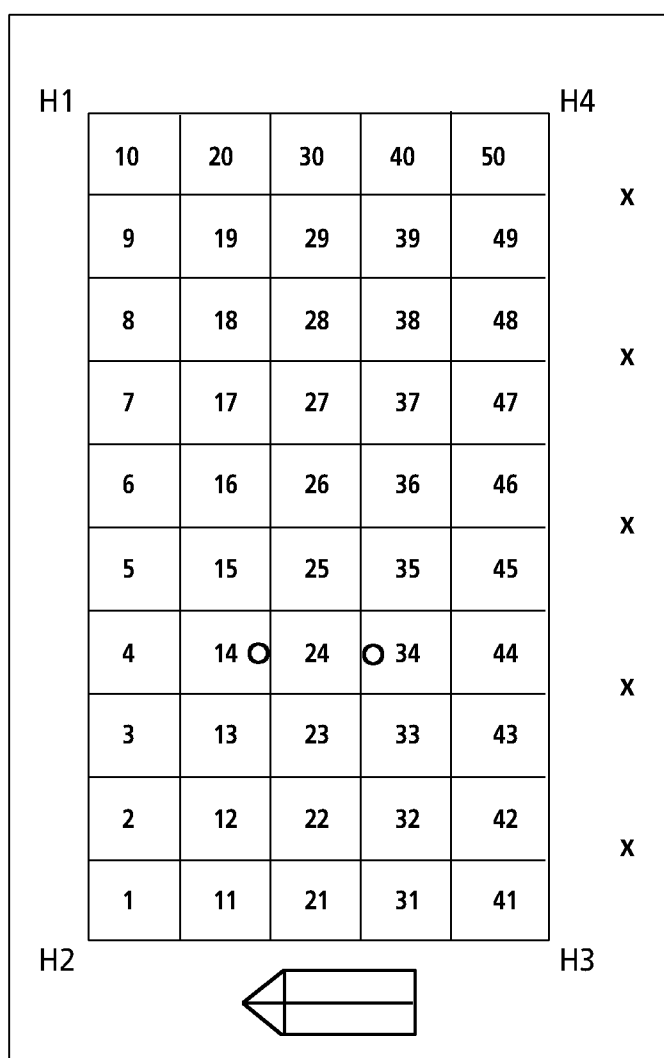
Analysefeltet på hver stasjon ble inndelt i 50 ruter à 1 x 1 m (**figur 3**), av disse ble det trukket ut fem tilfeldige ruter. Standard forkastingskriterier ble benyttet (Eilertsen & Fremstad 1994). En rute skulle ikke inneholde trær da vegetasjonen i ruten skulle analyseres med en analyseramme og to ruter skulle ikke være i kontakt med hverandre. I slike tilfeller ble erstatningsruter trukket ut. Hver rute ble merket med aluminiumsrør og en gul stikkpinne i hvert hjørne. Skogstrukturen på stasjonene ble beskrevet i et utvidet analysefelt på 9 x 14 m. Dette ble utført feltesongen 1994 og supplert feltesongen 1996 samtidig med registrering av død ved.

Barberfeller ble plassert parvis i tilknytning til de enkelte analyserutene i minimum 20 cm avstand fra ruten for å unngå effekter som

skyldes kutting av røttene inne i analyseruten. Da vegetasjonen rundt hver enkelt barberfelle kunne avvike fra vegetasjonen inne i ruten ble det grovanalysert en 0,5 x 0,5 m stor rute hvor fellen var plassert i midten. Dette ble gjort for å bedre data om forholdene rundt hver felle.

På hver stasjon ble det plassert fem vindusfeller og et malaisetelt 1-2 m utenfor analysefeltet (**figur 3**). Disse felletypene (se egen omtale) ble valgt for å kunne følge populasjonsfluktuasjonene til de utvalgte insektsgruppene biller, teger, edderkopper og parasittveps. Aktiviteten til de enkelte artene bestemmes av både biotiske og abiotiske faktorer. Ulike klimatiske faktorer som temperatur og fuktighet avspeiler seg i mengden av ulike arter fanget i et område (kvantitative undersøkelser). Dette var en av grunnene til at det ble plassert fuktighets- og temperaturloggere i forsøksområdet.

Fellene ble satt ut så tidlig som mulig etter at snø og tele tillot det og tømt hver tredje uke gjennom sesongen (se kap. 3.4.4 for fangstperioder).



Figur 3

Skisse av en innsamlingsstasjon (5 x 10 m) med 1 x 1 m ruter og alle felletypene inntegnet. X=vindusfelle, O=eksempel på plassering av barberfeller. Malaisefellen er inntegnet nederst. H = hjørnenavn.

NINA hadde kompetanse på artsbestemmelse av alle de utvalgte invertebratgrupper (med unntak av parasittveps, som ble bestemt til familie). NINA har også kompetanse innenfor fugletaksering og vegetasjonsanalyser. Dette designet ble gjort for å kunne si noe om sammenhengen mellom invertebratfauna og vegetasjon, og for eventuelt å kunne fange opp endringer som følger av fragmenteringen.

3.2 Miljøparametre

Målinger/beregninger av miljøvariable ble dels utført for stasjonen som helhet, og dels for hver analyserute à 1 m².

- Topografiske parametre: høyde (moh.), gjennomsnittlig helling (°) og eksposisjon(°)
- Temperatur og fuktighet
- Relativ solinnstråling
- Skogstruktur inkludert måling av mengde og type av død ved
- Vegetasjonstype i og rundt feltet, enhetene følger Fremstad (1997)
- Forholdene rundt barberfellene

Det var også meningen å måle jord- og luftfuktigheten i hver analyserute (1 m²) en sesong før (1995) og en etter hogst. Grunnet problemer med instrumentet måtte disse dataene forkastes.

Temperatur og fuktighet

To Squirrel-loggere av typen Grant 1206/1256 ble 10.06-94 plassert på stasjon 5 og 9 i kontrollfeltet (**figur 2**). Målerne registrerte temperaturen i jorden, 25 cm og 2,5 m over bakken. Videre ble 3 termistorer plassert 25 cm over bakken i en gradient mot åpnere skog, 5 m, 10 m og 20 m unna loggeren. En fuktighetsmåler for å måle relativ fuktighet ble koblet til Squirrel-loggerne 01.07-94, 25 cm over bakken. Loggerne registrerte verdiene annenhver time i registreringsperioden. Som følge av ytre påvirkning av alt fra mus til sau hadde dette loggesystemet store driftsproblemer.

Relativ solinnstråling

Relativ solinnstråling er avhengig av både orientering og helling. Beregningen er utført for hver stasjon ved hjelp av formelen i Myklebost (1996, s 62-63):

$$SR = \cos(90 - h_{opt} - H \cos(e_{opt} - E))$$

der: SR = relativ solinnstråling
 H = målt helling, E = målt eksposisjon
 h_{opt} = optimal helling (45°, Dargie 1984)
 e_{opt} = optimal eksposisjon (205°, Dargie 1984)

Helling ble målt med klinometer og eksposisjon målt med 360-graders kompass.

Skogstruktur

Trær og busker innen hver stasjon ble i 1994 tegnet inn på millimeterpapir fra det utvidete analysefeltet (9 x 14 m). Trærne etter art ble tegnet inn med krone-projeksjon mens busker med høyde over 80 cm er markert med et kryss på figuren. Trærnes plassering ble bestemt ved en krysspeiling fra to av hjørnemarkeringene. Høyden (Suunto høydemåler) og omkretsen i brysthøyde ble målt for hvert tre. Også døde trær og unge vindfall ble tatt med.

Sommeren 1996 ble det foretatt tilleggsregistreringer av død ved. Tegningene ble justert ved at læger (liggende, døde trær) og stubber ble tegnet inn i tilnærmet riktig målestokk. De ble artsbestemt og nedbrytningsgraden ble påført for læger av gran etter en 8-gradig skala hvor 1 tilsvarer ingen og 8 nesten fullstendig nedbrytning (Hofgaard 1993).

Kronedekke og mengde liggende død ved pr stasjon er anslått på grunnlag av disse detaljerte skissene. Lengdene på lægerne er lest av fra originaltegningene og vi har brukt samme omregningsfaktor fra lengde til dekning som ble benyttet i Nord-Sverige av Hofgaard (1993). Da ikke bare mengde, men også formuldingsgraden har stor betydning for billene har vi fordelt mengden av granlæger i følgende tre grovere klasser:

- 1-3 lite til ikke nedbrudte stokker med inntakt bark
- 4-5 noe nedbrudte stokker, event. med barkrester, stokken har fremdeles opprinnelig form
- 6-8 bløte, morkne, nedbrudte stokker, mer eller mindre sammensunket.

For dødved-registreringer i forbindelse med "rødlitemosene", se kap. 4.3.

Forholdene rundt barberfellene

En analyseramme på 0,5 x 0,5 m delt i fire småruter ble brukt til en grovanalyse av forholdene rundt hver barberfelle, 10 på hver innsamlingsstasjon. Metodene er de samme som for vegetasjonsanalysene når det gjelder forekomst/ikke forekomst av karplanter på artsnivå. Mosene ble delt inn i gruppene bladmoser og levermoser. Lav er også bestemt til gruppe. I tillegg ble total dekning (i %) registrert for barnåler, kvist, annet dødt plantemateriale, sopp og møkk. Noen av disse dataene er benyttet i forhold til løpebillene (kap. 4.4.1.4).

3.3 Vegetasjonsanalyser

Vegetasjonsanalyser ble utført på hver av de 16 innsamlingsstasjonene i feltsesongene 1995-97, i alt 80 ruter à 1 m² ble analysert pr. år. August 1994 ble det foretatt en analysing av et redusert antall ruter fra de stasjonene som skulle fragmenteres, totalt 36 ruter, og ingen analysing ble foretatt i kontrollfeltet. Da hogsten først ble foretatt vinteren 1996 ble 1995-dataene brukt til å beskrive tilstanden før hogst.

Metodikken følger stort sett NINA's standardopplegg for vegetasjonsanalyser, som bl a brukes i "Program for terrestrisk naturovervåking, TOV" (Eilertsen & Often 1994) og i annen overvåkingssammenheng (Eilertsen & Fremstad 1994). Det ble benyttet en analyseramme på 1 x 1 m delt i 16 småruter og det ble registrert hvilke småruter hver art fantes i. Småruteregistreringene ble utvidet i forhold til standard forekomst/ikke forekomst med en grov 3-gradig mengdeskala: 1 - få, små, spinkle individ, 2 - maks. 50 % dekning, 3 - over 50 % dekning. I tillegg ble det registrert om arten var rotfast eller ikke. For lettere å kunne vurdere endrete dominansforhold i analyserutene over tid, ble %-dekning pr art i hver analyserute registrert. I tillegg ble det registrert om en karplante var fertit/ikke fertit, fordi inngrep (her; små- og storskalafragmentering) kan endre miljøforholdene på bakken, og påvirke artenes fertilitet. Total dekning (i %) for sjikt og plantegrupper ble også registrert. Nomenklaturen følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al.

(1995) for moser og Krog et al. (1994) for lav.

Noen få kollektivarter er benyttet:

- *Dicranum fuscescens* coll. = Bergsigd (*D. fuscescens*) + lynsigd (*D. flexicaule*). Bergsigd er vanligst.
- *Calypogeia muelleriana* coll. = Sumpflak (*C. muelleriana*) + blåflak (*C. azurea*). Sumpflak er den vanligste *Calypogeia*-arten i området. Blåflak er enda ikke registrert, men da de kan være vanskelig å skille i felt kan det ikke utelukkes at arten finnes i området.
- *Plagiochila asplenioides* coll. = Prakthinnemose (*P. asplenioides*) + berghinnemose (*P. porelloides*). Det er vesentlig prakthinnemose som finnes i analyseflatene, men berghinnemose er også observert. Da det er vanskelig å skille berghinnemose og små individ av prakthinnemose, er de slått sammen.

3.4 Fangstmetoder for innsamling av invertebrater

For å kunne følge/studere populasjonsfluktuasjoner hos de utvalgte insektgruppene biller (Coleoptera), edderkopper (Araneae), sommerfugler (Lepidoptera) og parasittveps (Hymenoptera, Parasitica), måtte de innsamlingsmetoder og -feller som skulle benyttes sikre et best mulig kvalitativt og kvantitativt innsamlingsresultat. De felletypene som brukes mest av entomologer til fangst av jordbunnlevende insekter (bl a biller, edderkopper, vevkjerringer, vingeløse parasittveps, spretthaler og maur) er barberfeller. Til fangst av flygende/svermende insekter (bl a biller og sommerfugler, samt noe mygg og fluer) er vindusfeller effektive. Malaisetelt er en felletype mye benyttet til f eks parasittveps, plante- og stikkeveps, humler, bier, fluer og mygg. Disse tre felletypene ble valgt i dette prosjektet. Alle felletypene er passive fangstredskaper og dermed gode i kvantitative sammenligninger. Dette er i motsetning til f eks slaghåv som er en aktiv og mer kvalitativ fangstmetode (Muirhead-Thomson 1991, Insekt-Nytt 1992). Felletypene er omtalt i detalj nedenfor.

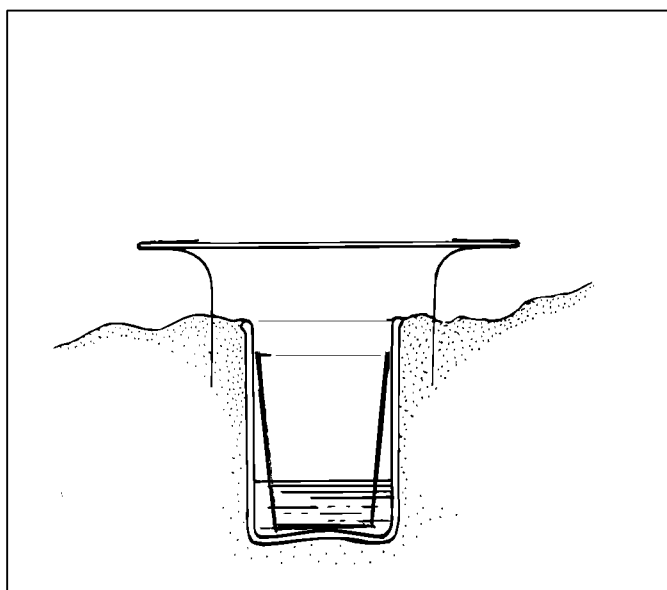
3.4.1 Barberfeller

Bruk av barberfeller er en av de mest anvendte innsamlingsmetoder for jordbunnlevende invertebrater, og er ofte brukt både til kvantitative og kvalitative undersøkelser (Thiele 1977, Spence & Niemelä 1994). Barberfeller regnes som en bra metode for innsamling av bl a de insektgruppene vi vil studere nærmere, særlig biller (Coleoptera), edderkopper (Araneae) og vingeløse parasittveps (Hymenoptera Parasitica).

Barberfellene benyttet i dette prosjektet består av to plastbegre, satt sammen, med indre diameter øverst på 6,5 cm og 5 cm nederst. Høyden på plastbegrene er 9,5 cm. Det ene plastbegeret ble kuttet til 5,5 cm (innerkopp), og et hull ble maskinelt stanset ut i bunnen (diameter 2,4 cm). Det ble stanset ut rundinger av finmasket stålnetting med en diameter på 3,5 cm. Disse ble festet ved hjelp av en loddebolt slik at nettingen smeltet inn i plasten og sluttet helt tett rundt hullet. For at fellene ikke skulle samle regnvann, ble hver felle utstyrt med et 10 x 10 cm tak av gjennomsiktig lexan plassert over barberfellen ved hjelp av en galvanisert stålstreng som ble formet som støtte (figur 4).

Hull i jorda til barberfellene ble stanset ut ved bruk av håndbor, to hull i ytterkant av hver utvalgt rute på 1 x 1 m (figur 3). Det ble satt ut 10 barberfeller på hver stasjon, totalt 160 stykker. Etylenglycol ble fylt i ytterkoppene slik at det sto litt over bunnen av innerkoppene. Innerkoppene ble plassert oppi og "lexan-taket" satt over.

Ulempen med å benytte barberfeller til innsamling av biller er at metoden ikke nødvendigvis gir et riktig bilde av artenes populasjonstettheter, fordi fangstsannsynligheten påvirkes av individenes aktivitet (Thiele 1977). Dette medfører at aktive arter med høy mobilitet overrepresenteres i fangsten, mens lite aktive arter blir underrepresenterte (Spence & Niemelä 1994, Andersen 1995). Klimatiske faktorer påvirker aktiviteten til biller og dermed fangsteffektiviteten i barberfeller (Briggs 1961, Althoff et al. 1994). Vegetasjonsstrukturen rundt fellene påvirker også fangstsannsynligheten; økt vegetasjonstetthet rundt fellene reduserer framkomligheten for løpebiller og følgelig fangstsannsynligheten (Greenslade 1964). Fangstsannsynligheten av ulike arter påvirkes også av fellenes størrelse og form (Luff 1975, Spence & Niemelä 1994) og hvilken konserveringsvæske som benyttes (Holopainen 1990). Biller kan vise større mobilitet når de befinner seg i ufordelaktige habitater enn når de befinner seg i prefererte habitater (Grüm 1971), og barberfellefangst i ufordelaktige habitater kan derfor bli uforholdsmessig stor i forhold til fangst i prefererte habitater (Baars 1979). Utdriving av biller fra substratprøver kan gi et mer korrekt bilde av faunaen i et område enn bruk av barberfeller (f eks Andersen 1995). Denne type innsamling medfører imidlertid sterk forstyrning av prøvelokalitetene og er derfor lite egnet til studier av populasjonsdynamikk. For studier av enkeltarters populasjonsdynamikk, som i denne undersøkelsen, vil barberfellemetodikk være godt egnet. Kontinuerlig barberfellefangst i hele aktivitetsperioden til billene kan dessuten gi gode estimater av populasjonstetthet i ulike habitater (Baars 1979). I denne undersøkelsen omfattet fangstperioden mesteparten av billenes aktivitetsperiode, slik at de observerte forskjellene i fangst mellom ulike lokaliteter trolig reflekterte reelle habitatpreferanser.

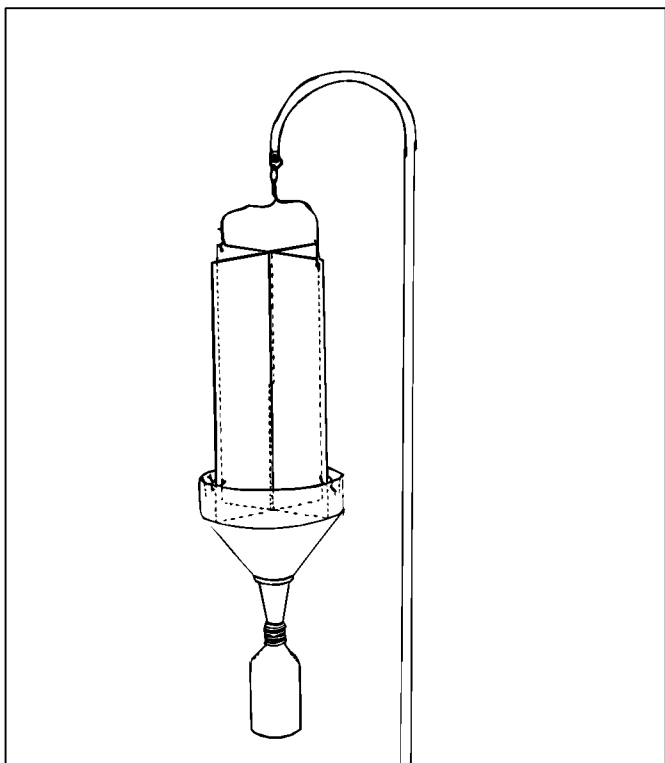


Figur 4
Skisse av barberfelle med lexantak.

3.4.2 Vindusfeller

Vindusfeller er den felletypen som benyttes mest for fangst av flygende insekter. I praksis vil alle typer flygende insekter fanges i større eller mindre grad, men hovedvekten er likevel biller. En vindusfelle fungerer slik at flygende insekter flyr mot det gjennomsiktige "vinduet" (kan lages av ulike typer glass, pleksiglass og plast) og faller ned i en trakt forbundet til en oppsamlingsbeholder. Fellene vil ikke være helt usynlige for insektene. Oppfattelsen av lys av bestemte bølgelengder varierer noe mellom arter. Blant de insektgruppene som oppdager hindringen, unngår bare de som klarer å svinge unna i tide å bli fanget. Dette gjelder i liten grad for biller som ikke er spesielt dyktige flygere. I det de treffer vindusfellen klapper vingene sammen, og de faller ned i trakta og konserveres i beholderen.

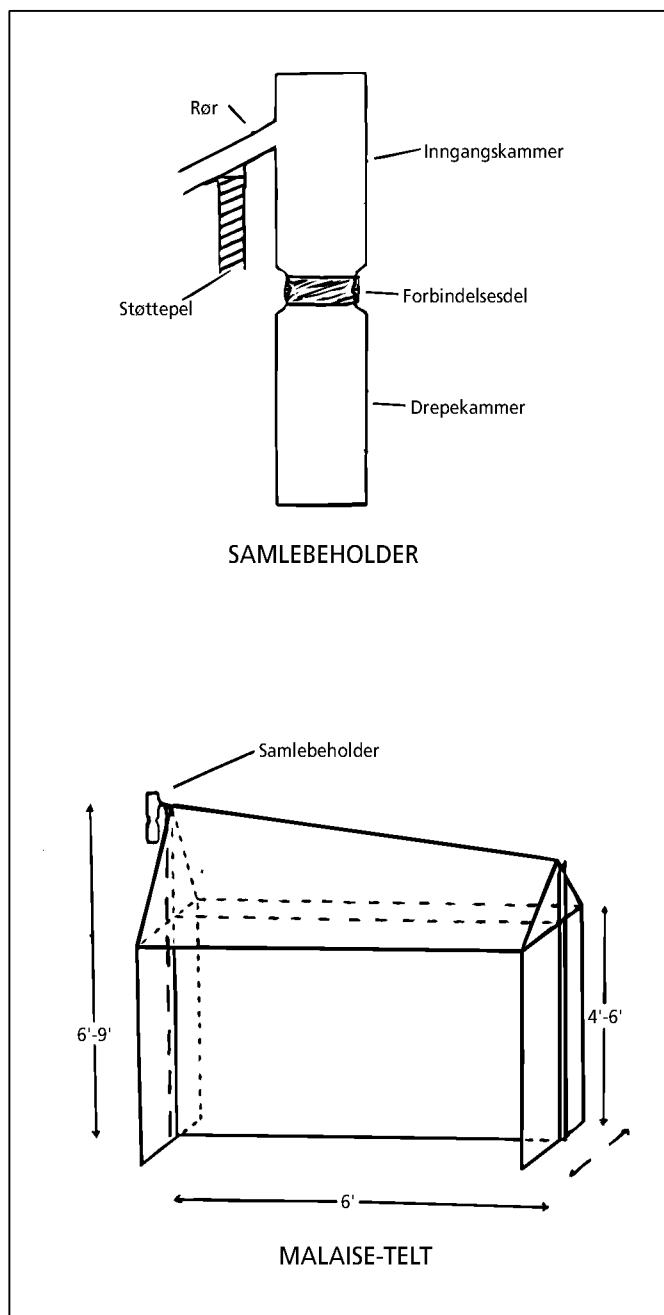
Den type vindusfelle som er benyttet i dette prosjektet er satt sammen av to gjennomsiktige Lexanplater skåret i 21 x 40 cm plater, som settes i kors ned i en plasttrakt med en indre diameter på 22,5 cm. Toppen på en plastflaske stanses ut slik at den kan festes ca 3 cm innpå trakttuten. Toppen festes til trakttuten med 4 småstifter som trekkes gjennom 1 mm store hull boret i kanten av plastflaskeketoppen og i trakttuten. Plastflasken kan deretter skrues fast til vindusfellen som vist i **figur 5**. Flasken fylles med etylenglycol (ca 2 cm). Det lages 2-4 hull 3-4 cm over bunnen av plastflasken, for å drenere bort regnvann. Øverst og nederst på Lexanplaten bores et hull i hvert hjørne. Der tres galvanisert stålstring til oppheng øverst og til feste i plasttrakten nederst. Den galvaniserte stålstringen festes vha en grov nøkkelring til et aluminiumsrør (20 mm i diameter) som er 2 m lang og bøyd i toppen ("galge"). 5 vindusfeller plasseres i samme høyde (ca 1,3 m over bakkenivå) på hver stasjon med 2 meters mellomrom som vist i **figur 3**.



Figur 5
Vindusfelle med oppheng.

3.4.3 Malaisefeller

Malaisefeller er bygget på prinsippet om at mange flygende insekter søker oppover når de møter en hindring. En malaisefelle er i realiteten et telt med vegg på midten laget av et tynt, lett gasliggende stoff. Prototypen av malaisefellen/teltet, er konstruert slik at det høyeste punktet ender i et rør som leder til en oppsamlingsbeholder/flaske (**figur 6**). Malaisefellen kan plasseres hvor som helst, men fanger best i en lysning, der det ikke er for mye vind og hvor det vil være naturlig for dyrene å søke opp mot lyset. Malaisefellene er effektive for fangst av årevinger (Hymenoptera), tovinger (Diptera) og sommerfugler (Lepidoptera), men også støvlus (Psocoptera), trips (Thysanoptera) og sikader (Auchenorrhyncha). I tillegg fanges en del arter av teiger (Heteroptera), biller (Coleoptera)



Figur 6
Malaisetelt med mål (i fot) og detaljtegning av samlebeholder.

og edderkopper (Araneae). Malaisefellene vi benytter er store (1,8 m lange og 1,6 m høye) og er produsert av Marris House Nets, England.

Oppsamlingsflasken ble fylt ca 1/3 full med 70 % etanol. Ny konserveringsvæske ble tilsatt ved hver tømning.

3.4.4 Tømning og sortering

Insektfellene ble tømt ca hver tredje uke. Innsamlingsperiodene i tre av sesongene var som følger. Det ble også samlet inn invertebrater i 1995, men dette materialet er ikke bearbeidet.

1994	1. periode	19.05–09.06 (27.05–09.06 i storfragmentert felt)
	2. periode	09.06–01.07
	3. periode	01.07–25.07
	4. periode	25.07–14.08
	5. periode	14.08–06.09
	6. periode	06.09–23.09
1996	1. periode	28.05–04.06
	2. periode	24.06–16.07
	3. periode	16.07–02.08
	4. periode	02.08–27.08
	5. periode	27.08–16.09
1997	1. periode	02.06–23.06
	2. periode	23.06–14.07
	3. periode	14.07–01.08
	4. periode	01.08–25.08
	5. periode	25.08–15.09

Det innsamlete materialet fra hver innsamlingsperiode ble sortert i følgende grupper: biller (Coleoptera), teger (Heteroptera), parasittveps (Hymenoptera, Parasitica), ikke-parasittiske Hymenoptera (bl a humler, bier, maur og planteveps), sommerfugler (Lepidoptera), edderkopper (Araneae) og et samlegruppe for mygg, fluer, midd, spretthaler, osv.

3.5 Metoder for taksering av fugler

Fugletakseringene i forsøksområdet (0,63 km²) ble utført etter karteringsmetoden (Enemar 1959, Anon. 1969, Nordisk ministerråd 1983, Bibby et al. 1992). I tillegg ble det taksert i et kontrollområde (0,42 km²), for å studere årlig variasjon i fugletetthet.

Takseringsrundene ble i hovedsak utført mellom kl. 04.00-09.00, og mellom kl. 16.00-21.00. Forsøksområdet og kontrollområdet ble taksert annen hver gang. Totalt ble det foretatt 11-18 takseringer i hvert av områdene i de ulike år i perioden 13. mai - 2. juli.

Metoden går ut på å følge parallelle linjer gjennom terrenget med en avstand på 100 m. Alle observasjoner innenfor 50 m fra takseringslinjen registreres på et kart. Stasjonære territoriehevdende individer (sang og varsling) vil på denne måten observeres gjentatte ganger innenfor samme område. De samlede observasjonene vil til slutt framtre som en sverm av punkter på kartet. For å skille mellom

territorier, er det viktig å registrere individer som synger samtidig. Som følge av varierende sangaktivitet innenfor observasjonsperiodene, ble linjene taksert i begge retninger. Takseringshastigheten var ca 1 km/time. For hønsehauk, tretåspett, jerpe, storfugl, orrfugl, lavskrike og gråtrost ble reir og kullobservasjoner registrert i tillegg da karteringsmetoden er lite egnet for disse artene (Anon. 1969). Takseringene ble utført av forskjellig observatør i 1994-95 og i 1996-97, men dette anses som en liten feilkilde pga et stort antall takseringer (jf Haftorn 1995).

Når territoriene ble evaluert, ble vurderingsreglene beskrevet av Bibby et al. (1992) brukt, etter aksepteringsnivåene gitt av Anon. (1969). For alle arter og plott, kunne vi bruke et akseptjonsnivå på tre registreringer for å identifisere et territorium (jf Svensson 1978). Alle evalueringer av territorier for alle år ble utført av en av oss (JOG), innen to uker for å eliminere evalueringsfeil. Territorier på grensen av et plott ble inkludert bare dersom halvparten av observasjonene var på innsiden av plottet (Anon. 1969).

3.6 Databearbeiding av vegetasjons- og invertebratdata

Det er dannet to ACCESS databaser, en med vegetasjonsdata og en med invertebratdata. Begge databasene inneholder i tillegg aktuelle miljøparametre. Dette gjør at alle rådata er lett tilgjengelig for bearbeiding. Vegetasjonsdata og invertebratdata er behandlet hver for seg.

3.6.1 Endringer på artsnivå

Vegetasjon

For å analysere en eventuell endring i mengden av en art fra 1995 til 1997 ble et relativt mål beregnet for en stasjon eller et felt:

$$\text{Endring} = (n_{1997} - n_{1995})/n_{1995}$$

der n_{1995} er antall småruteobservasjoner i 1995
og n_{1997} er antall småruteobservasjoner i 1997

Endringen kan være negativ, -1 innebærer at arten ikke ble gjenfunnet. Den får verdien 0 når arten hadde samme frekvens de to årene og blir positiv når arten går fram (teoretisk maksimum er 1 mindre enn totalt antall småruter).

Småruteobservasjonene sier noe om hvor i ruten en art er funnet, det er derfor mulig å beregne hvor stabil en art er. Stabiliteten pr stasjon eller felt ble beregnet som:

$$\text{Stabilitet} = (n_{1995} \cap n_{1997}) / (n_{1995} \cup n_{1997})$$

der $n_{1995} \cap n_{1997}$ er antall småruter hvor arten ble observert begge år
og $n_{1995} \cup n_{1997}$ er antall småruter hvor arten ble funnet minst ett av årene.

Stabiliteten varierer mellom 0 (ingen observasjoner i samme smårute begge år) og 1 (alle 1995-observasjonene ble gjenfunnet i samme smårute). Arter som var nye for stasjonen/feltet i 1997 er ikke med i noen av beregningene.

Disse to målene sier noe av det samme. Endringen fokuserer på variasjonen i antall småruter arten er funnet i, mens stabiliteten fokuserer på om arten er gjenfunnet i den samme småruten eller ei. På det viset vil disse to målene kunne utfylle hverandre.

Invertebrater

Individantall før og etter fragmentering er sammenlignet for de vanligste artene i studiefeltet. Slike sammenligninger ble gjort for alle artene som forekom med til sammen mer enn 30 individer i kontrollfeltet i den aktuelle felletypen. De øvrige artene ble ikke analysert på artsnivå pga forekomst av så få individer at de ikke egnet seg for statistiske analyser.

Standardiserte endringer i total fangst pr felt før og etter fragmentering ble beregnet for hver art. Standardiseringen innebærer at det ved beregning av endring i fangst tas hensyn til artenes tallrikhet. Ustandardiserte/absolutte fangstendringer vil generelt være positivt korrelert med artenes tallrikhet, og derfor være mindre informative. (S. Engen, Institutt for matematiske fag, NTNU, pers. medd.) Standardisert endring i individantall for en art mellom to år er gitt ved:

$$X_i = ([ab_i / 2] - a_i) / (0,5\sqrt{ab_i})$$

hvor X_i er standardisert endring i fangst av en art mellom år A og år B, a_i er antall individer fanget i år A, ab_i er summen av antall individer av en art fanget i år A og B. Eventuelle fragmenteringseffekter på artsnivå er testet ved å sammenligne endringen i kontrollfeltet med endringen i hver av de to fragmenterte feltene. Her ble det testet om den forventede endringen i det fragmenterte feltet etter fragmentering var avvikende fra den endringen som ble observert i kontrollfeltet etter fragmentering. Dette ble gjort for hver art vha χ^2 -tester med Yates' korreksjon.

Når det gjelder løpebiller, ble eventuelle fragmenteringseffekter testet ved å se på artsvisse endringer i fangst pr par av barberfeller fra 1994 til 1997 i hvert av de fragmenterte feltene sammenliknet med tilsvarende endringer i kontrollfeltet. Nullhypotesen om at endringen i fragmenterte felt var den samme som i kontrollfeltet ble testet med Mann-Whitney U-test. Testen forutsetter lik fordeling i gruppene som sammenliknes. Dette kriteriet var imidlertid ikke oppfylt (Levene's test for lik varians), noe som trolig skyldtes at fangsten av løpebillene var klumpvis fordelt mellom barberfellene (jf Luff 1986, Niemelä 1990). For å få tilnærmet lik fordeling i gruppene ble fangstendringene i hvert par av barberfeller standardisert etter ligningen over. Dette testoppsettet forutsetter at de manipulererte feltene og kontrollfeltet i utgangspunktet var relativt like med hensyn til løpebilleinventar og miljøfaktorer som er viktige for løpebillenes forekomst. For å undersøke dette ble scorene langs 1. og 2. ordinasjonsakse til fellene i de feltene som skulle fragmenteres testet mot scorene til fellene i kontrollfeltet med Mann-Whitney U-test (se kap. 3.6.2).

Det er viktig å være klar over at de statistiske metodene som er brukt tar utgangspunkt i at et urørt område (kontrollfeltet) er nøyaktig uforandret over tid, noe som ikke er tilfelle når det er snakk om invertebrater. Enkelte insektpopulasjoner kan svinge med en faktor på mer enn 100 over flere år kun som en følge av tilfeldig miljøvariasjon. Noe av denne variasjonen blir riktignok tatt hensyn til ved å korrigere for årsvariasjon, men det vil alltid være en serie

med tilfeldige faktorer som har betydning. Man må derfor være svært varsom med å trekke bastante konklusjoner i forhold til signifikante effekter på enkeltarters fremgang eller tilbakegang.

3.6.2 Endringer på samfunnsnivå

Ordinasjon

Endringer på samfunnsnivå er undersøkt vha ordinasjonsanalyser som tilhører en gruppe multivariate bearbeidingsmetoder. Indirekte ordinasjon egner seg til analyse av hovedsammensetningen av både vegetasjon og invertebratsamfunn. Direkte, styrt ordinasjon brukes til å avdekke arters og prøvers fordeling langs et utvalg spesifikke, økologiske gradienter. Vi har brukt program-pakken CANOCO4 (ter Braak & Smilauer 1998) til å:

- Finne hovedvariasjonen i datasettene (indirekte ordinasjon, DCA)
- Teste sammenhengen mellom vegetasjon og miljø og
- teste om endringer i artssammensetningen mellom år kan skyldes hogsten (direkte ordinasjon (CCA) med "forward selection" og en Monte Carlo permutasjon test)
- Øke kunnskapen om enkelte invertebrat-arters habitatvalg

Den indirekte DCA-analysen er basert på en unimodal responsmodell. Prøvene (ruter/stasjoner) arrangeres i forhold til hverandre i et flerdimensjonalt rom ut fra artssammensetning og mengde av ulike arter. Første akse fanger opp hovedvariasjonen i materialet, andre akse den største restvariasjonen. Høyereordens akser velges på tilsvarende måte. Prøvene med størst forskjell i artsinventar blir dermed plassert lengst fra hverandre. Både prøver og arter blir plassert langs de samme aksene. Variasjonen i artssammensetningen antas å avspeile de underliggende økologiske forholdene, slik at aksene kan tolkes som økologiske gradienter (Kent & Coker 1992). I den direkte CCA-analysen derimot, styres ordinasjonen slik at aksene er best mulig korrelert med de valgte parametrene i miljødatasettet. Ordinasjonen blir med andre ord styrt slik at den ønskede samvariasjonen blir trukket ut av det flerdimensjonale rommet.

Vegetasjon

Vegetasjonen er bearbeidet på rutenivå. På grunnlag av smårute-registreringene ble det beregnet et datasett med smårutefrekvenser pr. art og rute. Før ordinasjonene ble det foretatt en nedveining av sjeldne arter i datasettene. Årsaken er at lavfrekvente arter lett får en tilfeldig plassering i ordinasjonsplottet. Dersom disse har for stor vekt vil de bidra til støy eller opptre som avvikere og dermed redusere muligheten til å finne den reelle strukturen i materialet. Noen av disse artene kan imidlertid være lavfrekvente arter med økologisk informasjon. Fjerner man de sjeldne artene risikerer man derfor å redusere noe av strukturen i materialet. Nedveiningen ble utført på alle arter med lavere frekvens enn medianfrekvensen etter Eilertsen et al. (1990). Vegetasjonsanalysene fra stasjonene med sumpskog er ikke med i ordinasjonen (jf. kapittel 4.2.1). Data fra før fragmentering (1995) og to år etter fragmentering (1997) ble benyttet.

Hovedvariasjonen i fastmarksvegetasjonen ble funnet med en DCA-ordinasjon. Et miljødatasett med tid, inngrepstype, innstråling og kronedekke som variable ble testet mot vegetasjonsdatasettet ved hjelp av en ikke-parametrisk Monte Carlo signifikan-

stest med 199 permutasjoner (inkl. i en CCA-analyse med "forward selection"). Parametrene tid og inngrepstype representerer fragmenteringen og parametrene innstråling og kronedekke deler av det abiotiske miljøet.

Invertebrater

En stor forskjell mellom plante- og invertebratsamfunn er at insektene er mobile. Dette fører til at dyr som er på vei mellom egnede habitater havner ofte i fellene. Feller som er plassert i overgangssoner mellom ulike habitater vil derfor kunne komplisere tolkingen av analysen.

Ordinasjon av invertebratdata ble bare benyttet på billematerialet. De samlede billdataene ble sammenlignet stasjonsvis. DCA-analyser ble kjørt separat for barberfeller, vindusfeller og malaisefeller.

Datsettet fra 1997 var bare fullstendig for vindusfellene. For å oppnå sammenlignbare resultater for de tre felletypene, ble derfor aksene i ordinasjonen kun bestemt av 1994 og 1996 dataene, dvs at 1997 dataene ble pasifisert. Datsettet ble kvadratrottransformert for å reduserte vekten av billearter med høye individantall (se ter Braak & Smilauer 1998). Arter som bare forekom med en forekomst ble ikke inkludert i analysen. Arter som er obligatorisk knyttet til møkk er også utelatt. Dette skyldes at området ble utsatt for beiting av kviger i 1996, noe som førte til stor økning av biller knyttet til møkk. De to første, viktigste ordinasjonsaksene ble tolket og presenteres som et todimensjonalt ordinasjonsdiagram.

Nullhypotesen var at det ikke hadde skjedd noen endring før og etter fragmentering. En prediksjon var da at det var like stor endring i kontrollfeltet som i de fragmenterte feltene mellom årene. For å avgjøre om det kunne påvises fragmenteringseffekter ble det kjørt CCA-analyser med "forward selection". Tid og behandlingstypene; ufragmentert, småfragmentert og storfragmentert ble benyttet som miljøparametre. Den variasjonen som ikke kunne forklares med årsvariasjon (tid) ble da relatert til fragmentering. Datasettene ble testet ved hjelp av en ikke-parametrisk Monte Carlo signifikanstest med 199 permutasjoner (resampling).

Hos løpebiller ble individantall i hver enkelt barberfelle i løpet av fangstsesongen benyttet i DCA-analysene. En median nedveining av lavfrekvente arter ble benyttet på samme måte som for vegetasjonen. For å tolke hvilke miljøgradienter ordinasjonsaksene representerte, ble det gjort parvise korrelasjonstester med Spearman rangkorrelasjon mellom fellenes score langs hver ordinasjonsakse og verdiene til registrerte felle miljøvariabler. For å indikere styrken av korrelasjonene, ble graderinger etter Fowler & Cohen (1990) benyttet (**tabell 1**). Forholdet mellom løpebillene og vegetasjonstypene fellene var plassert i, ble studert ved å visualisere DCA-ordinasjonen i en figur der fellene ble gitt ulike symboler avhengig av aktuell vegetasjonstype. Deretter ble aksene tolket mht dette forholdet.

Etter tolkingen av aksene ble habitatpreferansen til de 7 mest tallrike artene av løpebiller tolket ut fra deres plassering i ordinasjonsdiagrammet. De øvrige artene var så fåtallige at deres plassering i ordinasjonen var usikker. Grunnen til at de fåtallige artene ble inkludert i DCA-ordinasjonen, var at de i sum kan bidra med økologisk informasjon som kan utnyttes ved tolking av aksene.

Tabell 1. Styrke av en korrelasjon når $p < 0,05$ kan defineres slik (Fowler & Cohen 1990).

Korrelasjonskoeffisient (+/-)	Korrelasjonsstyrke
0,00-0,19	Svært svak
0,20-0,39	Svak
0,40-0,69	Middels sterk
0,70-0,89	Sterk
0,90-1,00	Svært sterk

3.7 Metoder for statusvurdering av rødlistede mosearter

På bakgrunn av kjente forekomster av de fire rødlista dødvedmosene ble transektlinjene 9 og 28 (**figur 2**) valg for nærmere taksering av dødt trevirke og artenes populasjoner. Dessuten dekket disse linjene henholdsvis skog som var berørt av fragmentering på "liten" (linje 9) og "stor" (linje 28) skala. Avstanden mellom de to linjene er nesten 1 km. Det ble ikke tid til taksering av en linje gjennom kontrollfeltet. Vi passerte den øvre delen av dette feltet, der finnes det rikelig med død ved. Alle fire artene ble observert flere steder.

Innen hver linje ble alt liggende dødt trevirke med basisdiameter ned til 10 cm registrert i 25 meters bredde. Hver enhet av død ved ble omtrentlig lokalisert innen 50 x 50 m rutene og nummerert deretter. Langs linje 9 ble rutene A til G taksert (lengde 350 m, areal 8,75 dekar). Langs linje 28 ble rutene E til G taksert (lengde 150 m, areal 3,75 dekar). Totalt taksert areal var 12,5 dekar.

Registrerte økologiske parametre pr enhet av død ved

- Nedbrytningsgrad ble registrert på en 6-gradig skala (etter Prestø 1994):
 1. Ved hard, bark intakt, nylig falt
 2. Ved hard, bark løsner
 3. Deler av barken intakt, veden mjuk inntil 3 cm, små sprekker i veden
 4. Deler av barken intakt, veden mjuk inntil 3 cm, store sprekker i veden, mindre vedbiter har falt ut
 5. Veden mjuk > 3 cm, større vedbiter har falt ut, men stokkens ytre kan avgrensnes
 6. Veden mjuk > 3 cm, stokkens ytre sterkt deformert
- Treslag for død ved ble notert. I utgangspunktet ble kun gran registrert, men i transektlinje 28 var det innslag av død rogn. Disse ble registrert.
- Største diameter ble anslått ved basis av stokken.
- Minste diameter ble anslått ned til 10 cm.
- Stokkens lengde ble anslått.
- Dødsårsaken for hver stokk ble registrert etter kategoriene rotvelt, basisbrekk (stammebrekk ved basis), høgbrekk (stammebrekk > 2 m høyde) eller hogd (felt med sag/øks).

Stokkens areal ble beregnet. Kun de øvre 2/3 av stokken regnes som tilgjengelig for mosene (Prestø 1994). Den nedre 1/3 ligger på bakken eller lystilgangen er så dårlig at mosene ikke vokser der. Stokkens areal ble beregnet som:

$$\text{Stokkareal} = 2/3(\pi L (D_{\min} + D_{\max})/2)$$

hvor L = stokkens lengde,

D_{\min} = minste diameter og D_{\max} = største diameter.

Stokkens volum ble beregnet som:

$$\text{Stokkvolum} = \pi L ((r_{\max}^2 + (r_{\max} \times r_{\min}) + r_{\min}^2)/3)$$

hvor L = stokkens lengde,

r_{\max} = største radius og r_{\min} = minste radius.

De fire rødlista moseartene som var kjent fra området ble ettersøkt på alle registrerte stokker. Mengden av hver art på hver stokk ble kvantifisert etter en 4-gradig skala basert på antall reproduserende enheter (tuer, matter) eller sannsynligheten for at arten forsvinner etter ulike hendelser (forstyrrelse).

- 1 reproduserende enhet eller 1 hendelse.
- 2-3 reproduserende enheter eller 2 hendelser.
- 4-10 reproduserende enheter eller 2-4 hendelser.
- > 10 reproduserende enheter eller > 4 hendelser.

Korrelasjonskoeffisienter (Kendalls τ) er beregnet i SPSS (versjon 7.5). Forskjellene mellom gjennomsnittlige verdier for ulike stratvariable for stokker med ulike rødlista arter og stokker uten rødlista arter er testet ved hjelp av en tosidig one-group Student's t-test (se f eks Prestø 1994).

4 Resultater

4.1 Miljøforholdene

Metodene for innhenting av miljødata er presentert i kap. 3.2. Her presenteres makroklima og temperatur og fuktighet lokalt i forsøksfeltet. I tillegg beskrives den topografiske beliggenheten i tilknytning til relativ solinstråling på

4.1.1 Klima

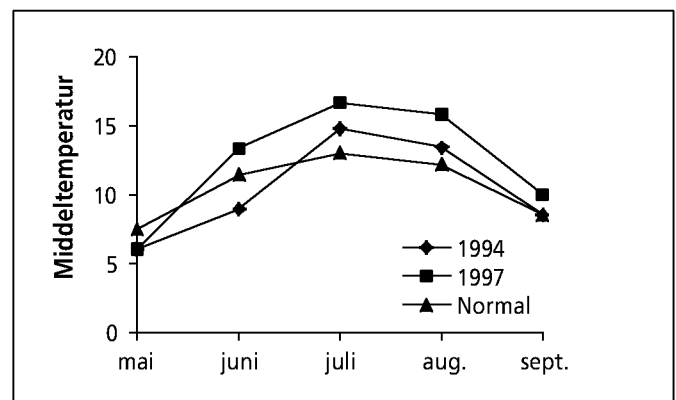
Vi har innhentet data fra Det norske meteorologiske institutt (DNMI) sin målestasjon på Namdalseid (86 moh., 64°15'N, 11°12'Ø). Dette er den målestasjon som gir det mest representative bildet av forholdene i forsøksområdet. Årsmiddeltemperaturen er 3,6 °C, mens månedstemperaturen varierer fra -5,5 °C i januar til 12,9 °C i juli (Aune 1993). Temperaturen er gjennomgående høyere i 1997 enn den var i 1994 (**figur 7**). Dette hadde sannsynligvis sammenheng med mindre nedbør. Årsmiddelnedbøren er 1290 mm, mens månedsmiddelnedbøren varierer fra 56 mm i mai til 156 mm i oktober (Førland 1993).

4.1.2 Temperatur og fuktighet i forsøksperioden

En av de to Squirrel-loggerne hadde driftsfeil, slik at fullstendige temperatur- og fuktighetsdata ble registrert i bare en av innsamlingsstasjonene i kontrollfeltet. **Figur 8** er utarbeidet fra noen av de registrerte data. Av figuren fremgår det at temperaturen i jorda og over bakken har et forskjellig forløp. Vi ser også at den relative luftfuktigheten gjennom hele sesongen (01.07-23.09.1994) var forholdsvis høy.

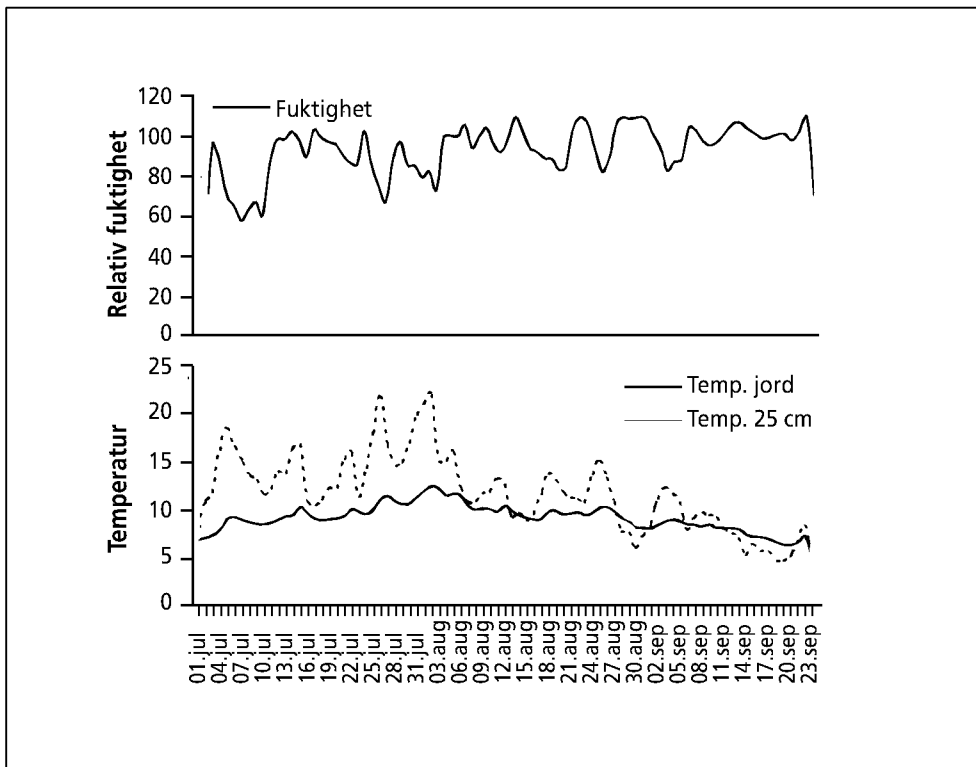
4.1.3 Topografiske forhold

Stasjonene i kontroll- og det småfragmenterte området ligger i høydenivået 250-275 moh. mens stasjonene i det storfragmenterte området ligger litt høyere (255-295 moh.). Storfragmentert stasjon 36 har den gunstigste orienteringen, mot SSV (**tabell 2**). Av de andre stasjonene er småfragmentert stasjon 16 orientert mot SV, kontroll-stasjon 19 mot V og alle de andre er orientert mer nordover (VNV-NNØ). De tre stasjonene med sumpskog er relativt flate (4-5 ° helling), ellers ligger flere stasjoner i et sterkt skrånende terrenget og hellingen varierer en del (**tabell 2**).



Figur 7

Månedlig middeltemperatur (°C) ved DNMI sin målestasjon på Namdalseid i perioden mai – september 1994 og 1997 (DNMI, upubl. data), samt normaltemperaturene på stasjonen i normalperioden 1961-90 (Aune 1993).

**Figur 8**

Temperatur og fuktighetsmålinger fra en innsamlingsstasjon i kontrollfeltet, registrert med en Squirrel-logger av typen Grant 1206/1256. Målingene ble registrert annenhver time kontinuerlig i perioden 01.07–23.09-1994.

Tabell 2. Miljøforhold pr stasjon: Skogtype, topografi, kronetetthet og mengde død ved. Arealet av granlæger (m²) er fordelt på 3 grupper basert på registrerte dekomposisjonskategorier: 1 = 1-3, 2 = 4-5, 3 = 6-8.

	Stasjon	Skogtype	Helling (°)	Eksp. (°)	Eksp. (retn)	Relativ solinnstr.	Tot. krone- dekke (%)	Læger tot. areal (m ²)	Areal granlæger pr. dekompos. kategori (m ²)		
									1	2	3
Små- fragmentert	8	Bregnerik skog	12-26	308	NV	0,63-0,67	90	10,1	3,2	4,6	2,0
	14	Fattig sumpskog	5	318	NV	0,68	48	3,6	2,0	0,8	0,0
	16	Bregnerik skog	8	233	SV	0,79	58	3,0	0,0	0,3	1,8
	25	Bregnerik skog	20-32	338	NNV	0,39-0,52	65	0,9	0,0	0,0	0,9
	36	Blåbærskog	20-30	288	VNV	0,74-0,75	54	3,4	0,0	0,0	2,7
	38	Fattig sumpskog	4	355	N	0,66	40	2,0	0,0	0,0	1,8
Kontroll	5	Bregnerik skog	28	356	N	0,35	51	1,9	0,0	0,0	0,5
	9	Bregnerik skog	11	320	NV	0,65	60	1,2	0,0	0,0	0,0
	19	Blåbærskog	16	267	V	0,79	61	7,2	4,9	2,3	0,0
	25	Bregnerik skog	9	305	NV	0,69	52	7,0	3,8	0,4	0,0
Stor- fragmentert	9	Rik sumpskog	5	14	NNØ	0,64	54	1,4	0,0	1,4	0,0
	17	Bregnerik skog	14	340	NNV	0,58	82	2,8	0,8	1,5	0,0
	23	Blåbærskog	7	250	VSV	0,77	79	1,8	0,0	0,3	0,9
	26	Bregnerik skog	20	353	N	0,47	66	2,7	0,0	0,0	0,0
	28	Bregnerik skog	9	298	VNV	0,70	55	2,7	1,6	0,0	0,0
	36	Bregnerik skog	16-35	195	SSV	0,87-0,98	76	9,7	2,2	5,8	0,0

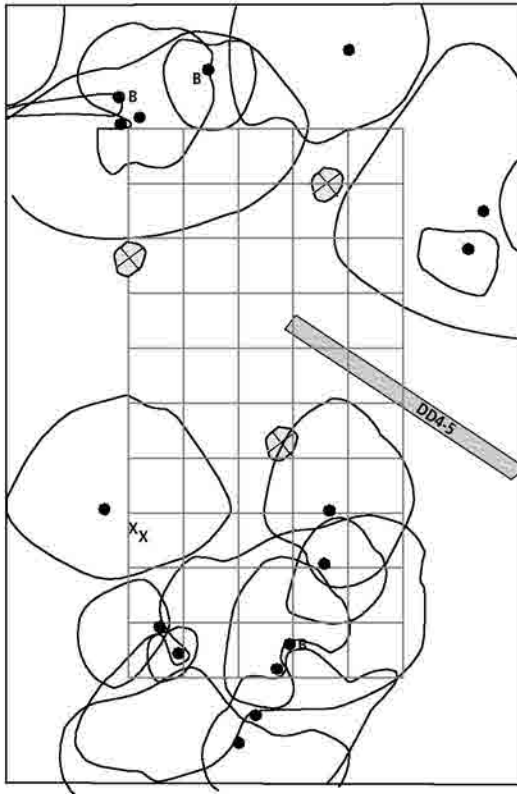
Relativ solinnstråling er avhengig av både orientering og helling. Resultatet av beregningen er vist i **tabell 2**. Storfragmentert stasjon 36 skiller seg klart ut med den største innstrålingen, det er da også den tørreste stasjonen med lav i stedet for fuktighetskrevende moser på de fleste lægrene.

4.1.3 Skogstruktur

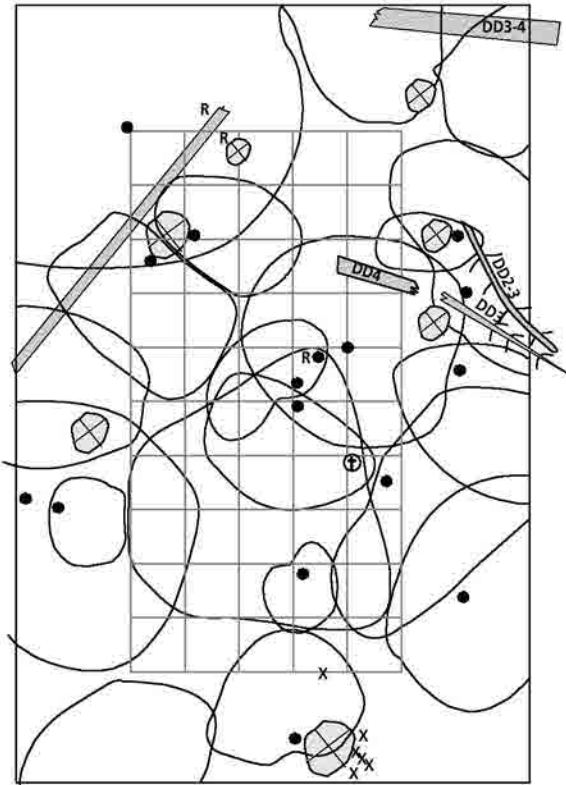
Skogstrukturen på de 16 stasjonene slik den var juli 1996 er vist i **figur 9**. Her er det lagt vekt på å belyse forholdet mellom levende trær og alle former for død ved (stubber, rotvelt og læger). En sammenligning av disse figurene med skissene fra 1994

Storfragmentert

St. 9



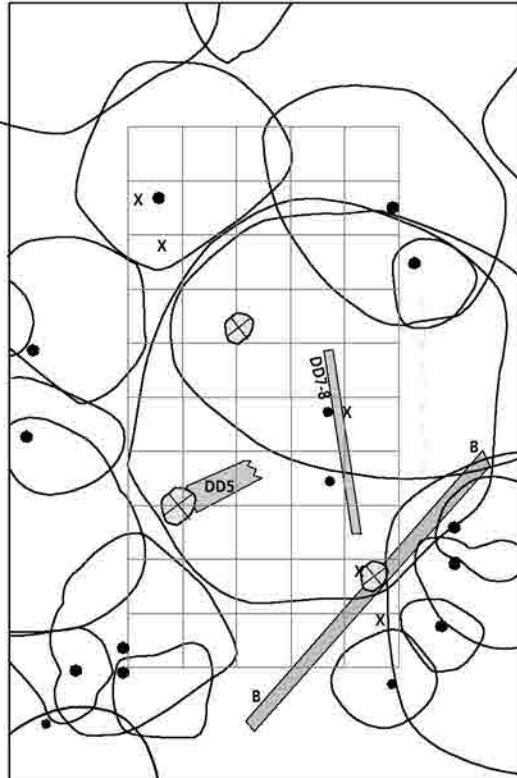
St. 17













St. 17

⊕ Grantreet var levende i 1994 og dødt i 1996.

St. 23



Uten bokstav= gran, B=bjørk, R=rogn, S=selje, E=einer:

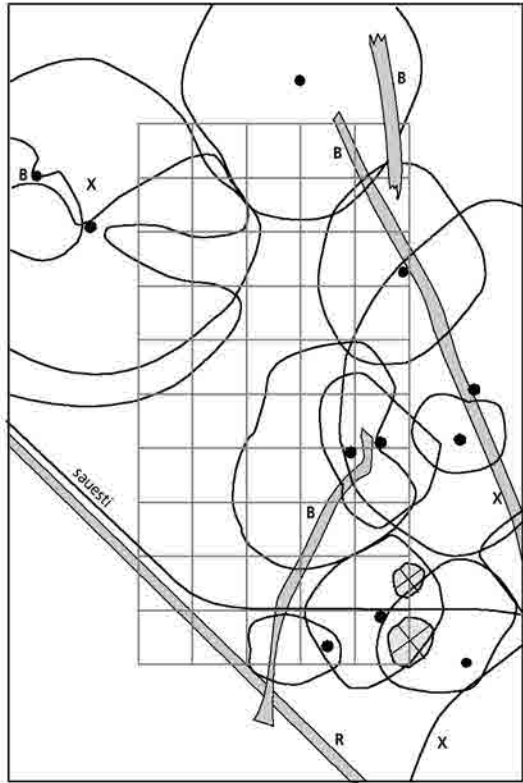
-  Gran
-  Bjørk
-  Rogn
-  Selje
-  Einer
-  Tre under 2 meter
-  Dødt tre
-  Læger
-  Stubbe
-  Angir nedbrytningsgrad på granlæger som beskrevet i kap. 3.2

Figur 9

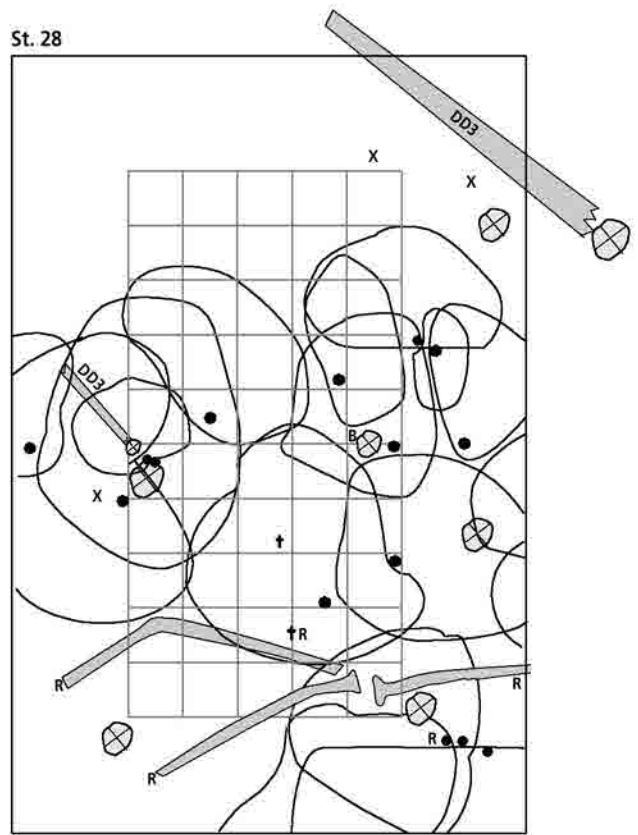
Skogstruktur på alle de 16 innsamlingsstasjonene slik den var juli 1996. Trærnes plassering, døde trær, stubber og læger er markert.

Storfragmentert

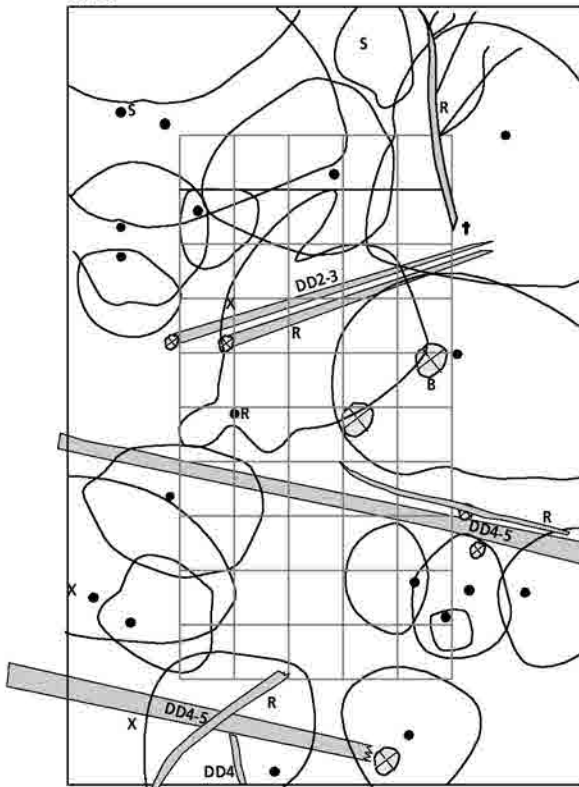
St. 26



St. 28



St. 36



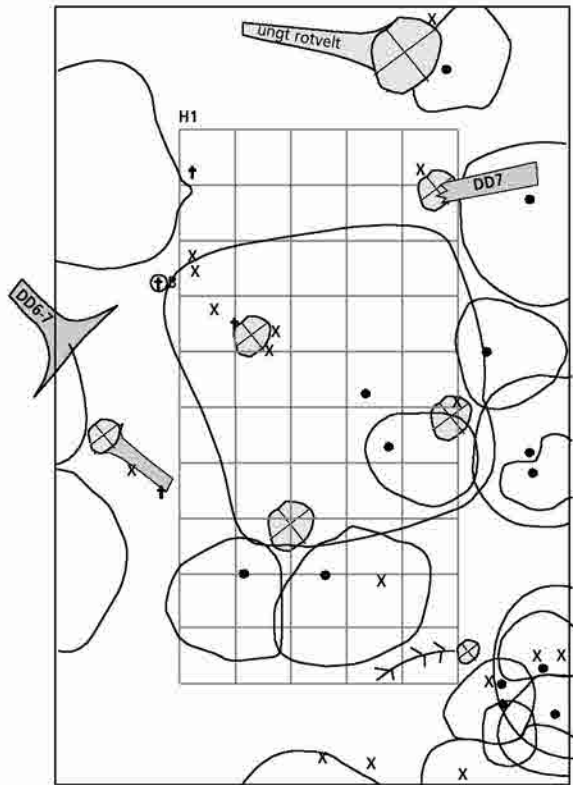
St. 36

Seljen vokser meget skrått.
Den grove granlægeren som går tvers gjennom hele feltet
ligger oppå en mindre, mer nedbrudt granlæger

Figur 9
Forts.

Kontrollfelt

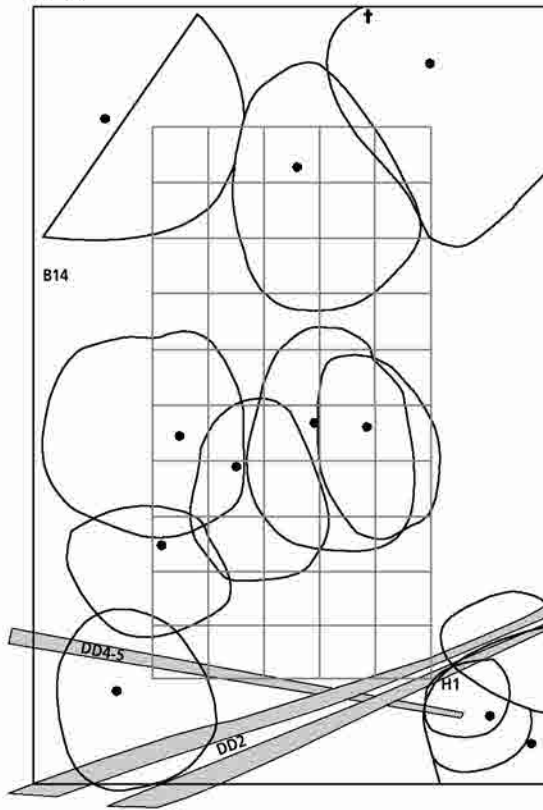
St. 5



St. 5
Det unge rotveltet (gran) er skjedd i prosjektperioden, registrert juli 1996.

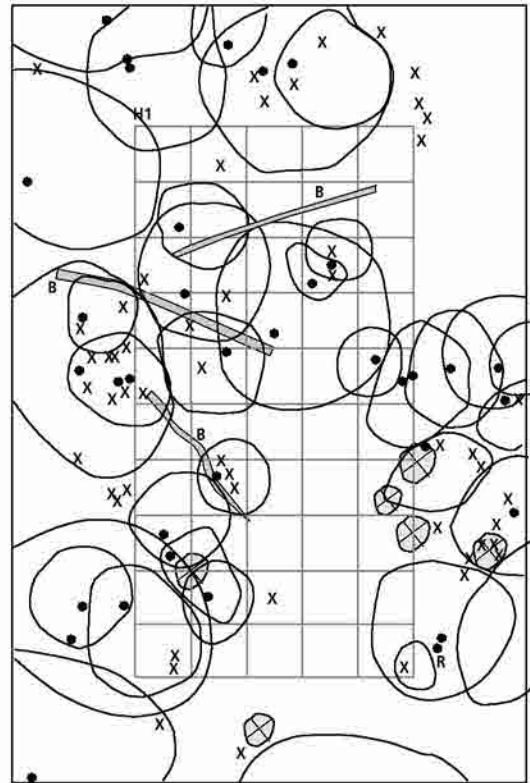
⊕ B: Dod i prosjektperioden, registrert juli 1996

St. 19

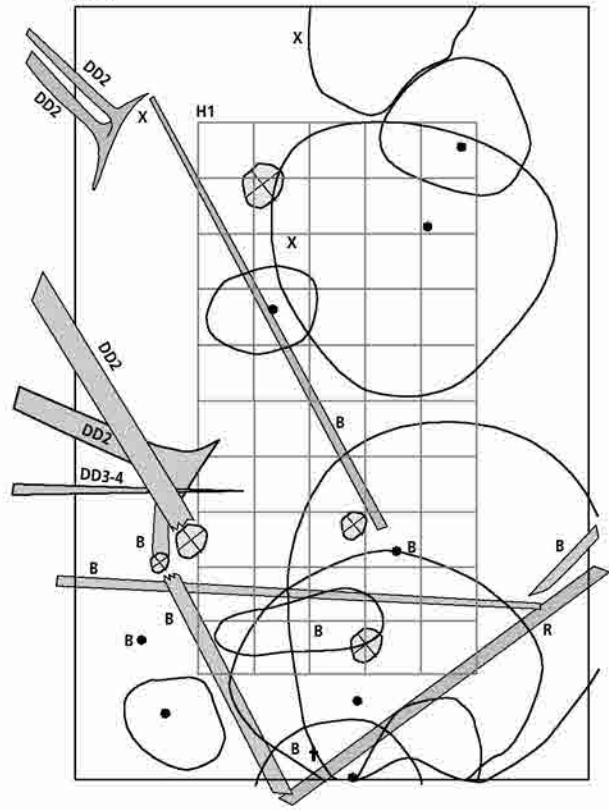


B14

St. 9



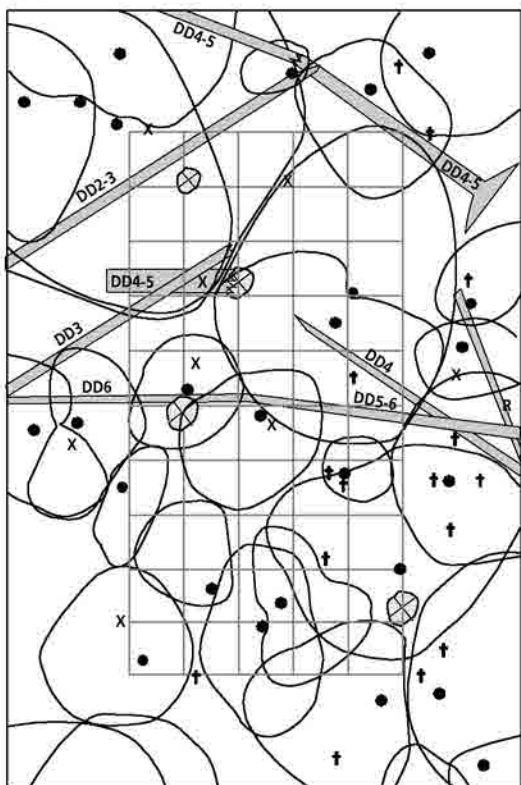
St. 25



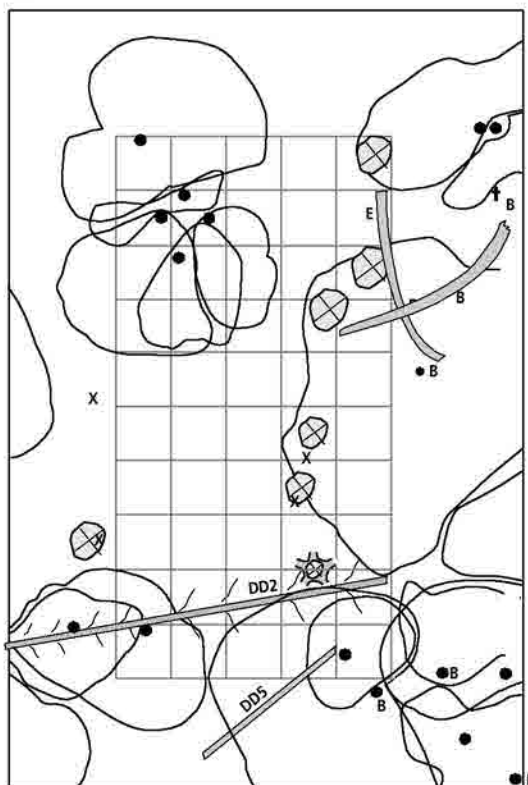
Figur 9
Forts.

Småfragmentert

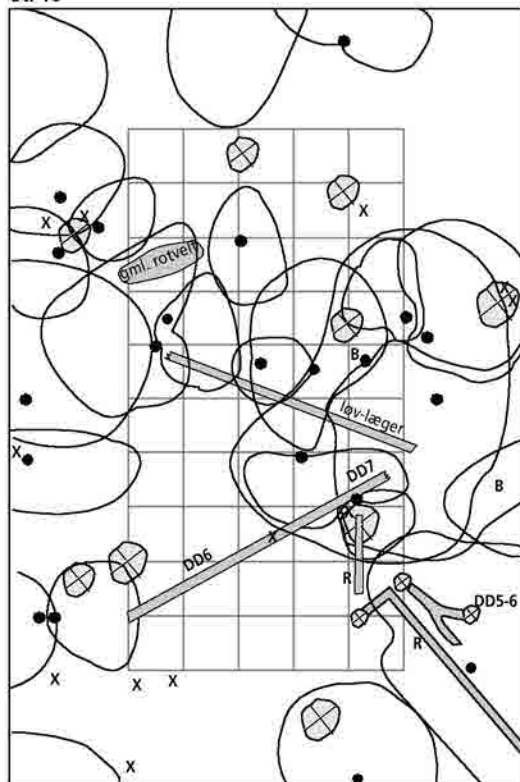
St. 8



St. 14



St. 16

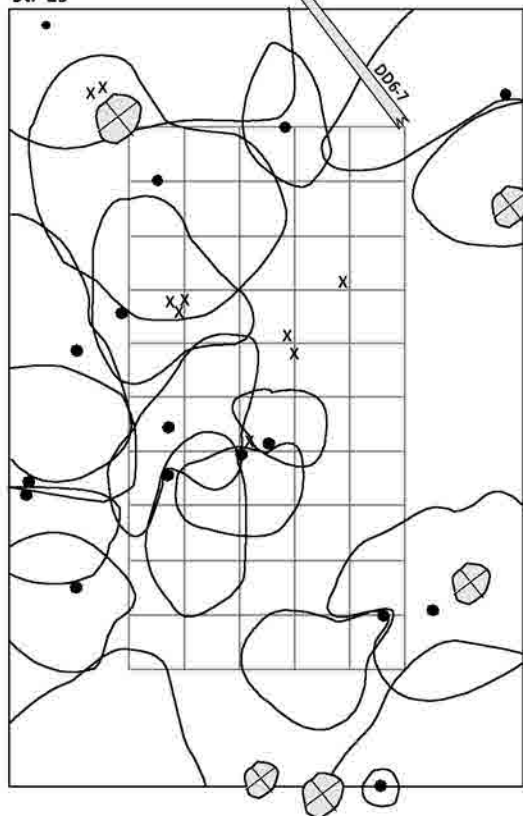


St. 14
Bjorken i nedre høyre hjørne har kronen utenfor det kartlagte området

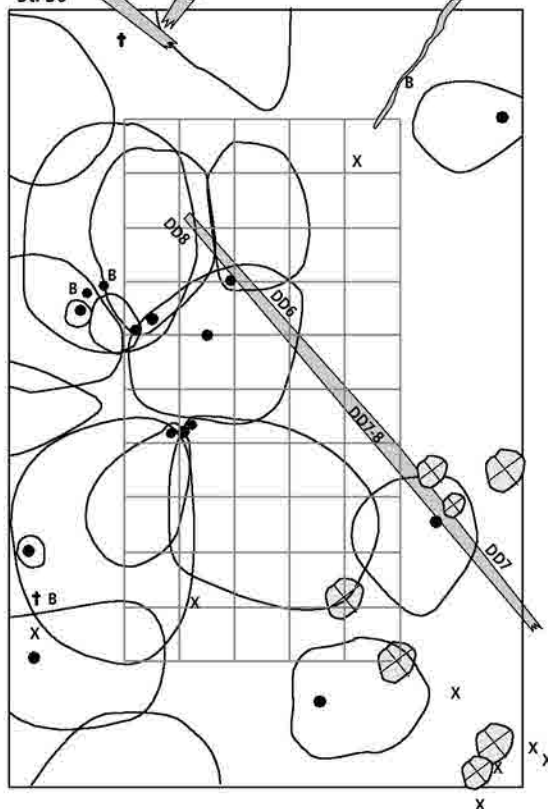
Figur 9
Forts.

Småfragmentert

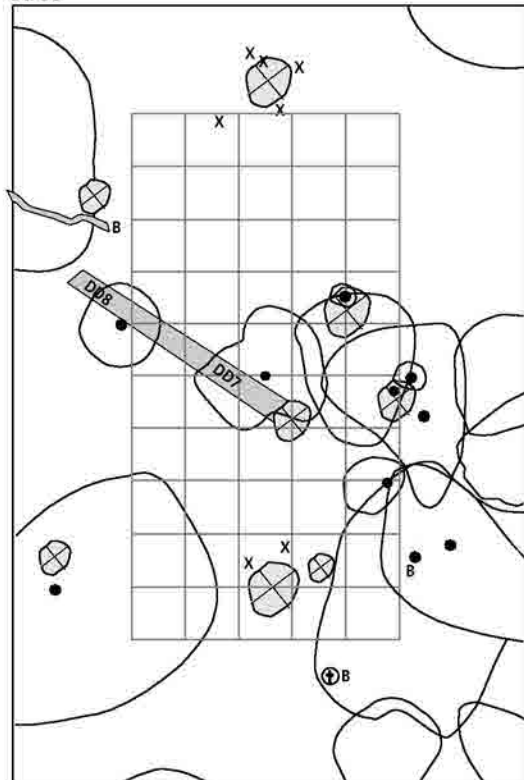
St. 25



St. 36



St. 38



St. 36

Den døde grana består av en ca 6m høy stubbe.
Kronen til den ytterste bjørka er utenfor det kartlagte området.

St. 38

Lægeren av bjørk er en relativt frisk topp

Figur 9
Forts.

(Tømmerås & Breistein 1995) viser at det ikke har skjedd store endringer i tresjiktet etter hogsten. En liten gran hadde dødd på stasjon 17 i det storfragmenterte feltet. De største endringene hadde skjedd i kontrollfelt 5 hvor en liten gran hadde veltet og en stor bjørk var død. Et bilde viser at bjørka levde høsten 1995. En mer sannsynlig effekt av hogsten er at antall rotvelt øker langs kantene. Dette ble sjekket høsten 1997. Da ble det observert et par trær som har veltet de to siste årene (etter hogsten). Mer var ikke å vente slik værforholdene var, om det er en forskjell mellom feltene vil først vi ses etter episoder med betydelig kraftigere vind.

I Tømmerås et al. (1997) finnes en mer detaljert oversikt over skogstrukturen på stasjonene basert på tremålingene og skissene.

4.2 Vegetasjon

Det valgte området har et oseanisk preg som gir seg uttrykk i vegetasjonen og er med på å karakterisere kystgranskogen. Den dominerende skogtypen er småbregneskog av bregne-skrubbærtyper og området er humid med frodige mosematter. Den suboseaniske kystkransmosen (*Rhytidiadelphus loreus*) er den mest vanlige og dominerende arten i bunnsjiktet. En annen suboseanisk skilleart, kystjammose (*Plagiothecium undulatum*) og den fuktighetskrevede totannmosen (*Chiloscyphus coadunatus*) er også vanlige. De to suboseaniske karplantene skrubber (*Cornus suecica*) og bjønnekam (*Blechnum spicant*) finnes også i området. I det relativt homogene forsøksområdet finnes enkelte rødlistede mosearter,

mens de lavartene som er svært spesielle i enkelte kystgranskogområder, f.eks. gullprikklav (*Pseudocypbellaria crocata*), ikke er funnet. Vi har ikke funnet arter fra andre grupper som utelukkende lever i slike oseaniske områder.

Forsøksområdet ligger ovenfor et område med hogstfelt med gran som det skogdannende treslaget. Det består for det meste av en skog på frisk til våt, middels næringsrik grunn med en bregnerik vegetasjon (småbregne- og storbregneskog). Ren blåbærskog er det lite av og da mest i litt bratte, noe tørrere partier. Området er gjennomskåret av fuktige dråger med fattig og rik sumpskog. Som **tabell 3** viser, finnes det en stasjon med blåbærvegetasjon i alle tre delområdene. Fattig sumpskog er representert i det småfragmenterte området og rik sumpskog i det storfragmenterte mens ingen av stasjonene i kontrollfeltet har sumpskog. De resterende stasjonene har en bregnerik vegetasjon med et varierende innslag av storbregner. Selv om det i området finnes en glidende overgang mellom småbregne- og storbregneskogen, viser oversikten i **tabell 3** hovedtrekkene i fordelingen av skogtypene i terrenget. Storbregneskog finnes bare på stasjoner i det storfragmenterte feltet. Dette er representativt for området siden dette er den rikeste delen av skogen. I det småfragmenterte feltet er stasjon 25 rikest med stedvis dominans av bjønnekam (*Blechnum spicant*).

Tabell 3. Vegetasjonstyper på de 16 forsøksstasjonene, klassifisert etter Fremstad (1997).

Småfragment område

Stasjon Vegetasjonstype

8:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming
14:	E1a;	Fattig sumpskog, vanlig utforming
16:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming
25:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming
36:	A4b;	Blåbærskog, blåbær-skrubbær-utforming
38:	E1a;	Fattig sumpskog, vanlig utforming

Kontrollområde

Stasjon Vegetasjonstype

5:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming
9:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming
19:	A4b;	Blåbærskog, blåbær-skrubbær-utforming med overgang mot
	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming i nedre del av feltet
25:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming

Storfragment område

Stasjon Vegetasjonstype

9:	E4;	Rik sumpskog
17:	C1a;	Storbregneskog, storbregne-gran-utforming
23:	A4b;	Blåbærskog, blåbær-skrubbær-utforming
26:	C1a;	Storbregneskog, storbregne-gran-utforming
28:	C1a;	Storbregneskog, storbregne-gran-utforming
36:	A5b;	Småbregneskog, bregne-skrubbær-utforming

4.2.1 Sumpskog

Karakteristisk for sumpskogen er at jordsmonnet er utviklet på steder hvor vannstanden svinger gjennom vegetasjonsperioden og er periodevis høy. Det blir ikke dannet torvjord pga vannstandsendingene. Skogbunnen er ofte ujevn med en mosaikk av forsenkinger og noe tørrere trebevokste tuer.

Siden sumpskog mangler på stasjonene i kontrollfeltet, og det finnes to stasjoner med fattig sumpskog i det småfragmenterte området og en stasjon med rik sumpskog i det storfragmenterte området, er det ikke mulig å studere eventuelle effekter av hogsten i denne vegetasjonstypen. Vegetasjonsanalysene fra disse stasjonene er derfor ikke med i den videre bearbeidingen, men omtales kort her.

I det småfragmenterte området er begge stasjonene med fattig sumpskog karakterisert av arter som skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*) i feltsjiktet og storbjørnemose (*Polytrichum commune*) i bunnsjiktet. Stasjon 14 er ellers karakterisert av skrubbær (*Cornus suecica*), tepperot (*Potentilla erecta*) og feltsjiktartene spriketormose (*Sphagnum squarrosum*) og fjærkransmose (*Rhytidiadelphus subpinnatus*) med noe innblanding av engkransmose (*Rhytidiadelphus squarrosus*). Stasjon 38 er derimot dominert av molte (*Rubus chamaemorus*) og i bunnsjiktet av vrangtormose (*Sphagnum brevifolium*) iblandet noe broddtormose (*Sphagnum angustifolium*) og skartormose (*Sphagnum riparium*).

Rik sumpskog finnes bare i stasjon 9 i det storfragmenterte området. Av karakterartene for denne typen finnes skogburkne (*Athyrium filix-femina*), skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*), skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*), myrmaure (*Galium palustre*) med innslag av soleihov (*Caltha palustris*) og mjøduert (*Filipendula ulmaria*) og i bunnsjiktet en god del storrundmose (*Rhizomnium magnifolium*) i tillegg til sumplundmose (*Brachythecium rivulare*) og sumpfagermose (*Plagiomnium ellipticum*).

Alle de tre stasjonene var i utgangspunktet relativt åpne og vegetasjonen var derfor i utgangspunktet mindre utsatt for fragmenteringen.

4.2.2 Gran og blåbær

Regenerering av gran

Sommeren 1996 ble det observert god frøspiring i hele området. Frøplanter av gran ble derfor registrert under vegetasjonsanalysen (tabell 4). De ble funnet på alle stasjonene i de tre feltene selv om det var mest frøplanter i den bregnerike vegetasjonen.

I 1997 ble det under analyseringen skilt mellom de ett år gamle granplantene og de nye frøplantene. Som tabell 4 viser var overlevelsen liten samtidig som det var få nye frøplanter. Alle 1-års individene ble funnet i bregnerik vegetasjon, inkludert en bregnerik rute fra en stasjon dominert av sumpskog. I kontrollfeltet ble det funnet 1-års individer i bare en rute, men overlevelsen her var relativ stor. I 1996 ble det funnet frøplanter i 11 av de 16 smårutene i denne ruten. Av disse hadde fem av individene i smårutene overlevd, samtidig som det var nyspiring i to av smårutene. I de to frag-

menterte feltene ble det funnet 1-års individer i en smårute pr rute, tre i det storfragmenterte og en i det småfragmenterte feltet. Ut i fra dette kan det ikke påvises noen forskjell som skyldes hogsten i regenerering av gran.

Reduksjon og regenerering av blåbær

Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) var ikke uventet den arten som tydeligst reagerte på de endrete forholdene. Allerede sommeren 1996 var bladmengden svært redusert i mange av rutene i de to mosaikerte feltene. Sommeren 1997 ble det i tillegg observert en del døde skudd. Konsekvensen ble en reduksjon av dekningen, særlig på småfragmenterte stasjoner med mye blåbær (jf tabell 5). Denne nedgangen kan være rent midlertidig, for samtidig ble det registrert en god del nyetablering og nyskudd av blåbær.

I de tre stasjonene med blåbærskog fantes blåbær i nesten alle smårutene og det endret seg ikke fra 1995 til 1997. Baseres endringen derimot på den grove 3-gradige mengdeskalaen får man den samme trenden som ved å se på dekningen, dvs omtrent ingen endring i kontrollfeltet, en svak reduksjon i det storfragmenterte feltet og størst reduksjon i det småfragmenterte feltet. Årsaken til dette forholdet er å finne i de endrete økologiske forholdene på stasjonene. Sollyset nådde inn til vegetasjonen, særlig fra sidene, og selv på vindstille dager gikk det en svak bris gjennom skogteigen fra den ene hogstflaten til den andre. De skuddene som ble svekket var tilpasset de opprinnelige, skyggefulle omgivelsene med store, tynne blad. De nye skuddene og individene som kommer opp vil derimot kunne få blader som er bedre tilpasset de nye forholdene.

I bregnevegetasjonen er forholdene litt annerledes, både fordi det fantes mindre blåbær i utgangspunktet og fordi individene kan være bedre beskyttet av de store bregnene. Tre av stasjonene hadde i utgangspunktet en dekning av blåbær på over 10 % og de viser den samme trenden som vi ser for blåbærskogen mht reduksjon av dekning (tabell 5).

4.2.3 Vegetasjonsanalyser

Artsliste fra registreringen på stasjonene er presentert i Appendix 1.

En mulig langtidseffekt av de to inngrepstypene er at en suksesjon, som ender opp i irreversible vegetasjonsendringer, startes. Ingen trend ble funnet fra 1995 til 1996 (Tømmerås et al. 1997), og det er tvilsomt om dette lar seg påvise også etter to år. Et datasett med fastmarksanalysene fra 1995 og 1997 og et miljødatasett med tid, inngrepstype, innstråling og kronedekke som variable ble benyttet til en CCA-analyse med en Monte Carlo signifikanstest. Ingen sammenheng mellom inngrepene og endringene ble påvist. Det samme ble resultatet ved å analysere blåbær- og bregneskogen hver for seg. Dette er rimelig siden vegetasjonen på kort tid vil være preget av mer eller mindre tilfeldige endringer. Det er allerede påvist en reduksjon av blåbær noen steder. Dermed er det skapt åpninger for andre planter, hvilke vil være avhengig av bl a hvilke propaguler som er til stede i frøbanken og den vegetative kapasiteten til de tilstedeværende artene. Derfor er det lite sannsynlig at en eventuell forskjell mellom feltene vil avspeile seg i en ordinasjon, noe som viste seg å holde stikk.

Tabell 4. Frøplanter av gran registrert i analyserutene 1996-97 fordelt på A. Alle stasjonene og B. Den bregnerike vegetasjonen.

Felt	Storfragmentert	Kontroll	Småfragmentert
A. Alle stasjonene			
Totalt antall stasjoner	6	4	6
Totalt antall ruter	30	20	30
Totalt antall småruter	480	320	480
1996			
Antall stasjoner m. frøplanter	6	4	6
Ruter m. frøplanter, antall	23	14	18
Ruter m. frøplanter, %	77	70	60
Småruter m. frøplanter, antall	60	42	67
Småruter m. frøplanter, %	13	13	14
Småruter m. frøplanter, gj.snitt antall pr. rute	2,6	3	3,7
1997			
Antall stasjoner m. frøplanter/1 års planter	2	4	4
Ruter m. frøplanter/1 års planter, antall	5	5	7
Ruter m. frøplanter/1 års planter, %	17	25	23
Småruter m. frøplanter/1 års planter, antall	6	12	13
Småruter m. frøplanter/1 års planter, %	1	4	3
Ruter m. 1 års planter, antall	3	1	2
Småruter m. 1 års planter, antall	3	5	2
Småruter m. nye frøplanter, antall	3	7	11
Overlevelse på rutenivå, %	13	7	17
Overlevelse på smårutenivå, %	5	12	3
B. Stasjoner med bregnerik vegetasjon			
Totalt antall stasjoner	4	3	3
Totalt antall ruter	20	15	15
Totalt antall småruter	320	240	240
1996			
Antall stasjoner m. frøplanter	4	3	3
Ruter m. frøplanter, antall	16	11	11
Ruter m. frøplanter, %	80	73	73
Småruter m. frøplanter, antall	43	36	55
Småruter m. frøplanter, %	14	15	23
Småruter m. frøplanter, gj.snitt antall pr. rute	2,7	3,3	5
1997			
Antall stasjoner m. frøplanter/1 års planter	2	3	2
Ruter m. frøplanter/1 års planter, antall	5	4	6
Ruter m. frøplanter/1 års planter, %	25	27	40
Småruter m. frøplanter/1 års planter, antall	6	11	10
Småruter m. frøplanter/1 års planter, %	2	5	4
Ruter m. 1 års planter, antall	3	1	1
Småruter m. 1 års planter, antall	3	5	1
Småruter m. nye frøplanter, antall	3	6	9
Overlevelse på rutenivå, %	19	9	9
Overlevelse på smårutenivå, %	7	14	2

Tabell 5. Reduksjon i dekning av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) pr stasjon (5 ruter/80 småruter) fra 1995 til 1997 på rutenivå basert på gjennomsnittlig dekning og på smårutenivå uttrykt både ved antall ruter og antall vektet med den 3-gradige mengdeskalaen.

Veg-type	Delområde	Stasjon	Gj. dekning			Småruter		
			1995	1997	Differanse	Antall 1997	Endring 1995-97 Antall	Vektet
Blåbærskog	Kontroll	19	31,0	30,0	-1,0	79	1	-5
	Storfragmentert	23	24,2	21,2	-3,0	71	-1	-10
	Småfragmentert	36	36,0	26,0	-10,0	71	1	-22
Bregnerik skog	Kontroll	5	7,8	3,8	-4,0	41	-7	-14
	Kontroll	9	7,2	3,4	-3,8	54	-5	-13
	Kontroll	25	4,0	2,6	-1,4	29	2	2
	Storfragmentert	17	7,0	7,0	0,0	61	6	11
	Storfragmentert	26	4,6	3,2	-1,4	33	0	3
	Storfragmentert	28	13,2	8,4	-4,8	48	3	
	Storfragmentert	36	18,2	14,2	-4,0	61	-1	0
	Småfragmentert	8	3,0	2,2	-0,8	29	-7	-11
	Småfragmentert	16	27,0	17,0	-10,0	78	0	0
	Småfragmentert	25	3,5	2,2	-1,3	42	2	2

CCA-analysen med "forward selection" viste at det er en signifikant sammenheng mellom vegetasjonen og de to parametrene innstråling og kronedekke. Innstråling ble valgt først ($p = 0,01$) og deretter kronedekke ($p = 0,01$). For å få et inntrykk av vegetasjonsutviklingen, ble det utført en DCA-analyse hvor programmet til slutt analyserte samvariasjonen mellom aksene og disse to miljøvariablene. Den viste at første akse er sterkt korrelert med innstrålingen og at andre aksene i stor grad er korrelert med kronedekket.

Resultatet av DCA-ordinasjonen er vist i **figur 10** og **11**. Rutene med blåbærskog i områder med størst innstråling finnes til høyre i diagrammet, mens rutene med den rikeste vegetasjonen, storbregneskogen, finnes til venstre. Første akse kan dermed også tolkes som en næringsgradient. Langs andre akse går gradienten fra urter via bregner/lyng til arter som vokser på trebasis eller læger. Den vil derfor også kunne tolkes som en fuktighetsgradient.

Informasjon pr delfelt er trukket ut av ruteplottet (**figur 10**) og vises i **figur 12**. Piler angir vegetasjonsutviklingen fra 1995 til 1997. Både retning og grad av endring varierer fra rute til rute. De 20 rutene fra kontrollfeltet ligger mer samlet enn rutene i de to andre feltene. Dette avspeiler dels at feltet er dominert av småbregnevegetasjon og dels tilfældigheter ved trekking av stasjoner og ruter. Selv om det finnes store mengder død ved i kontrollfeltet er dette ikke fanget opp.

Totaldekning og fertilitet

Bunnsjiktet er blitt redusert på alle stasjonene samtidig som mengden av strø har økt (**tabell 6**). Dette antas å ha sammenheng med den varme og tørre 1997-sommeren. I blåbærvegetasjonen har totaldekningen av lyng gått mest tilbake i det småfragmenterte feltet og minst i kontrollfeltet (**tabell 6**). Dette stemmer godt overens med situasjonen for blåbær. I bregnevegetasjonen er det en svak reduksjon av urter/bregner i kontrollfeltet samtidig som det er en liten øking i de fragmenterte feltene (**tabell 6**). Forholdet for graminider er motsatt med en svak øking i kontrollfeltet og reduk-

sjon i de fragmenterte feltene. Ellers er det ingen generell trend å trekke ut på grunnlag av totalverdiene.

Fordi endrede miljøforhold kan påvirke artenes fertilitet, ble det registrert om karplantene var fertile eller ei. Noen arter kunne være fertile begge år i noen ruter og bare i 1995 eller i 1997 i andre. Andre arter var fertile mer sporadisk. Noen trend ble ikke funnet.

4.2.4 Korttidseffekter av hogsten på artsammensetningen

Antall arter pr arealenhet gir et mål på artsdiversiteten. Som **tabell 7** viser, har det skjedd små endringer i alle tre delfeltene fra 1995 til 1997. Hvis inngrepene har hatt en effekt på den gjenstående skogen i de fragmenterte feltene, er hypotesen at vegetasjonen i kontrollfeltet var mer stabil enn i de to andre feltene og at variasjonen mellom årene var mindre her til tross for den tørre og varme 1997-sommeren. For å få et mål på dette forholdet, er endring og stabilitet beregnet for henholdsvis blåbær- og bregnerik vegetasjon. Hvis hypotesen holder stikk, kan man vente å finne en mer tilfeldig fordeling av arter med endring i antall småruteobservasjoner i de fragmenterte feltene enn i kontrollfeltet og at stabiliteten er redusert.

Blåbærvegetasjon finnes på en stasjon i hvert av de tre forsøksfeltene. **Figur 13a** og **14a** viser både hvor mange prosent av artene i hvert av feltene i blåbærvegetasjonen som gikk tilbake, var uendret eller gikk fram, og hvordan endringene er fordelt på kategoriene; liten, middels og stor. I **figur 15** vises forholdet mellom endring og stabilitet for alle artene i blåbærvegetasjonen (jf kap. 3.6.1). Artene er sortert etter hvor mange prosent av rutene de fantes i i 1995, dette er brukt til å skalere x-aksen heller enn artsnavnene. Bregnerik vegetasjon finnes på fire stasjoner i det storfragmenterte feltet og tre stasjoner i hver av de to andre forsøksfeltene. Figurene (**13b**, **14b** og **16**) er derfor basert på et større materiale, men viser de samme forholdene som for blåbærvegetasjonen.

Tabell 6. Gjennomsnittlige totaldekninger pr rute for feltsjiktet fordelt på lyng, urter/bregner og graminider, bunnsjiktet og åpen jord/strø i 1995 og 1997 og beregnede endringer. A. Pr felt, B. Pr stasjon.

A. Gjennomsnitt pr felt

Veg-type	Delområde	Stasjon	Feltsjikt									Bunnsjikt			Åpen jord/strø		
			Lyng			Urter/bregner			Graminider			1995	1997	Diff.	1995	1997	Diff.
Blåbærskog	Kontroll	19	31	30	-1	17	17	0	2,2	2,2	0	88	72	-16	20	40	20
	Storfrag.	23	25	22	-3	16	15	-1	1,8	1,4	-0,4	74	55	-19	32	51	19
	Småfrag.	36	39	31	-8	15	13	-2	4,2	5,2	1	80	70	-10	25	36	11
Bregnerikskog	Kontroll	5,9,25	9	5	-4	34	33	-1	2,2	3,4	1,2	93	77	-16	15	35	20
	Storfrag.	17,26,28,36	11	9	-2	34	35	1	2,1	2,0	-0,2	76	57	-19	29	54	25
	Småfrag.	8,16,25	12	8	-4	31	32	1	1,2	1,1	-0,1	72	53	-19	36	57	21

B. Gjennomsnitt pr stasjon

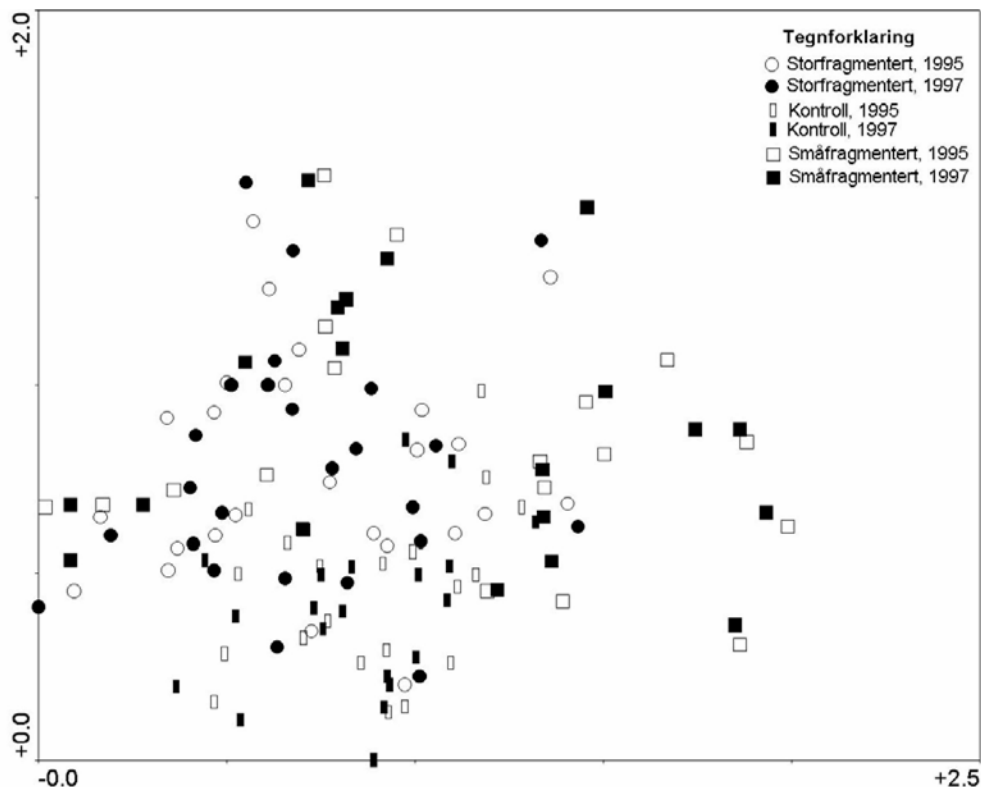
Veg-type	Delområde	Stasjon	Feltsjikt									Bunnsjikt			Åpen jord/strø		
			Lyng			Urter/bregner			Graminider			1995	1997	Diff.	1995	1997	Diff.
Bregnerikskog	Kontroll	5	10	5	-5	30	32	2	2,2	2,6	0,4	98	80	-18	10	29	19
	Kontroll	9	7	3	-4	37	25	-12	2,2	3	0,8	98	70	-28	12	46	34
	Kontroll	25	9	6	-3	35	42	7	2,2	4,6	2,4	84	82	-2	23	29	6
	Storfrag.	17	7	8	1	31	38	7	0,8	0,8	0	78	47	-31	27	62	35
	Storfrag.	26	5	4	-1	36	35	-1	2,6	3	0,4	74	70	-4	28	45	17
	Storfrag.	28	13	9	-4	46	45	-1	3,2	2,6	-0,6	70	44	-26	33	64	31
	Storfrag.	36	18	14	-4	23	24	1	1,8	1,4	-0,4	80	66	-14	28	44	16
	Småfrag.	8	4	3	-1	23	34	11	0,8	0,8	0	66	56	-10	43	55	12
	Småfrag.	16	29	17	-12	26	32	6	1,8	1,4	-0,4	74	59	-15	34	47	13
	Småfrag.	25	2,8	2,6	-0,2	44	31	-13	1	1	0	77	45	-32	30	68	38

Tabell 7. Artsdiversiteten uttrykt som totalt antall arter i de ulike feltene i 1995 og 1997, basert på vegetasjonsanalysene.

Veg-type	Delområde	Antall stasjoner	Artsantall		Endring	1995-1997	
			1995	1997		Ant. forsvunnet	Ant. nye
Blåbærskog	Kontroll	1	40	39	-1	5	4
	Storfragmentert	1	33	31	-2	4	2
	Småfragmentert	1	37	35	-2	4	2
Bregnerikskog	Kontroll	3	63	68	5	3	8
	Storfragmentert	4	66	70	4	4	8
	Småfragmentert	3	55	57	2	1	3

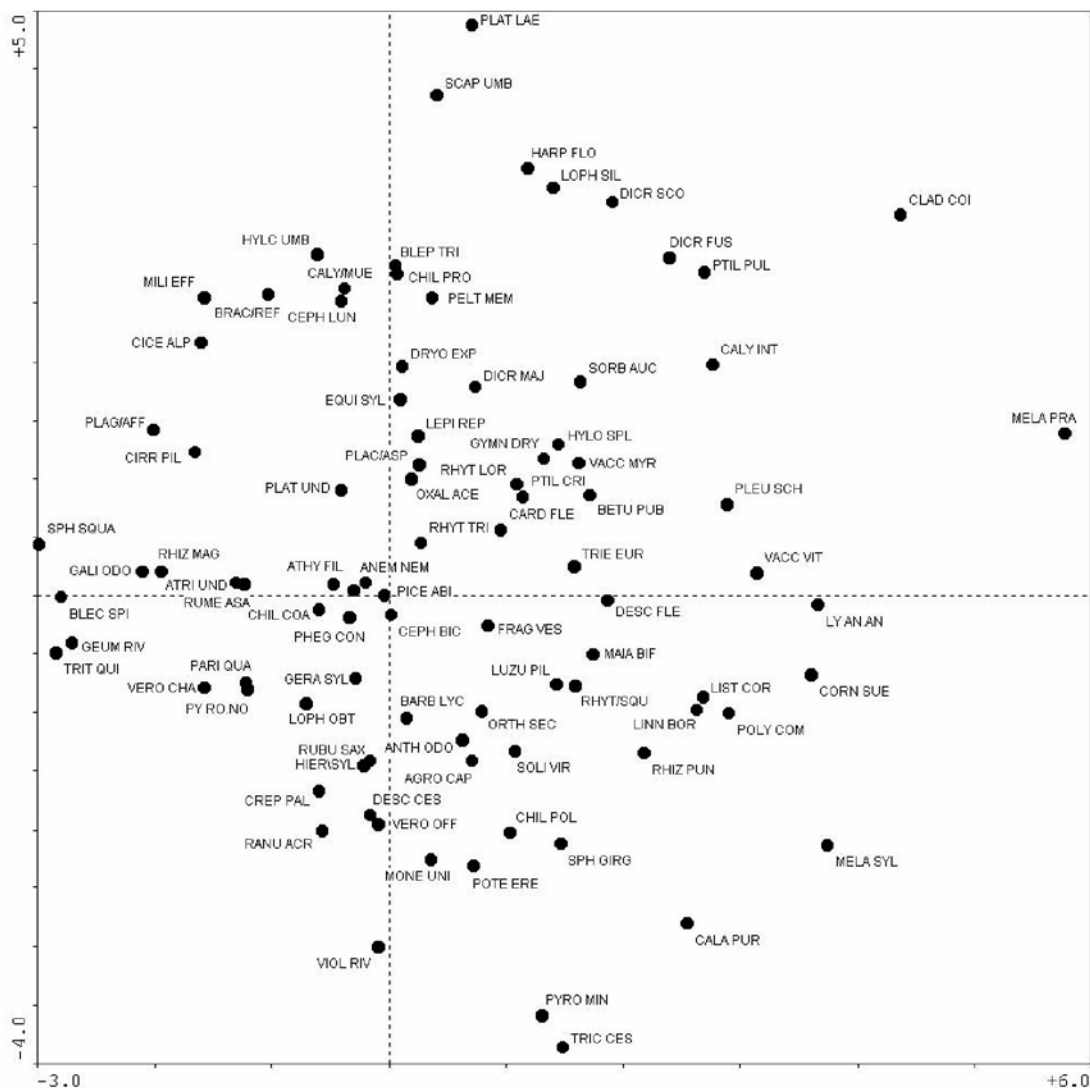
Figur 10

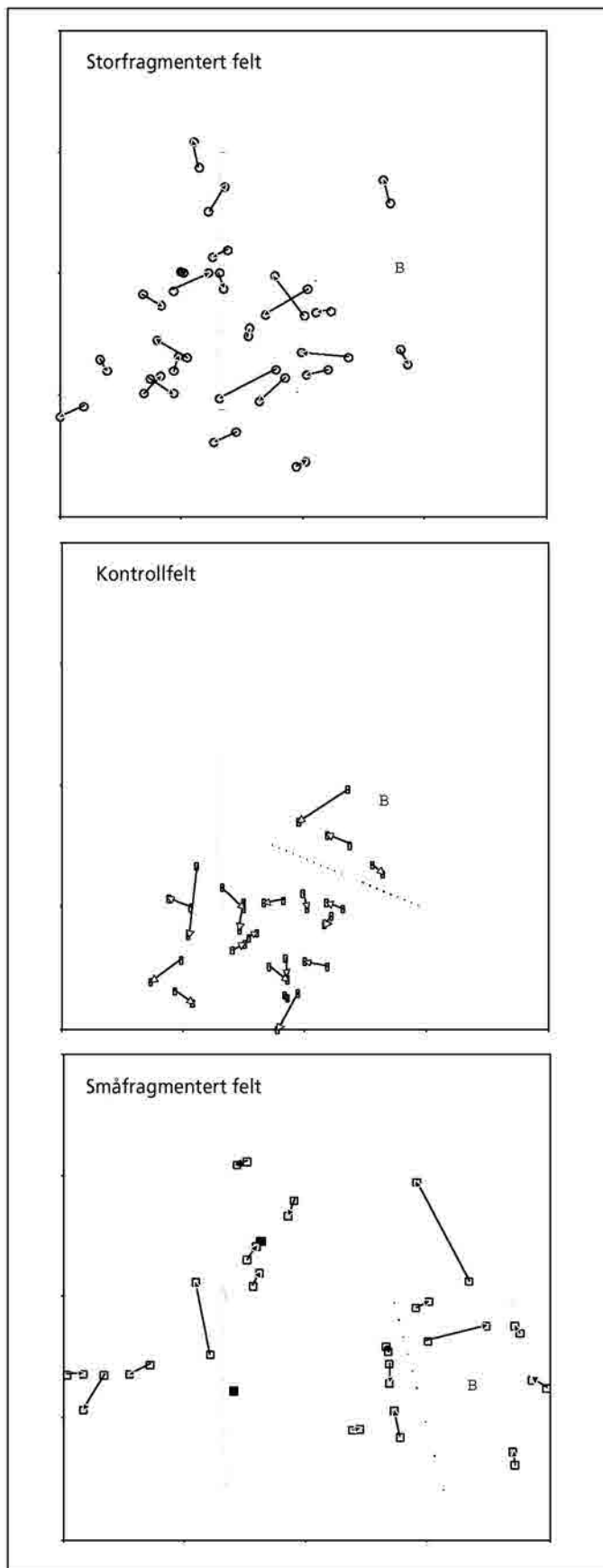
DCA-ordinasjon av fastmarksanaly-
sene fra 1995 og 1997, ruteplot med
akse 1-2 skalert i SD-enheter. Sym-
boler skiller mellom felt og år.



Figur 11

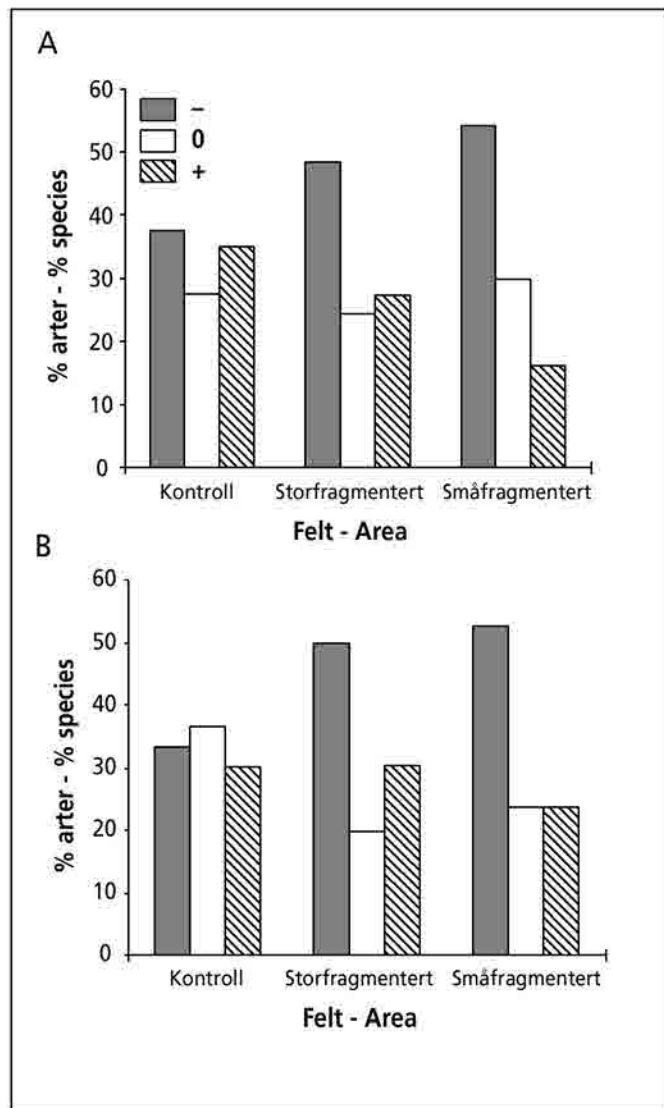
DCA-ordinasjon av fast-
marksanalysene fra 1995
og 1997, artsplot med akse
1-2 skalert i SD-enheter.
Forklaring til artenes kode-
navn finnes i **appendix 1**.





Figur 12

DCA-ordinasjon av fastmarksanalysene fra 1995 og 1997. Utviklingen pr felt basert på ruteplottet i **figur 10**. Piler angir vegetasjonsutviklingen fra 1995 til 1997, beliggenheten til rutene i stasjonen med blåbærvegetasjon er avgrenset.



Figur 13.

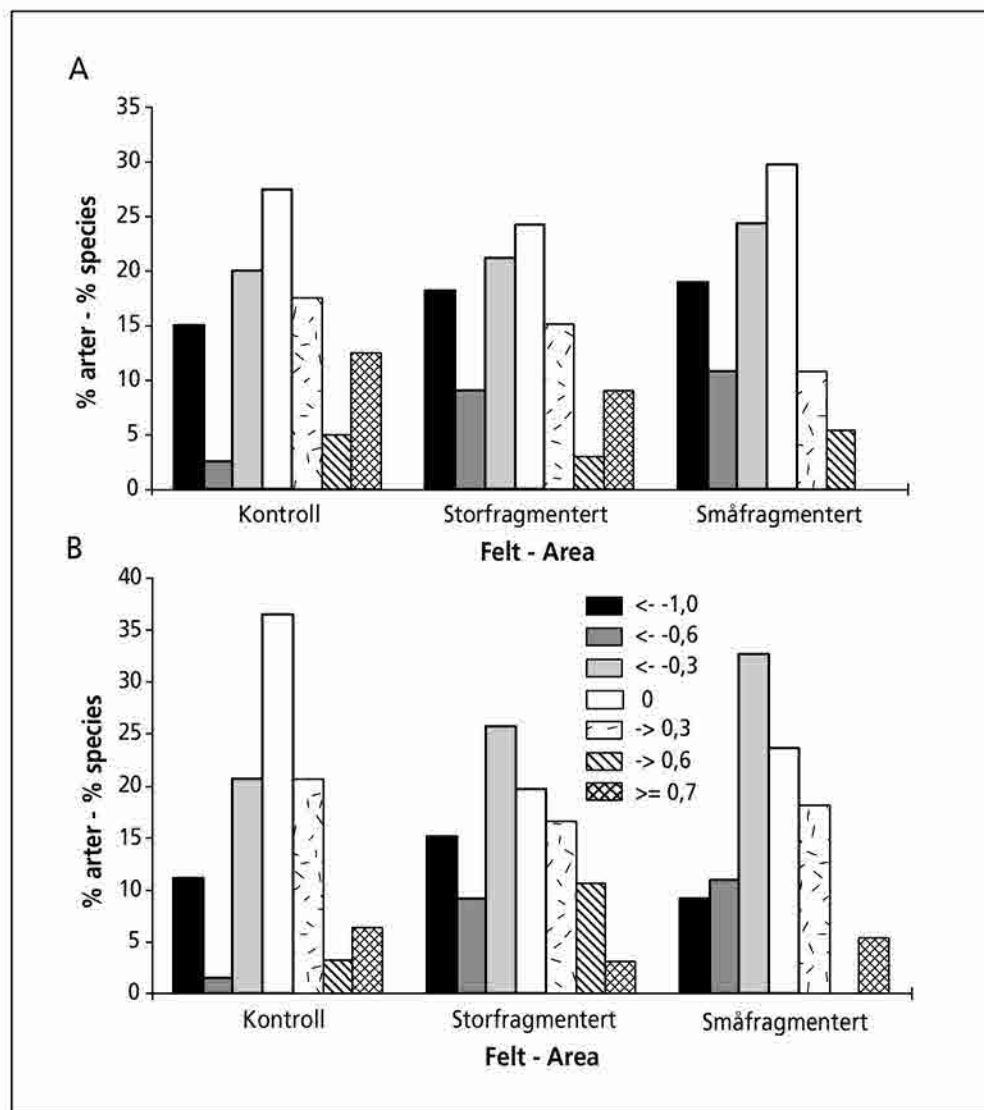
Andel arter (%) som har et redusert antall småruteforekomster (-), er konstant (0) eller har et økt antall småruteforekomster (+) i 1997 i forhold til 1995. a) Blåbærvegetasjon (A4b), basert på en stasjon pr forsøksfelt. b) Bregnerik vegetasjon (Ab5-C1), basert på 3-4 stasjoner pr forsøksfelt.

Antagelsen om at skogvegetasjonen i kontrollfeltet var mest stabil synes å holde stikk. I begge tilfellene hadde de fleste artene ingen eller liten endring i antall småruter de forekommer i (**figur 13** og **14**). Det er en liten andel av artene som hadde en middels stor fram- eller tilbakegang. Da arter med lav frekvens er meget sårbare for rene tilfeldigheter, er det ikke uventet at disse er mest ustabile. Dette forklarer den relativt store endringen til et større antall arter.

I de to andre forsøksfeltene er tilbakegangen relativt større enn framgangen i både blåbær- og bregnerik vegetasjon (**figur 13** og

Figur 14

Andel arter (%) som har et redusert antall småruteforekomster, er konstant (0) eller har et økt antall småruteforekomster i 1997 i forhold til 1995 fordelt på kategorier: Liten endring (0 -0,3/0 - 0,3), Middels endring (0,3 -0,6/0,3--0,6), Stor endring ($\geq 0,7$ /0,6-1). a) Blåbærvegetasjon (A4b), basert på en stasjon pr forsøksfelt. b) Bregnerik vegetasjon (Ab5-C1), basert på 3-4 stasjoner pr forsøksfelt.



14). Dette gjelder særlig arter med en middels stor nedgang. Felles for de to fragmenterte forsøksfeltene er også at det i den bregnerike typen var en større andel arter med svak nedgang enn arter som var konstante. Som i kontrollfeltet er de artene som forekommer i nesten alle rutene mest stabile mens de med lav frekvens er mest ustabile. Ellers varierer stabiliteten en del.

Det storfragmenterte feltet

Blant artene i bregnevegetasjonen er det, bortsett fra for hvitveis (*Anemone nemorosa*), omtrent ingen endring av antall småruter hvor artene finnes når arten forekommer i mer enn 16 % av rutene (figur 16). Blant artene i blåbærvegetasjonen (figur 15), er endringen mer variabel også blant de mer vanlige artene.

Endringene var større i det storfragmenterte feltet enn i kontrollfeltet. De topografiske forholdene mellom stasjonene varierer noe. Mest utsatt for hogsten er stasjon 17 som ligger på en 100 m korridor mellom to hogstflater, i kanten av den ene. Feltinntrykket var at forholdene her var de som lignet mest på forholdene i det småfragmenterte feltet. Stasjon 28 ligger i kanten av en stor hogstflate, men hogstflaten ender øverst på en rygg, terrenget heller svakt innover og det går en bekk mellom hogstflaten og stasjonen. Resultatet er at påvirkningen fra hogstflaten ikke virker å være så

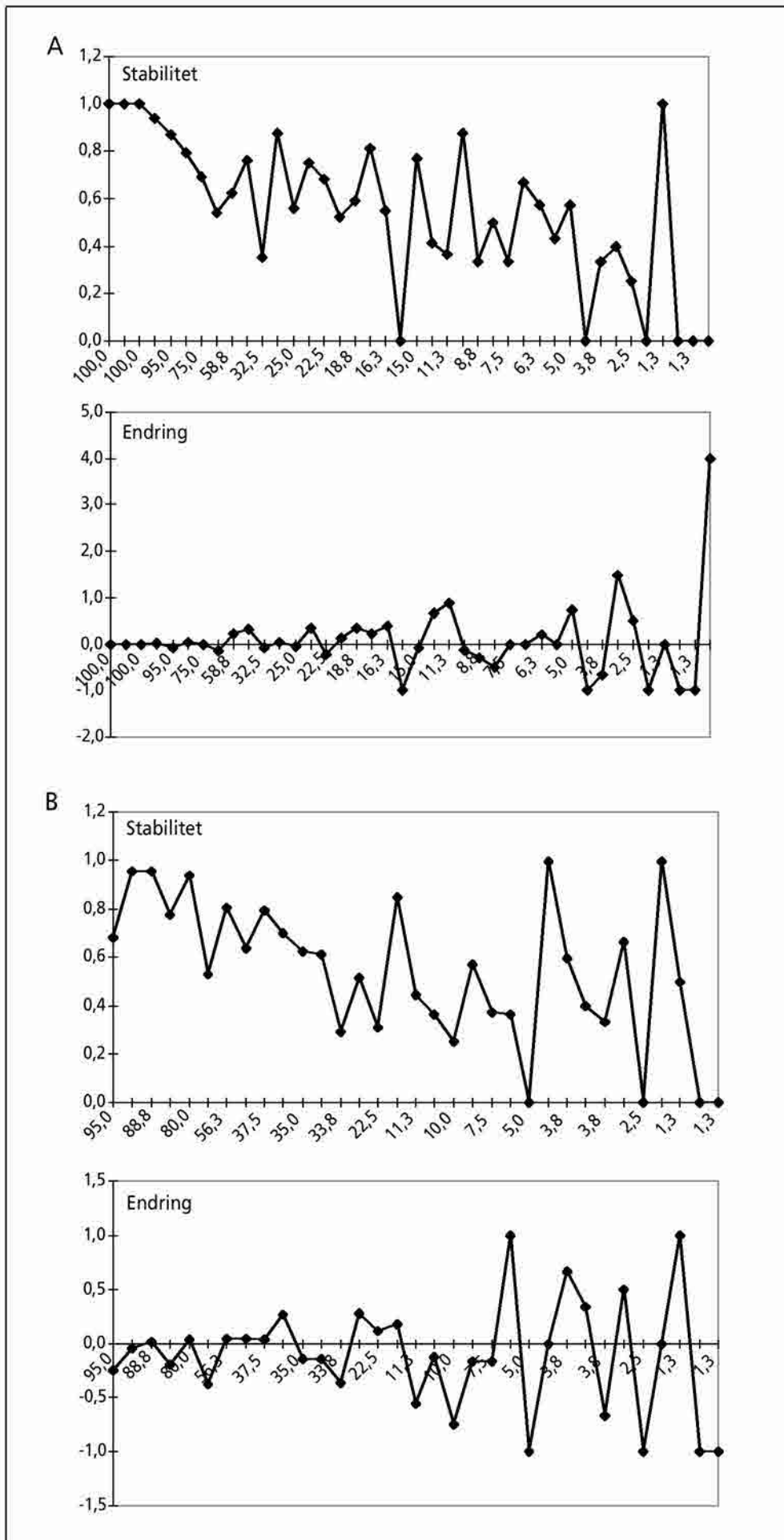
sterk som beliggenheten tyder på. Ellers ligger stasjonene lengre fra hogstflatene enn i det småfragmenterte feltet.

Det småfragmenterte feltet

I det småfragmenterte feltet var endringene størst. Også i dette feltet er det omtrent ingen endring for de mest vanlige artene, men her går grensen når forekomsten er på ca 25 % av rutene i begge vegetasjonstypene (figur 15 og 16). En annen forskjell er at et større antall av de vanlige artene i bregnevegetasjonen ikke hadde endret seg i hele tatt.

4.2.5 Utviklingen videre

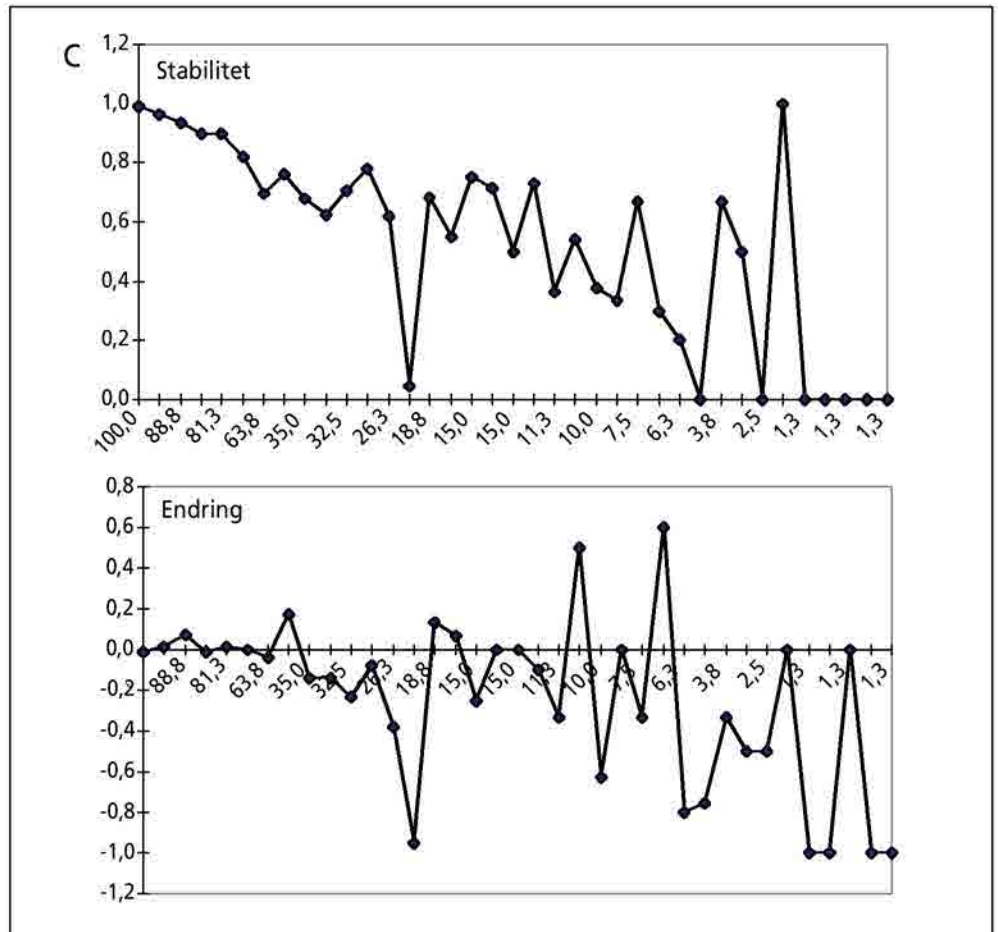
De påviste forholdene kan vise seg å være rent midlertidige endringer. Vegetasjonsutviklingen videre i de gjestående teigene kan gå i flere retninger. Effekten av inngrepet kan være at arts sammensetningen blir den samme etter en tilpassing til de nye økologiske forholdene. Når f eks de nye individene av blåbær har vokst opp vil de økologiske forholdene for andre arter være mer lik de opprinnelige. Også andre arter vil med tiden kunne tilpasse seg de nye omgivelsene. Det er også mulig at en suksjon har startet i hele eller deler av feltene. Det virker som om korttidseffekten var



Figur 15

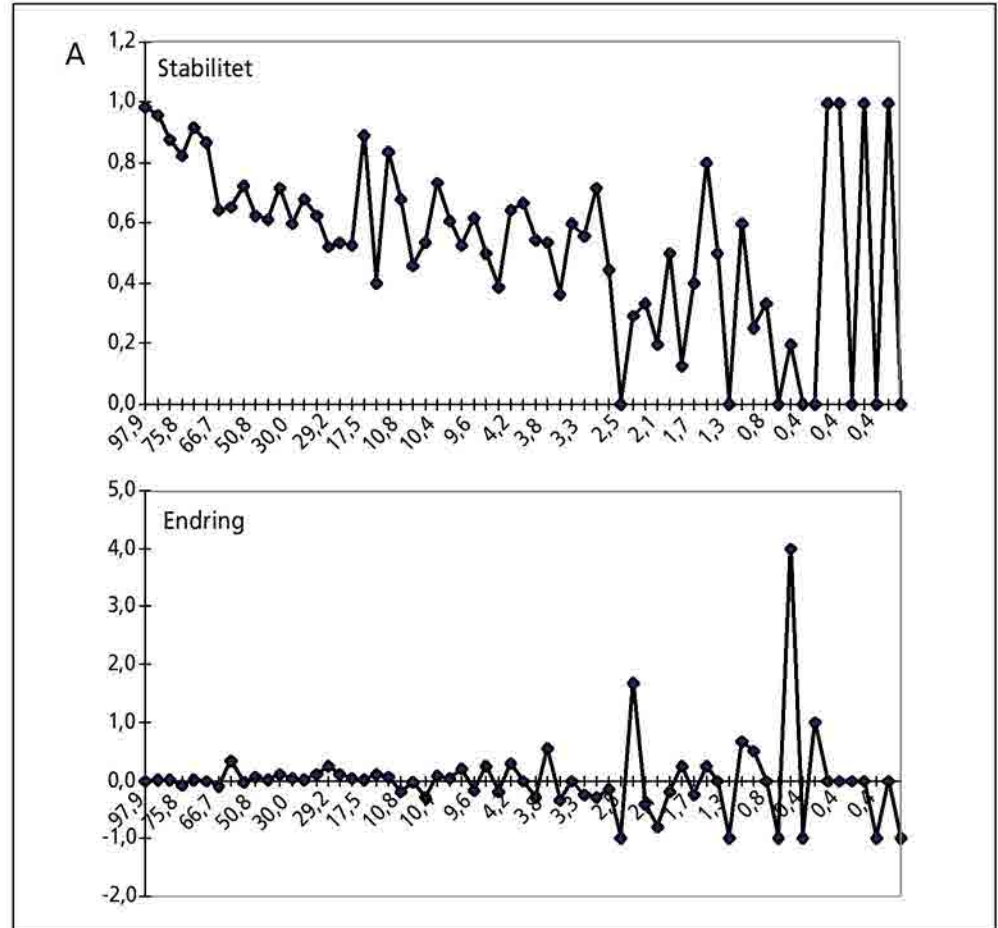
Forholdet mellom endring og stabilitet for alle artene i a) kontrollfelt, b) storfragmentert felt og c) småfragmentert felt i blåbærvegetasjonen. Artene er sortert og skalert etter hvor mange prosent av rutene de fantes i i 1995.

Figur 15
Forts.

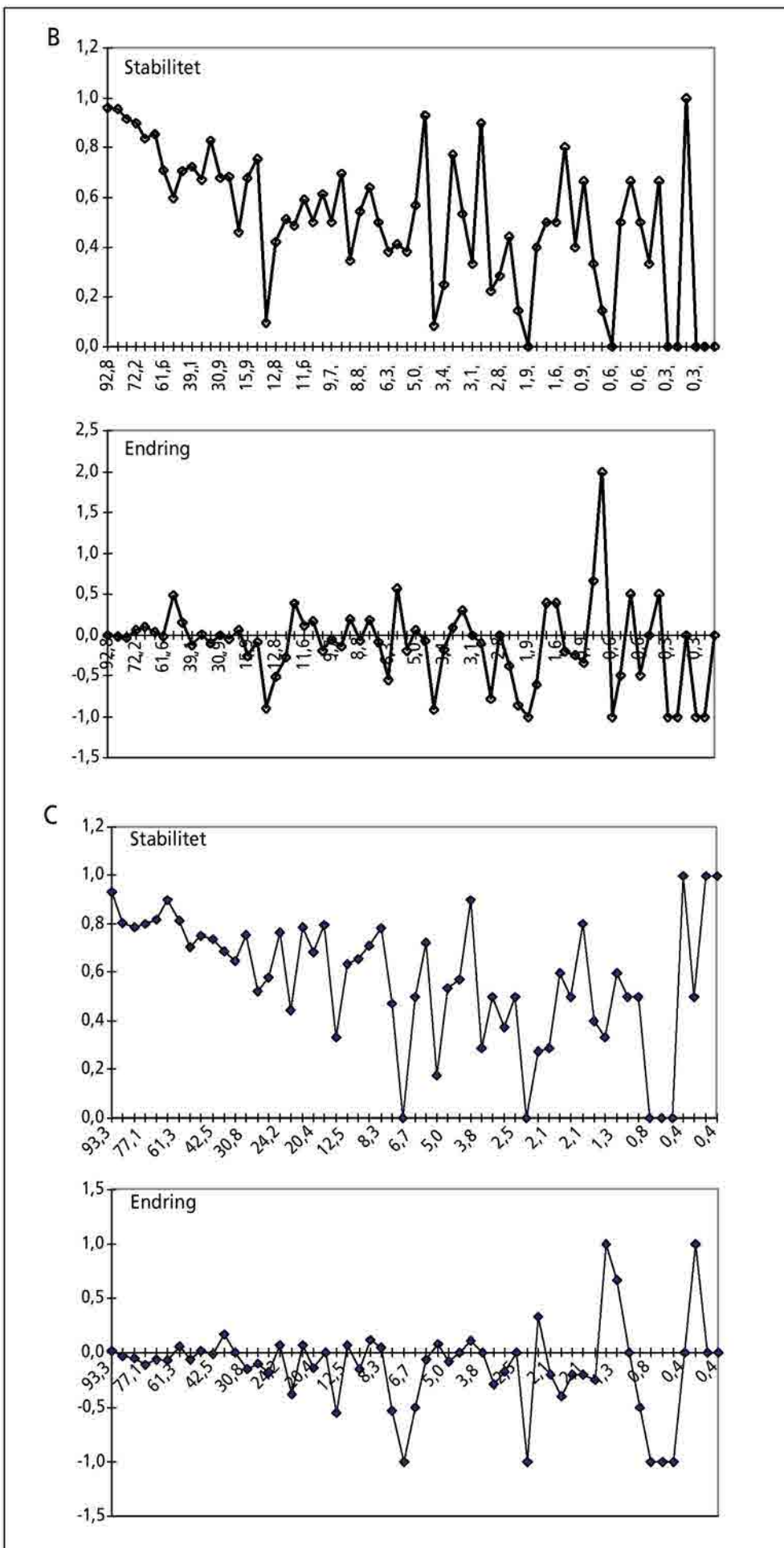


Figur 16

Forholdet mellom endring og stabilitet for alle artene i a) kontrollfelt, b) storfragmentert felt og c) småfragmentert felt i bregnerik vegetasjon. Artene er sortert og skalert etter hvor mange prosent av rutene de fantes i i 1995.



Figur 16
Forts.



størst i det småfragmenterte feltet, men det innebærer ikke nødvendigvis at de største endringene vil komme her. De små hogstflatene på 40 x 40 m vil kunne lukke seg raskere enn de større og dette vil kunne motvirke effekten av de små skogteigene. De større hogstflatene vil derimot kunne påvirke utviklingen i den nærliggende skogen over lengre tid.

4.3 Rødlistede mosearter

Fra befaring 12.06.95 i forsøksområdet ble det dokumentert at fire rødlista mosearter knyttet til dødt trevirke hadde populasjoner innen forsøksfeltet før forsøkshogsten (fragmenteringen) ble foretatt (Tømmerås et al. 1997). De fire artene er pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råteflak (*Calypogeia suecica*), fauskflik (*Lophozia longiflora*) og råteflik (*Lophozia ascendens*). På rødlista til Frisvoll & Blom (1992) er alle disse artene regnet som hensynskrevende (V+). I forslaget til revidert rødliste for moser (Frisvoll & Blom, 1997), hvor de nye kategoriene fra IUCN er tatt i bruk, er pusledraugmose og fauskflik foreslått tatt ut av rødlista. Dette baseres blant annet på Frisvoll & Prestø (1997) og Prestø (1994). Råteflak og råteflik er foreslått plassert i kategorien "data deficient", da bruken av de nye kategoriene forutsetter en kunnskap om populasjonsutviklingen av hver art over tid, noe en ikke har for disse to artene pr i dag. Registreringene av pusledraugmose inkluderer materiale av den ubeskrevne arten *Lophozia ciliata* (Söderström et al. in prep).

Området ble besøkt juni 1996 sammen med Arne Frisvoll for å undersøke om en eller flere av disse artene fantes på eller i nærheten av stasjonene, noe de gjorde. To arter fantes ved stasjoner i alle tre feltene. Situasjonen antas å være representativ for forholdene før hogst siden det nettopp hadde blitt bart. Alle fire artene ble gjenfunnet høsten 1996 uten tegn til skade (Tømmerås et al. 1997). Under feltarbeidet i slutten av juli 1997 ble noen gjenfunn gjort mens artene var vanskelige å finne andre steder. Dette kunne enten skyldes at de hadde forsvunnet eller at de tørre forholdene i skogen gjorde det vanskelig å se disse små levermosene.

Inntrykket hittil hadde vært at det bare fantes noen svært få, små populasjoner av artene i forsøksområdet. Siden de er lett å overse var det ønskelig med en mer representativ undersøkelse. Derfor ble det foretatt en befaring 19.09.97 sammen med Tommy Prestø. Da var det gode fuktighetsforhold i skogen.

Hensikten med denne befaringen var todelt:

- Forsøke å påvise de fire rødlista artene på de oppfulgte enkeltpunktene innen forsøksfeltet etter fragmenteringshogsten
- Skaffe mer data på frekvens av artene og deres substratpreferanser og -tilgang i området.

4.3.1 Takserte stokker med død ved

De 56 stakkene inkluderte alt fra nyfalte (nedbrytningsgrad 1) til sterkt nedbrutte stokker (nedbrytningsgrad 5) (tabell 8). Femti av stakkene var av gran. De resterende 6 var av rogn. Både store og små stokker inngikk i dataene. Største målte diameter for en stakk var 45 cm ved basis. Den lengste stokken var 22 m lang med volum på ca 1,2 m³ (tabell 8).

Nesten $\frac{3}{4}$ av stakkene var i midlere nedbrytningsgrader (2 eller 3) (tabell 9). To stokker i nedbrytningsgrad 5 ble registrert innen det takserte arealet, mens nyfalte stokker kun ble registrert langs linje 9 (nedbrytningsgrad 1, tabell 9).

Det var ingen sammenheng mellom stakkens nedbrytningsgrader og de ulike parametrene som uttrykker stakkstørrelse (testet med ulike korrelasjonskoeffisienter). De fleste variablene som er relatert til stakkens størrelse er sterkt positivt korrelert (tabell 10). Stakkens lengde og minste diameter er negativt korrelert. For en del av de korte stakkene var minste diameter en del større en la-veste "tillatte" verdi på 10 cm. Disse stakkene er i større grad felt med sag (parameteren "hogd" i tabell 10) og representerer "rester" av trær som ble forlatt i skogen ved hogsten (vanligvis pga råte). Det er få forskjeller på stokker av gran og de seks liggende, døde rognene som ble inkludert i materialet. Dødsårsaken for rognetrærne var basisbrekk (tabell 10).

Dersom en antar at nydannelsen av dødt trevirke er relativt jevn pr tidsenhet, så er nedbrytningsgradene 2 og 3 overrepresentert i det takserte området (tabell 9). Innen det takserte 12,5 dekar store området har tilgangen på dødt trevirke de senere tiår (50-70 år) ikke vært jevn. Stokker i nedbrytningsgrad 6 ble ikke registrert ved takseringen, men de representerer normalt sett ikke substrat for de aktuelle artene (jf Prestø 1994).

Det var flere stokker i nedbrytningsgradene 2-5 langs linje 28 enn langs linje 9 (tabell 9). Kun i en rute var fire ulike nedbrytningsstadier representert (rute 9A), mens tre ulike nedbrytningsstadier er representert i 4 av de 10 rutene (9D, 28E, 28F og 28G). Små stokker har i større grad dødd ved at stammen knekker ved basis, mens rotvelt var typisk for store trær (tabell 10).

I tabell 11 er de takserte stakkene fordelt på dødsårsak. Rotvelt var den hyppigste dødsårsaken i materialet, men langs linje 9 var basisbrekk hyppigere og relativt sett mye hyppigere enn langs linje 28. Stokker som er felt av mennesker fantes kun langs linje 28 (tabell 11).

4.3.2 Tetthet av dødt trevirke

Antall stokker registrert pr analyserute kan sees på som et uttrykk for tettheten av liggende dødt trevirke i området. I de ti takserte rutene ble 56 enheter av død ved registrert innen 12,5 dekar (1,25 dekar pr rute). Gjennomsnittlig tetthet av liggende dødt trevirke var ca 4,5 stokker pr dekar. Innen det takserte arealet varierte tettheten av dødt trevirke fra 2 stokker pr rute (1,6 stokker pr dekar) til 10 stokker pr rute (8 stokker pr dekar) (tabell 16).

Av de 56 stakkene ble 28 registrert langs linje 9 og 28 langs linje 28. Tettheten av stokker langs linje 9 var dermed 3,2 pr dekar (variasjon fra 1,6 til 6,4 stokker pr dekar), mens den for linje 28 var 7,5 pr dekar (variasjon fra 6,4 til 8 stokker pr dekar). Tettheten av dødt trevirke var generelt høyere langs linje 28 enn langs linje 9. Det var større variasjon i tettheten av dødt trevirke langs linje 9 (tabell 16). Tettheten i dødt trevirke var signifikant forskjellig langs linje 9 og 28 (tabell 17).

Tabell 8. Grunnlagsdata for alle takserte stokker (n = 56).

	Nedbrytnings- grad (1 til 6)	Max. diam. cm	Min. diam. cm	Lengde cm	Stokkareal m ²	Stokkvolum m ³
gjennomsnitt	2,9	21,4	12,1	846	3,1	0,228
standardavvik	0,9	7,3	5,3	539	2,4	0,228
minste verdi	1	12 (5)*	10	100	0,2	0,005
største verdi	5	45	40	2200	11,5	1,210

* en liten stokk med maks. diameter 5 cm er inkludert.

Tabell 9. Takserte stokker fordelt på ulike nedbrytningsgrader.

Nedbrytnings- grad	antall stokker begge linjer	linje 9	linje 28
1	1	1	0
2	20	9	11
3	21	9	12
4	12	8	4
5	2	1	1
Sum	56	28	28

Tabell 10. Kendall's korrelasjonskoeffisienter (τ) for de ulike stokkvariablene. Korrelasjonskoeffisientene står i nedre halvdel av tabellen, mens p-verdiene står i øvre halvdel. P-verdier < 0,01 er uthevet. P-verdier < 0,05 er kursiverte.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1 nedbrytningsgrad	1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
2 største diameter	-0,04	1	0,002	0,001	0,001	0,001	n.s.	n.s.	0,005	0,006	n.s.	n.s.
3 minste diameter	0,02	0,33	1	0,016	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,009
4 lengde	0,01	0,54	-0,26	1	0,001	0,001	n.s.	n.s.	n.s.	0,001	n.s.	0,046
5 stokkareal	-0,03	0,69	-0,05	0,86	1	0,001	n.s.	n.s.	0,013	0,001	n.s.	n.s.
6 stokkvolum	-0,05	0,80	0,09	0,74	0,89	1	n.s.	n.s.	0,009	0,001	n.s.	n.s.
7 gran	-0,12	0,21	-0,11	0,15	0,18	0,20	1	0,001	0,002	0,004	n.s.	n.s.
8 rogn	0,12	-0,21	0,11	-0,15	-0,18	-0,20	-1,00	1	0,002	0,004	n.s.	n.s.
9 basisbrekk	0,01	-0,32	0,02	-0,21	-0,28	-0,29	-0,42	0,42	1	0,001	n.s.	n.s.
10 rotvelt	-0,07	0,31	-0,23	0,42	0,41	0,38	0,39	-0,39	-0,70	1	0,01	0,022
11 høgbrekk	0,22	-0,13	0,06	-0,19	-0,17	-0,16	-0,09	0,09	-0,20	-0,35	1	n.s.
12 hogd	-0,11	0,11	0,33	-0,23	-0,12	-0,06	0,10	-0,10	-0,18	-0,31	-0,09	1

Tabell 11. Takserte stokker (n = 56) fordelt på dødsårsak.

Dødsårsak	Alle stokker		linje 9		linje 28	
	antall	% andel	antall	% andel	antall	% andel
Hogd	4	7	0	0	4	14
Høgbrekk	5	9	3	11	2	7
Rotvelt	31	55	12	43	19	68
Basisbrekk	16	29	13	46	3	11
Sum	56	100	28	100	28	100

4.3.3 Forekomst av fire rødlista mosearter på død ved

I alt 28 av de 56 stakkene innen det takserte området hadde en eller flere av de fire rødlista artene. Pusledraugmose var den vanligste av de fire artene i området både i mengde og frekvens. Den ble funnet på 36 % av stakkene, mens råteflak ble funnet på to stokker (**tabell 12**). Ingen av de fire artene ble påvist på stokker som var hogd. Kvantitativt var rotvelt viktigst for disse artene i området. Råteflak ble kun funnet på rotvelt, mens tre av de fire artene ble funnet på basisbrekk. Pusledraugmose fantes i alle fire mengdeklassene (**tabell 13**). De andre artene fantes kun i klasse 1 og 2. Alle de fire stakkene med råteflak hadde også fauskflik. En typisk situasjon i området var at fauskflik dannet matter av ulike størrelser på stakkene. Råteflak sitter da gjerne som enkeltskudd eller med skudd i små grupper inne i mattene av fauskflik.

Pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*)

Pusledraugmosen foretrakk stokker i midlere nedbrytningsstadier, men fantes i små mengder også på stokker i sene nedbrytningsstadier (**tabell 15**). Stakkene med pusledraugmose var gjennomsnittlig større enn stakkene uten arten (signifikant for lengde og areal, **tabell 14**). I **tabell 14** er de stakkene som hadde mye pusledraugmose skilt ut. Da trer betydningen av store stokker enda tydeligere fram. Stakkene med mye pusledraugmose hadde større diameter og større volum enn stokker uten arten.

Råteflak (*Calypogeia suecica*)

Stakkene med råteflak var sterkere nedbrutt enn de hvor arten manglet. Råteflak foretrakk sene nedbrytningsstadier, men var i noen tilfeller etablert på stokker i midlere nedbrytningsstadier (**tabell 15**). Det var ingen klare forskjeller på størrelsen til stokker med og uten råteflak, men det kan skyldes få registreringer av arten. Stakkene med råteflak er gjennomsnittlig større enn resten av stakkene i nedbrytningsgrad 4 og 5 (hvor råteflak ikke finnes).

Fauskflik (*Lophozia longiflora*)

I likhet med råteflak, så foretrekker fauskflik relativt sterkt nedbrutte stokker (**tabell 15**). Råteflak og fauskflik fantes sammen. Tilsvarende som for råteflak, så var det ingen signifikante forskjeller i stokkstørrelsen på de med og uten fauskflik. Derimot var stakkene uten fauskflik i nedbrytningsgradene 3 og 4 (som var de ty-

piske stakkene for fauskflik) gjennomsnittlig mindre enn de hvor arten fantes.

Råteflak (*Lophozia ascendens*)

Den sjeldneste av de fire rødlista mosene på død ved i forsøksområdet ser ut til å være råteflak. Den ble funnet på to stokker i nedbrytningsgrad 3. Ingen av disse var spesielt store. Begge stakkene lå godt nede på bakken hvor fuktigheten kan antas å være jevnt høyere enn på stokker som ligger mer åpent i terrenget. Råteflak og pusledraugmose var de to artene som hadde lignende preferanser med hensyn til nedbrytningsgrader. Råteflak fantes kun på naken ved.

De fire artene vurdert samlet

I alt 50 % av stakkene hadde minst én av de fire artene, mens fem av stakkene hadde to eller tre av artene. Stakkene som hadde minst én av de fire artene hadde en gjennomsnittlig minste diameter som var mindre enn de uten rødlista arter. Dette skyldes i første rekke at ingen av artene fantes på de relativt store stakkene som var felt med sag (som igjen kan skyldes tilfeldigheter). Denne forskjellen forsvinner når en ser på stakkene med to eller tre av de rødlista artene.

Det har lite for seg å vurdere stakkpreferansene for de fire rødlista artene samlet. Dette skyldes at to av artene foretrekker stokker i midlere nedbrytningsstadier, mens de to andre foretrekker relativt mer nedbrutte stokker.

I alt 9 av de 10 takserte rutene hadde minst en av de fire rødlista artene. Rute 28G hadde alle fire artene, mens rute 9B og 9F hadde tre av artene (**tabell 16**). Det kan ikke påvises signifikante forskjeller i artenes forekomst i forhold til tettheten av dødt trevirke (**tabell 17**). Til det er ti analyseruter for lite. Det er frekvensforskjeller mellom de to linjene 9 og 28, men disse er ikke signifikante. **Tabell 16** og **17** viser derimot at det i dette området er en sammenheng mellom forekomsten av fauskflik i en rute og forekomst av de andre artene. I de fem rutene hvor fauskflik ble påvist, fantes fra en til tre av de andre artene (**tabell 16**). Forekomst av fauskflik i en rute indikerer at det er relativt stor sannsynlighet for at flere av de andre tre rødlista artene kan finnes.

Tabell 12. Frekvens forekomst for de fire rødlista moseartene på død ved i taksert område. De fire artene er pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råteflak (*Calypogeia suecica*), fauskflik (*Lophozia longiflora*) og råteflak (*Lophozia ascendens*). Antall stokker med forekomst av hver art er sortert etter stakkens dødsårsak. Frekvensen (%) angir forekomstene innen hver dødsårsak og total frekvens i materialet. I kolonnene til høyre i tabellen er forekomstene av alle de fire artene samlet.

Dødsårsak	<i>Anas hel</i>		<i>Caly sue</i>		<i>Loph lof</i>		<i>Loph asc</i>		Alle fire arter	
	antall	%	antall	%	antall	%	antall	%	antall	%
Hogd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Høgbrekk	2	40	0	0	1	20	0	0	3	60
Rotvelt	14	45	3	10	3	10	2	6	18	58
Basisbrekk	4	25	1	6	4	25	0	0	7	44
Sum	20	36	4	7	8	14	2	4	28	50

Tabell 13. Mengdeforhold (klasse 1-4) for de fire rødlista artene pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råteflak (*Calypogeia suecica*), fauskflik (*Lophozia longiflora*) og råteflak (*Lophozia ascendens*).

	<i>Anas hel</i>	<i>Caly sue</i>	<i>Loph lof</i>	<i>Loph asc</i>
antall stokker (n)	20	4	8	2
gjennomsnittlig mengdeklasse	2,0	1,3	1,6	2,0
standardavvik	0,9	0,5	0,5	-
laveste klasse	1	1	1	2
høyeste klasse	4	2	2	2

Tabell 14. Substratpreferanser for pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*). Signifikante verdier ($p < 0,10$) er uthevet. På stokker med mye pusledraugmose var mengden registrert i klasse 3 eller 4.

	Nedbrytningsgrad 1 til 6	Max. diameter cm	Min.diameter cm	Lengde cm	Stokkareal m ²	Stokkvolum m ³
med <i>Anas hel</i> (n = 20)						
gjennomsnitt	2,8	23	11	1018	3,9	0,302
standardavvik	0,83	6,5	2,4	567	2,9	0,305
minste verdi	2	14	10	150	0,7	0,034
største verdi	5	40	20	2200	11,5	1,210
p-verdi (t-test)	n.s.	n.s.	n.s.	0,09	0,09	n.s.
med mye <i>Anas hel</i> (n = 6)						
gjennomsnitt	2,7	25	11	1233	4,7	0,350
standardavvik	0,52	4,5	1,7	497	2,2	0,191
minste verdi	2	18	10	400	1,3	0,081
største verdi	3	30	14	1700	6,6	0,551
p-verdi (t-test)	n.s.	0,08	n.s.	0,07	0,07	0,0
uten <i>Anas hel</i> (n = 36)						
gjennomsnitt	2,9	20	13	751	2,7	0,186
standardavvik	0,92	7,6	6,3	506	2,0	0,162
minste verdi	1	5	10	100	0,2	0,005
største verdi	5	45	40	2000	7,9	0,680

Tabell 15. Substratpreferanser for råteflak (*Calypogeia suecica*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*).

	Nedbrytningsgrad 1 til 6	
med arten	<i>Caly sue</i> (n = 4)	<i>Loph lof</i> (n = 8)
gjennomsnitt	4,0	3,8
standardavvik	0,82	0,71
minste verdi	3	3
største verdi	5	5
p-verdi (t-test)	0,06	0,04
uten arten	<i>Caly sue</i> (n = 52)	<i>Loph lof</i> (n = 48)
gjennomsnitt	2,8	2,8
standardavvik	0,84	0,84
minste verdi	1	1
største verdi	5	5

Tabell 16. Fordelingen av de fire artene pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råteflak (*Calypogeia suecica*), fauskflik (*Lophozia longiflora*) og råteflak (*Lophozia ascendens*).

Linje nr.	Rute nr.	Ant. stokker	<i>Anas hel</i>	<i>Caly sue</i>	<i>Loph lof</i>	<i>Loph asc</i>	Antall arter
9	A	8	1	0	2	0	2
9	B	2	2	1	1	0	3
9	C	2	2	0	0	0	1
9	D	4	0	0	0	0	0
9	E	2	1	0	1	0	2
9	F	6	3	2	2	0	3
9	G	4	2	0	0	0	1
28	E	10	3	0	0	0	1
28	F	8	2	0	0	0	1
28	G	10	4	1	2	2	4
Antall stokker		56	20	4	8	2	
Antall ruter			9	3	5	1	9

Tabell 17. Sammenhengen mellom tettheten av dødt trevirke (antall stokker per rute) og forekomst av de fire artene pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*), råteflak (*Calypogeia suecica*), fauskflik (*Lophozia longiflora*) og råteflak (*Lophozia ascendens*) innen de ti analyserutene ($n = 10$). Kendall's korrelasjonskoeffisienter (τ) står i nedre halvdel av tabellen, mens p-verdiene står i øvre halvdel. P-verdier $< 0,01$ er uthevet. P-verdier $< 0,05$ er kursiverte.

	Tetthet stokker	<i>Anas hel</i>	<i>Caly sue</i>	<i>Loph lof</i>	<i>Loph asc</i>	Ant. arter	Linje 9	Linje 28
Tetthet stokker	1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,020	0,020
<i>Anas hel</i>	0,42	1	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Caly sue</i>	0,07	0,51	1	0,038	n.s.	0,020	n.s.	n.s.
<i>Loph lof</i>	0,14	0,18	0,64	1	n.s.	0,006	n.s.	n.s.
<i>Loph asc</i>	0,43	0,49	0,42	0,42	1	n.s.	n.s.	n.s.
Ant. arter	0,08	0,41	0,69	0,80	0,49	1	n.s.	n.s.
Linje 9	<i>-0,70</i>	-0,54	0,00	0,12	-0,51	-0,04	1	0,003
Linje 28	<i>0,70</i>	0,54	0,00	-0,12	0,51	0,04	-1,00	1

4.3.4 Diskusjon

Alle de fire rødlista moseartene som ble påvist i forsøksfeltet i Mosvik i 1995, ble også funnet i 1997. De ble dessuten gjenfunnet på alle stedene som er fulgt siden juni 1996.

Undersøkelsen av dødt trevirke og spesifikt søk etter de fire artene avdekket at pusledraugmose var den vanligste av de fire artene. Råteflak og fauskflik var relativt uvanlige, mens råteflak ser ut til å være sjelden i området. Denne frekvensfordelingen stemmer bra overens med undersøkelser ellers i Trøndelag (eks. Holien & Prestø 1995, Prestø 1994, 1996a, b, 1997, Prestø & Holien 1996).

Noen relativt klare preferanser med hensyn til nedbrytningsgrad og stokkstørrelse ble påvist for noen av artene. Dette er også i overensstemmelse med tidligere undersøkelser. I den grad preferanse for relativt store stokker ikke kunne påvises, så må en huske på at

analysene baserer seg på relativt få stokker. Dette gjør at mer tilfældige sammenhenger kan oppstå i materialet.

Med unntak av tettheten av dødt trevirke, så er ingen av de undersøkte parametrene relatert til stokkenes omgivelser. Fra før er det kjent at habitatets kvaliteter i stor grad påvirker artssammensetningen på stokkene (eks. Prestø 1994). Dersom en relaterte forekomsten av de fire artene til omgivelsesparametre som vegetasjonstype og skogshistorikk kan eventuelle sammenhenger påvises. Slik dataene er samlet inn og deres begrensede omfang tilsier at det ikke kan påvises forskjeller i effektene av småfragmentering og storfragmentering i det takserte arealet.

Eventuelle langtidseffekter av fragmenteringen er det vanskelig å si noe om, men det er rimelig å anta det eventuelt vil være de tre lavfrekvente artene som kan få problemer med å opprettholde levedyktige populasjoner dersom ikke tilgangen på død ved blir jevn over tid.

Basert på egne erfaringer med disse artene i Trøndelag, så kan det likevel være mulig at alle artene kan håndtere den fragmenteringen som er påført skogen i forsøksområdet, forutsatt at gjenstående skog forblir urørt og tilgangen på død ved blir jevn. Basert på resultat fra andre forsøksområder, så kan de fire artene rangeres etter toleranse overfor hogstinngrep. Pusledraugmose er mest tolerant, fulgt av fauskflik. Det er da også disse som er foreslått tatt ut av rødlista. Råteflak ser ut til å være relativt mye mindre tolerant overfor inngrep enn fauskflik, mens råteflik er ytterligere mer ømfintlig overfor hogst.

4.4 Invertebrater

4.4.1 Biller (Coleoptera)

Billematerialet er fullstendig bearbeidet for sesongene 1994 og 1996 bortsett fra 6. periode 1994. I 1997 ble de 4 første periodene av vindusfeller bestemt samt periode 2 og 3 av barberfellene. Malaisefellene for 1997 er ikke bearbeidet.

4.4.1.1 Arts- og individantall

Billene utgjør ca 20 % av Norges insektfauna. Omlag halvparten av de ca 3450 billeartene som er registrert i Norge er påvist i Midt-Norge. I fellematerialet fra Mosvik ble det totalt påvist 409 arter som tilsvarer 11,8 % av Norges billeanfauna. Totalt 83 644 individer av biller ble identifisert til art. I 1994 ble 36 114 individer identifisert til 324 arter (Tømmerås & Breistein 1995, Tømmerås et al. 1996). I 1996 ble det bestemt 21 130 individer fordelt på 296 arter hvorav 42 var nye i forhold til 1994. I 1997 ble det bestemt 23 904 individer fordelt på 300 arter. Av disse var 43 arter ikke påvist i 1994 og 1996.

Den relativt kraftige tilveksten av nye arter indikerer at området fremdeles er ufullstendig undersøkt etter tre sesonger med intensiv fellefangst. Dette belyses ytterligere ved at andelen arter som totalt bare er fanget i et individ ligger på 21,9 % (**tabell 18**).

Forholdet mellom de artene som bare er fanget i henholdsvis ett og to individer ("enere" og "toere") er en av mange ikke-parametriske metoder som er utviklet for å estimere hvor mange arter som

Tabell 18. Oversikt over totalantall arter og individer som ble fanget i de ulike felletypene samt fangstperiode (antall døgn) og antall individer pr felledøgn fra forsøksområdet i Mosvik. Antall arter som totalt ble fanget i ett og to individer er betegnet som henholdsvis enere og toere.

		1994	1996	1997	Totalt
Barberfeller	fangstperiode	110	112	40	263
	individer	25148	12091	16733	53972
	Ind/felledøgn	1,42	0,67	2,61	1,28
	arter	180	158	145	223
	enere	37 (20,3 %)	38 (24,1 %)	34 (23,4 %)	45 (20,0 %)
	toere	18 (9,9 %)	20 (12,7 %)	10 (14,5 %)	21 (9,3 %)
Malaisefeller	fangstperiode	110	112	0	223
	individer	6572	5730		12302
	Ind/felledøgn	3,70	3,20		3,45
	arter	130	109		155
	enere	47 (36%)	41 (37,6%)		49 (31,6%)
	toere	27 (20,8%)	16 (14,7%)		23 (14,8%)
Vindusfeller	fangstperiode	110	112	84	307
	individer	4402	3309	7171	14882
	Ind/felledøgn	0,50	0,37	1,07	0,61
	arter	193	184	228	294
	enere	60 (31,1%)	52 (28,2%)	75 (32,9%)	83 (28,2%)
	toere	26 (13,5%)	18 (9,8%)	24 (10,5%)	24 (8,2%)
Alle feller	individer	36122	21130	23904	81156
	arter	324	296	300	409
	enere	65 (19,9%)	64 (21,6%)	74 (24,6%)	90 (21,9%)
	toere	35 (10,7%)	29 (9,8%)	26 (8,7%)	29 (7,1%)

virkelig finnes i et området. Det estimerte antall arter i området er da gitt ved:

$$S^* = S_{\text{obs}} + (a^2 / 2b)$$

hvor S_{obs} er det observerte antall arter, a er antall enere og b er antall toere. Totalantallet arter (S^*) i forsøksfeltet kan da estimeres til 551 arter utfra tallene i **tabell 18**. Dette estimatet må betraktes som et minimumsestimat da det bare er basert på tre ulike innsamlingsmetoder. Det forventes at artsantallet vil øke ytterligere hvis man bruker andre innsamlingsmetoder f eks manuell fangst.

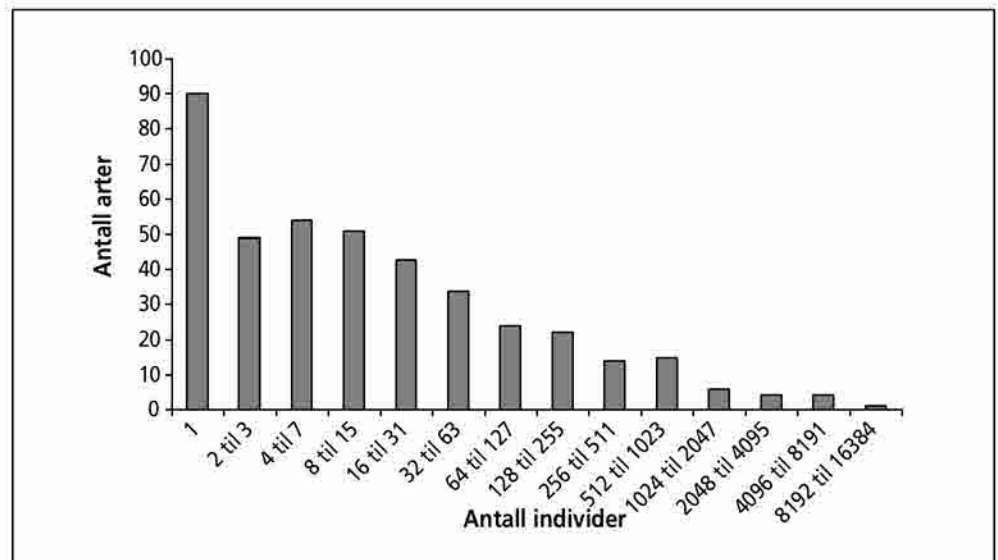
Om vi grupperer artene i ulike frekvensklasser av individer kan vi fremstille såkalte "species-rank plot". Slike histogrammer forventes å ta form som en klokkeformet kurve når området er fullstendig inventert, dvs at antall arter med ett individ og antall arter med svært mange individer er lavt. I følge teorien, vil bare høyre del av denne kurven komme til syne hvis området er ufullstendig inventert. Det vil si at antall arter med få individer er høyt. For det totale billematerialet fra Mosvik, viser species-rank plottet at første frekvensklasse (enerne) er mye større enn den neste frekvensklassen (**Figur 17a**). Toppen av klokkekurven ligger i frekvensklassen fra 4 til 7 individer når vi ser vi bort fra enerne. Dette kan tyde på at om-

rådet er godt undersøkt. Det store antallet enere i materialet er imidlertid vanskelig å forstå utfra en slik tolkning. At mange arter forekommer i ett individ ved enhver gitt prøvestørrelse, kan skyldes at prøvestørrelsen i seg selv er avgjørende for hvilket artsutvalg som er sannsynlig å fange. Når prøvestørrelsen øker, øker også sannsynligheten for å fange arter som i utgangspunktet har meget lav sannsynlighet for å bli fanget. Dette medfører at nye arter stadig kommer inn. Økningen i artsantall med prøvestørrelse er i prinsippet uendelig, i alle fall om vi snakker om åpne terrestriske systemer, fordi artsutvalget (species pool) hvorfra innsamlingen skjer ekspanderer parallelt i tid og rom.

Det finnes ingen samfunn der alle artene er like vanlige. Abundansfordelingen mellom artene (jevnheten) er med å karakterisere diversiteten i samfunnet. Jevnheten i materialet kan illustreres vha såkalte rank-abundance plot. Det vil si å plote antall individer (frekvens) av de ulike artene mot de deres frekvensrang. Jevnheten i materialet forventes å reflektere underliggende matematiske fordelinger. Fire hovedgrupper av slike fordelinger finnes (geometriske serier, log serier, lognormal og broken-stick modeller). Det kan knyttes ulik samfunnskarakteristikk til hver av disse modellene. Rank-abundance plottet fra totalmaterialet for Mosvik ser ut til å følge log-serie fordelingen (**figur 17b**). Dette er imidlertid ikke te-

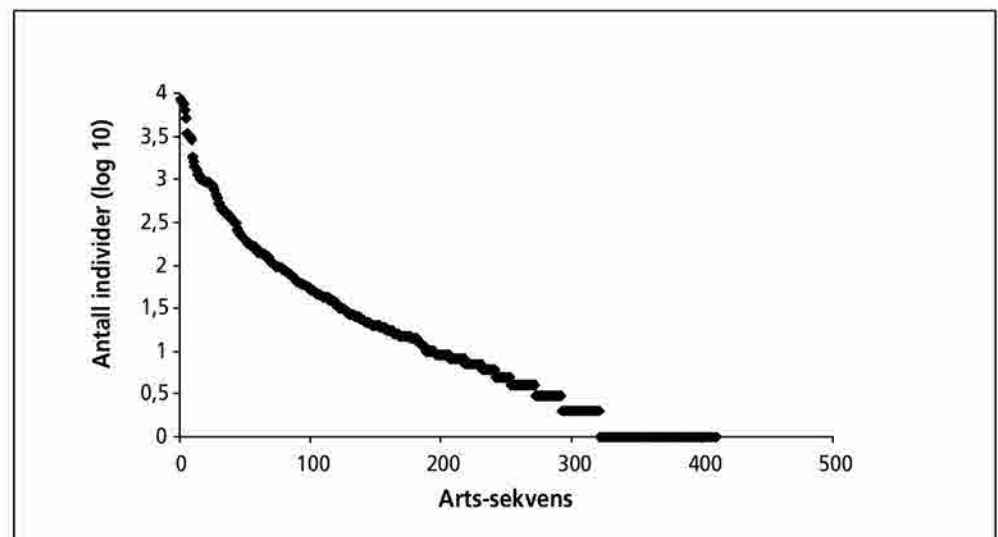
Figur 17a

Antall billearter pr abundansklasse inndelt i oktaver (\log_2). Arter i abundansklasse 1 representerer antall arter som bare er funnet i et individ, mens artene i abundansklassene lengst til høyre representerer antall av de mest tallrike artene.



Figur 17b

Antall individer av hver billeart plottet mot deres frekvensrang. Artene lengst til venstre er de mest tallrike, mens linjen nederst til høyre i plottet representerer alle artene som er funnet i et individ.

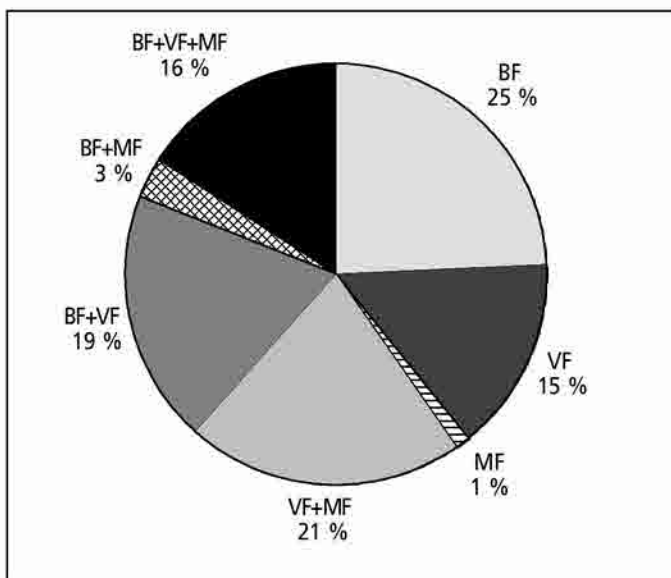


sted, men formen på kurven kan gi en god indikasjon på en slik fordeling. Log-serier forventes å opptre i situasjoner der arter invaderer umettede habitater med uregelmessige tidsintervaller. Log-serier vil også opptre der få faktorer påvirker samfunnsøkologien.

Vurdering av metodene

Barberfeller, vindusfeller og malaisefeller fanger et forskjellige utvalg av billearter. Andelen av arter som fanges i enkeltfeller eller i kombinasjoner av felletyper er illustrert i **figur 18**. Her er alle arter som er funnet i 5 eller flere individer til sammen i alle felletypene inkludert. De fåtallige artene er utelatt siden en art som er funnet i to individer, nødvendigvis bare vil opptre i en eller to felletyper selv om alle felletypene har samme sannsynlighet for å fange arten. Hvis antall individer av en art er mindre enn 5 i en felletype, og hvis disse individene utgjør mindre enn 5 % av totalmaterialet, er denne felletypen ikke tatt med for den aktuelle arten.

Rundt 40 % av artene er bare funnet i barberfeller eller vindusfeller mens bare 1 % av artene er kun funnet i malaisefeller. Det ser ut til at artene som går i malaisefeller i stor grad overlapper med de som fanges av vindusfellene. Malaisefellene gir derfor ikke noe stort tilskudd til det dokumenterte artsmangfoldet, men de kan være viktige for å oppnå et bedre bilde av artenes relative individantall. Det er imidlertid viktig å være klar over at passiv fangstmetode aldri vil gi noe godt bilde av relative forskjeller i abundans siden sannsynligheten for at et individ skal gå i en felle er sterkt avhengig av artens aktivitetsmønster. Bare 16 % av artene er funnet i alle tre felletypene, noe som bekrefter viktigheten av å kombinere flere felletyper for å dokumentere billefaunaen i skogshabitater. En kan også tenke seg at andre ubenyttede felletyper vil fange en eksklusiv fauna. Dette gjør det nærmest umulig å estimere totalantallet



Figur 18

Andelen av 256 billearter som er funnet i de ulike felletypene eller i kombinasjoner av disse. Arter som er funnet mindre enn 5 individer til sammen i alle felletypene er utelatt. Hvis antall individer av en art er mindre enn 5 i en felletype, og hvis disse individene utgjør mindre enn 5% av totalmaterialet, er denne felletypen ikke tatt med for den aktuelle arten. BF = barberfeller, VF = vindusfeller, MF = malaisefeller.

let billearter i området fordi estimatene er bygd på at fellene kan fange alle artene som finnes der. En inventering av insektfaunaen i et område krever mange ulike innsamlingsmetoder over lang tid for å oppnå et best mulig resultat.

Tilveksten av nye arter i et artsdatasett kan illustreres vha artsakkumulasjonskurver. Disse kurvene illustrerer kumulativt antall arter plottet mot et mål for innsamlingsinnsats. Slike mål kan være antall individer, tid eller antall prøver. Den kumulative tilveksten av nye arter i en felletype kan si noe om forventet artstilvekst med økt innsamlingsinnsats. Ved å lese av ved hvilken innsats kurven flater av, kan man også si noe om hvor godt området er undersøkt. Hver enkelt metodes relative potensiale til å påvise arter kan illustreres ved å plote artsakkumulasjonskurver for alle felletypene. Randomiserte artsakkumulasjonskurver (rarefaction curves) er laget for det samlede materialet (**figur 19a**) samt for hver av de tre felletypene i dette studiet (**figur 19b**). Randomiseringen består i å trekke grupper à 1 000 individer og se på den gjennomsnittlige artstilveksten for det successive antallet individer.

Den totale artsakkumulasjonskurven flater ut ved ca 50 000 individer hvis vi definerer at utflating inntreffer når artstilveksten er 1 ny art pr 1 000 individ. Vi kan kalle dette nivået for standardisert tilvekstrate. Antall individer ved standardisert tilvekstrate for hver av felletypene ligger på henholdsvis 32 000 individer for barberfellene, 11 000 individer for vindusfellene og 9 000 individer for malaisefellene. Hvis vi aksepterer dette nivået for tilfredstillende dokumentasjon av billefaunaen i denne skogtypen, vil det altså være tilstrekkelig å samle inn til sammen 52 000 individer med den nevnte fordelingen mellom de tre felletypene. Dette vil være en generell ledetråd, men innsamlingsinnsatsen må selvfølgelig tilpasses til formålet med studiet.

Ved dokumentasjon av artsmangfold i et område er det viktig å ha et optimalt forhold mellom antall feller av hver felletype for å spare ressurser. Dette kan beregnes når vi vet artstilveksten i hver av felletypene (**figur 19b**) og fellens fangsteffektivitet (**tabell 18**). Standardisert fangst pr felletype (T_i) er da gitt ved,

$$T_i = N_i / E,$$

hvor N_i er antall individer ved standardisert tilvekstrate (1 ny art pr 1 000 ind.) for felletype i . E er fellens fangsteffektivitet som måles i antall individer pr felledøgn. Med dette blir standardisert fangst pr felletype (T_i) for henholdsvis barberfeller, vindusfeller og malaisefeller 25 000, 18 000 og 2 600 individer. Dvs at pr malaisefelle vil det være optimalt å bruke $6,9 \approx 7$ vindusfeller og $9,6 \approx 10$ barberfeller.

Dette indikerer at forholdet mellom antall feller av de ulike felletypene på en stasjon i dette studiet (10 barberfeller, 5 vindusfeller og en malaisefelle) er nært det optimale når hensikten er å påvise arter i flere felletyper med samme sannsynlighet. Ideelt sett skulle det imidlertid vært to vindusfeller til pr stasjon.

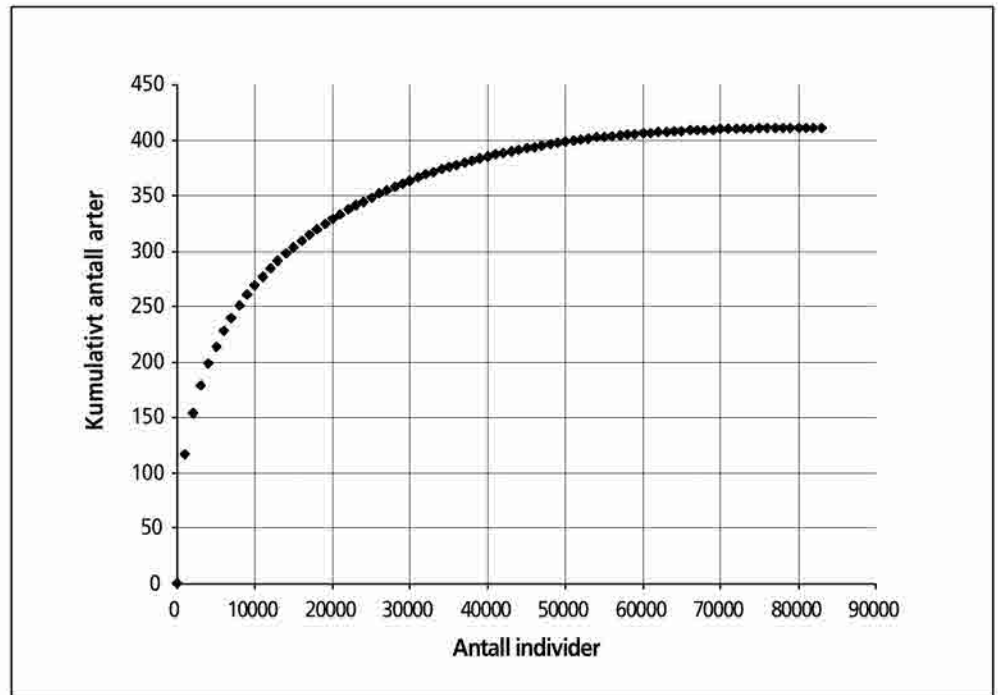
4.4.1.2 Korttidseffekter av fragmentering på artsnivå

Barberfeller

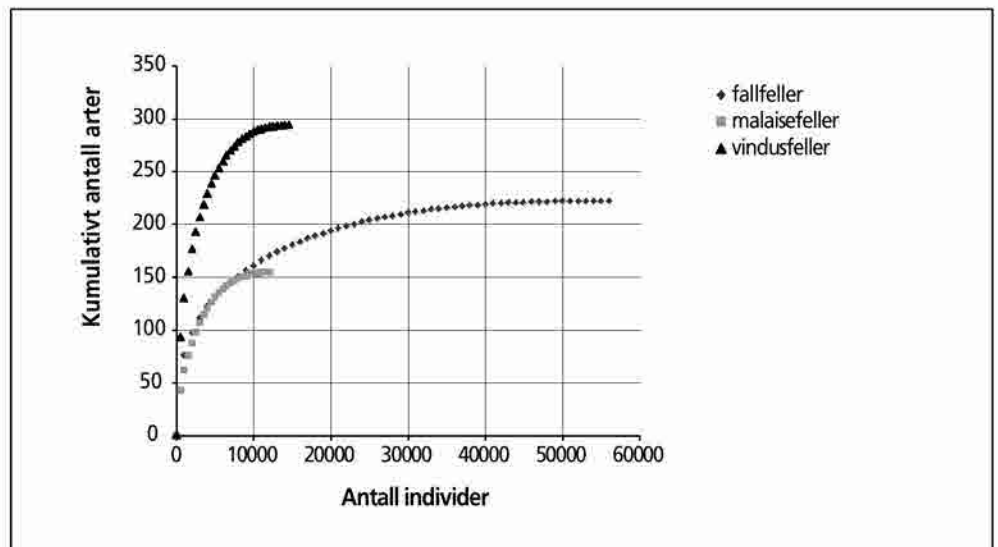
Barberfeller fanger stort sett skogbunnsarter som er predatorer eller nedbrytere slik at tetthetsendringer i artenes forekomst etter fragmentering forventes å være indirekte effekter som følge av en-

Figur 19a

Kumulativt antall arter plottet mot antall individer for totalmaterialet av biller. Kurvene er såkalte rarefaction kurver der tilfeldige utvalg à 1000 individer er akkumulert.

**Figur 19b**

Kumulativt antall billearter plottet mot antall individer for barberfeller, vindusfeller og malaisefeller. Kurvene er såkalte rarefaction kurver der tilfeldige utvalg à 1000 individer er akkumulert.



dringer i abiotiske faktorer. Det forventes at billesamfunnet forskyves i retning av at arter som er i stand til å takle endringer i lys og fuktighetsforhold vil dominere. Hvis denne hypotesen stemmer, vil stenotope, skygge- og fuktighetselskende arter gå tilbake mens arter som prefererer tørrere habitater vil begynstiges som en følge av fragmentering. Slike tolkninger må knyttes opp mot den kunnskap som finnes om de ulike artenes habitatkrav.

Endringer i individantall i barberfellene etter fragmentering er vist hos 38 vanlige billearter (tabell 19). Det totale antallet individer etter fragmentering har gått tilbake i begge de fragmenterte feltene sammenlignet med kontrollfeltet. Når det gjelder de enkelt artene, har noen økt i antall mens andre har gått tilbake etter fragmentering både i det småfragmenterte og i det storfragmenterte feltet. Tre arter viste signifikant tilbakegang i begge feltene (*Patrobus atrorufus*, *Trecus obtusus*, *Hylastes cunicularius*), mens *Atheta lateralis* viste en signifikant økning i begge felter. De mest fuktighets-

elskende løpebillene i følge habitatpreferansene (kap. 4.4.1.4), *Patrobus atrorufus*, *P. assimilis*, *Leistus terminatus* og *Trecus obtusus*, viste alle negative trender i begge feltene. Endring i frekvens hos skogbunnsarter ser derfor ut til å være en indirekte effekt av fragmentering som følge av økt innstråling og lavere luftfuktighet ved at arter som er bundet til fuktige miljøer går tilbake. Løpebillen *T. obtusus* ser ut til å være begrenset til områder med fuktig sommerklima langs kysten i Norge, og arten ser ut til å forsvinne fra granskogen lenger øst i Trøndelag. Den ble f eks ikke påvist i et barberfelle materialet fra masseinnsamling i tilsvarende skog i Lierne, Nord-Trøndelag (O. Hanssen pers. medd.). Det kan derfor være en reel effekt at denne arten går tilbake når forholdene blir tørrere. Tilbakegang hos barkbillen *Hylastes cunicularius* må sees i sammenheng med artens signifikante økning i de andre felletypene. En slik tilbakegang kan derfor tolkes som at individene har endret bevegelsesadferd i de fragmenterte feltene som en følge av endret tilgang på habitater eller andre abiotiske forhold.

Tabell 19. Arter som forekom med mer en 30 individer i fallfellene i kontrollfeltet fra forsøksområdet i Mosvik. Antall individer før og etter fragmentering samt standardisert endring (endr.) er angitt. Fragmenteringseffekter for hver enkelt art er analysert ved å sammenligne artsantallet i kontrollfeltet mot hvert av de fragmenterte feltene. Avvik fra forventede verdier er testet vha. Chi-kvadrat tester. Signifikante p-verdier er uthevet.

Arter	Kontroll			Småfragmentert			Storfragmentert			Fragmenteringseffekt			
	før	etter	endr.	før	etter	endr.	før	etter	endr.	Småfragment χ^2	p	Storfragment χ^2	p
Totalt	7064	9557	-0,68	7209	8682	-10,85	10877	13128	-8,56	26,95	< 0,0001	31,36	<0,0001
<i>Patrobus atrorufus</i>	654	1561	3,51	515	816	-4,10	1534	2487	-4,80	31,20	< 0,0001	46,25	< 0,0001
<i>Liogluta micans</i>	1276	838	-14,51	1191	1019	-11,14	2449	1712	-18,71	18,10	< 0,0001	1,25	0,263
<i>Zyras humeralis</i>	535	1374	11,33	63	583	15,33	247	625	7,49	88,90	< 0,0001	0,01	0,906
<i>Tachinus pallipes</i>	943	748	-9,76	1190	1260	-7,10	1062	859	-10,04	20,73	< 0,0001	0,06	0,797
<i>Arpedium quadrum</i>	574	589	-4,31	116	263	3,65	693	628	-6,56	39,88	< 0,0001	2,26	0,132
<i>Trechus obtusus</i>	284	513	-0,93	498	710	-5,40	551	647	-7,09	6,08	0,014	20,68	< 0,0001
<i>Atheta lateralis</i>	115	580	12,62	46	451	13,67	415	1427	15,59	12,57	0,0004	10,57	0,001
<i>Hylastes cunicularius</i>	115	395	8,20	118	154	-0,83	184	459	6,30	35,81	< 0,0001	5,13	0,023
<i>Eucnecosum brachypterum</i>	426	61	-16,69	174	29	-10,86	215	28	-12,03	0,25	0,616	0,07	0,786
<i>Calathus micropterus</i>	119	363	3,58	115	267	0,78	261	463	-1,08	2,90	0,089	16,78	< 0,0001
<i>Quedius fulvicollis</i>	219	243	-1,98	141	181	-1,03	222	281	-0,77	0,86	0,354	0,91	0,341
<i>Otiorhynchus scaber</i>	172	230	-0,21	87	87	-2,23	239	290	-1,22	2,27	0,132	0,44	0,508
<i>Catops nigrita</i>	116	232	3,00	74	139	1,59	184	204	-1,82	0,06	0,803	14,50	0,0001
<i>Quedius molochinus</i>	143	171	-1,05	210	252	-1,88	117	99	-3,08	0,00	0,960	3,37	0,062
<i>Tachinus laticollis</i>	140	174	-0,75	65	157	3,17	305	253	-5,16	12,26	0,001	7,76	0,005
<i>Pteroloma forsstroemi</i>	73	119	1,04	233	310	-0,97	79	121	0,69	1,20	0,273	0,04	0,844
<i>Acrotichis intermedia</i>	119	59	-5,66	230	82	-10,08	180	212	-1,31	2,28	0,131	20,68	< 0,0001
<i>Othius myrmecophilus</i>	51	114	2,64	84	172	2,33	145	362	5,60	0,09	0,763	0,22	0,640
<i>Patrobus assimilis</i>	40	123	2,12	74	109	-1,92	56	117	0,32	9,15	0,003	2,15	0,142
<i>Omalius rugatum</i>	116	32	-7,45	207	101	-8,14	83	78	-2,09	5,51	0,019	23,05	< 0,0001
<i>Notiophilus biguttatus</i>	49	65	-1,67	37	43	-2,13	87	126	-1,76	0,09	0,761	0,07	0,798
<i>Acrostiba borealis</i>	14	91	5,55	7	38	3,24	84	84	-1,78	0,01	0,918	36,17	< 0,0001
<i>Epuraea pygmaea</i>	2	91	7,39	1	5	1,13	1	16	2,85	0,61	0,434	0,00	0,953
<i>Oxypoda annularis</i>	62	26	-4,54	141	76	-6,28	209	89	-8,26	0,62	0,437	0,01	0,940
<i>Notiophilus reitteri</i>	21	65	1,56	22	40	-0,45	74	93	-2,30	1,64	0,201	8,75	0,003
<i>Liogluta microptera</i>	56	21	-4,57	15	9	-1,88	51	14	-4,95	0,49	0,483	0,35	0,552
<i>Atomaria pulchra</i>	59	15	-5,45	26	7	-3,75	34	4	-4,85	0,02	0,883	1,07	0,301
<i>Mycetoporus lepidus</i>	21	51	2,02	2	55	5,55	35	164	6,47	12,59	0,0004	3,65	0,056
<i>Oxypoda lugubris</i>	10	49	3,62	17	45	1,96	45	166	5,61	1,36	0,244	0,31	0,578
<i>Choleva lederiana</i>	18	39	1,46	73	192	4,00	20	84	4,35	0,20	0,652	2,47	0,116
<i>Mycetoporus rufescens</i>	34	22	-2,41	214	81	-9,47	84	75	-2,36	2,63	0,105	0,75	0,388
<i>Leistus terminatus</i>	29	26	-2,30	122	69	-7,02	127	56	-7,50	1,79	0,181	4,49	0,034
<i>Dryocoetes autographus</i>	0	43	5,32	1	3	0,59	1	13	2,49	2,26	0,133	0,36	0,551
<i>Otiorhynchus nodosus</i>	7	33	2,91	15	27	0,59	15	28	0,87	2,60	0,107	2,38	0,122
<i>Catops nigricans</i>	21	15	-1,69	30	55	0,91	35	35	-1,15	4,60	0,032	0,37	0,540
<i>Othius lapidicola</i>	18	17	-0,96	10	33	2,16	55	44	-2,33	5,49	0,019	0,05	0,822
<i>Anthophagus omalinus</i>	14	20	0,11	14	24	0,43	18	32	0,79	0,02	0,893	0,00	0,802
<i>Atomaria ornata</i>	13	19	0,16	14	7	-2,08	44	28	-2,78	2,47	0,115	2,97	0,085

Vindusfeller

Siden vindusfellene fanger en overvekt av trelevende biller, vil materialet fra denne felletypen forventes å kunne vise mer direkte effekter av fragmentering pga endret tilgang på trevirke (habitat) for de ulike artene. Totalantallet biller i vindusfellene gikk fram i forhold til kontrollfeltet etter fragmentering i begge de fragmenterte feltene (tabell 20). Den økte svermefrekvens kan skyldes bedre lysforhold og andre kanteffekter. Det kan også skyldes endret tilgang på habitater slik at den økte svermeaktiviteten kan tolkes som kolo-

niseringsaktivitet blant billene. For de enkelte artene viste dataene fra vindusfellene signifikant framgang i begge de fragmenterte feltene for barkbilleartene *Hylastes cunicularius* og *Trypodendron lineatum* (tabell 20). *H. cunicularius* prefererer røtter og stubber i tidlig nedbrytningsfase. Dette er habitater som forventes å øke etter fragmentering. Større antall av barkbiller vil derfor være en av de mest åpenbare korttidseffekter av fragmentering.

Tabell 20. Arter som forekom med mer en 30 individer i vindusfellene i kontrollfeltet fra forsøksområdet i Mosvik. Antall individer før og etter fragmentering samt standardisert endring (endr.) er angitt. Fragmenteringseffekter for hver enkelt art er analysert ved å sammenligne artsantallet i kontrollfeltet mot hvert av de fragmenterte feltene. Avvik fra forventede verdier er testet vha. Chi-kvadrat tester. Signifikante p-verdier er uthevet.

Arter	Kontroll			Småfragmentert			Storfragmentert			Fragmenteringseffekt			
	før	etter	endr.	før	etter	endr.	før	etter	endr.	Småfragment	Storfragment	χ ²	p
Totalt	1137	1743	-3,09	1622	4405	12,91	1683	4389	11,80	143,36	< 0,0001	124,69	< 0,0001
<i>Hylastes cunicularius</i>	150	225	-1,29	135	1069	16,41	309	1043	8,91	158,26	< 0,0001	43,3	< 0,0001
<i>Anthophagus omalinus</i>	74	187	2,26	205	544	4,32	101	282	3,45	0,76	0,822	0,22	0,642
<i>Trypodendron lineatum</i>	192	63	-9,83	154	206	-2,15	180	202	-3,63	62,13	< 0,0001	48,81	< 0,0001
<i>Dryocoetes autographus</i>	11	145	7,00	31	285	8,92	41	277	7,82	0,67	0,413	3,08	0,079
<i>Dryocoetes hectographus</i>	17	128	5,57	37	315	9,14	30	411	11,87	0,06	0,813	2,95	0,086
<i>Acrostiba borealis</i>	41	85	0,72	26	94	2,90	34	228	7,07	3,14	0,076	19,64	< 0,0001
<i>Atomaria ornata</i>	62	55	-3,03	98	114	-2,49	99	193	0,68	1,12	0,289	11,96	0,0005
<i>Cryptophagus abietis</i>	52	48	-2,65	44	68	-0,57	66	93	-1,16	2,95	0,086	2,32	0,127
<i>Acrotrichis intermedia</i>	48	36	-3,17	186	80	-8,78	82	71	-3,59	4,15	0,042	0,15	0,697
<i>Enicmus fungicola</i>	33	50	-0,57	37	59	-0,41	39	37	-2,21	0,00	0,99	1,70	0,193
<i>Hylurgops glabratus</i>	12	66	3,43	8	167	8,11	10	118	6,15	7,24	0,007	2,17	0,14
<i>Epuraea pygmaea</i>	22	38	-0,07	55	77	-1,09	48	84	-0,04	0,246	0,62	0,02	0,903
<i>Acrotrichis insularis</i>	51	7	-6,02	55	23	-4,83	66	14	-6,41	4,9	0,027	0,41	0,524
<i>Cerylon ferrugineum</i>	25	22	-1,94	25	16	-2,59	25	23	-1,84	0,462	0,603	0,01	0,922
<i>Quedius plagiatus</i>	18	26	-0,54	7	50	3,40	18	61	2,17	9,44	0,002	3,65	0,056
<i>Quedius tenellus</i>	22	18	-1,97	42	48	-1,69	38	40	-1,87	0,47	0,492	0,2	0,651
<i>Rhizophagus ferrugineus</i>	16	15	-1,44	31	28	-2,10	8	30	1,71	0,019	0,891	5,74	0,016

Tabell 21. Arter som forekom med mer en 30 individer i malaisfellene i kontrollfeltet fra forsøksområdet i Mosvik. Antall individer før og etter fragmentering samt standardisert endring (endr.) er angitt. Fragmenteringseffekter for hver enkelt art er analysert ved å sammenligne artsantallet i kontrollfeltet mot hvert av de fragmenterte feltene. Avvik fra forventede verdier er testet vha. Chi-kvadrat tester. Signifikante p-verdier er uthevet.

Arter	Kontroll			Småfragmentert			Storfragmentert			Fragmenteringseffekt			
	før	etter	endr.	før	etter	endr.	før	etter	endr.	Småfragment	Storfragment	χ ²	p
Totalt	868	748	-2,99	3067	3085	0,23	2783	2010	-11,17	7,47	0,006	9,16	0,003
<i>Anthophagus omalinus</i>	247	388	5,19	1536	1904	5,69	1130	1147	0,13	6,97	0,008	22,50	< 0,0001
<i>Absidia schoenherri</i>	102	52	-3,87	442	275	-6,02	477	236	-8,65	0,95	0,330	0,00	0,948
<i>Malthodes fuscus</i>	138	13	-9,67	307	29	-14,41	333	22	-15,68	0,03	0,868	0,62	0,431
<i>Hylastes cunicularius</i>	31	53	2,24	106	384	11,81	92	107	0,95	8,38	0,004	1,73	0,189
<i>Cryptophagus abietis</i>	64	18	-4,84	85	91	0,37	133	66	-4,55	19,09	< 0,0001	2,97	0,085
<i>Polydrusus undatus</i>	62	95	2,44	15	37	2,86	51	84	2,64	1,97	0,225	0,03	0,858
<i>Lordithon thoracicus</i>	34	4	-4,63	153	14	-10,22	89	23	-5,94	0,01	0,917	1,31	0,253
<i>Polydrusus pilosus</i>	9	24	2,45	6	3	-0,96	9	17	1,47	3,22	0,073	0,10	0,336

Malaisefeller

Malaisfellene fanger en overvekt av biller som kravler i vegetasjonen. Denne felletypen vil derfor være i en mellomstilling i forhold til barberfeller og vindusfeller med hensyn på størrelsen på arealet som fellene fanger insekter fra. Kun små endringer mellom feltene etter fragmentering ble påvist (**tabell 21**). Når det gjelder enkeltarter, viste barkbillen *Hylastes cunicularius* og muggbillen *Cryptophagus abietis* en signifikant økning i det småfragmenterte

feltet etter behandling. *C. abietis* viste også samme tendens i vindusfellene. Arten lever av muggsopp i granbar (Salaas 1917), og dens økning skyldes sannsynligvis økt tilgang på habitat etter fragmentering.

Alle feller

En oversikt over fragmenteringseffekter for de artene som forekom i flere felletyper er vist i **tabell 22**. Vi ser at det er relativt små endringer i det totale individantallet etter fragmentering. En signifikant nedgang i individantall ble imidlertid påvist i det storfragmenterte feltet. Når det gjelder enkeltartene, er det stort sett de samme trendene som for felletypene separat. Arten *Acrostiba borealis* hadde en signifikant nedgang i barberfellene, og en signifikant oppgang i vindusfellene i det storfragmenterte feltet. Når vi ser på alle felletypene samlet, er det imidlertid ingen endring hos denne arten. Det kan derfor se ut som om arten har endret adferd fra krabbing til sverming i det storfragmenterte feltet etter fragmentering. Glansbillen *Epuraea pygmaea* har hatt en tilbakegang i begge felter. Dette kan synes noe merkelig da denne arten sannsynligvis har fått bedret habitattilgang etter fragmentering pga at arten antas å leve av gjærsopp på nylig dødt bartrevirke. Man kan imidlertid tenke seg at slike arter trekkes ut på hogstflatene og dermed blir mer fåtallige inne i skogen der fellen var plassert.

4.4.1.3 Korttidseffekter av fragmentering på samfunnsnivå

Barberfeller

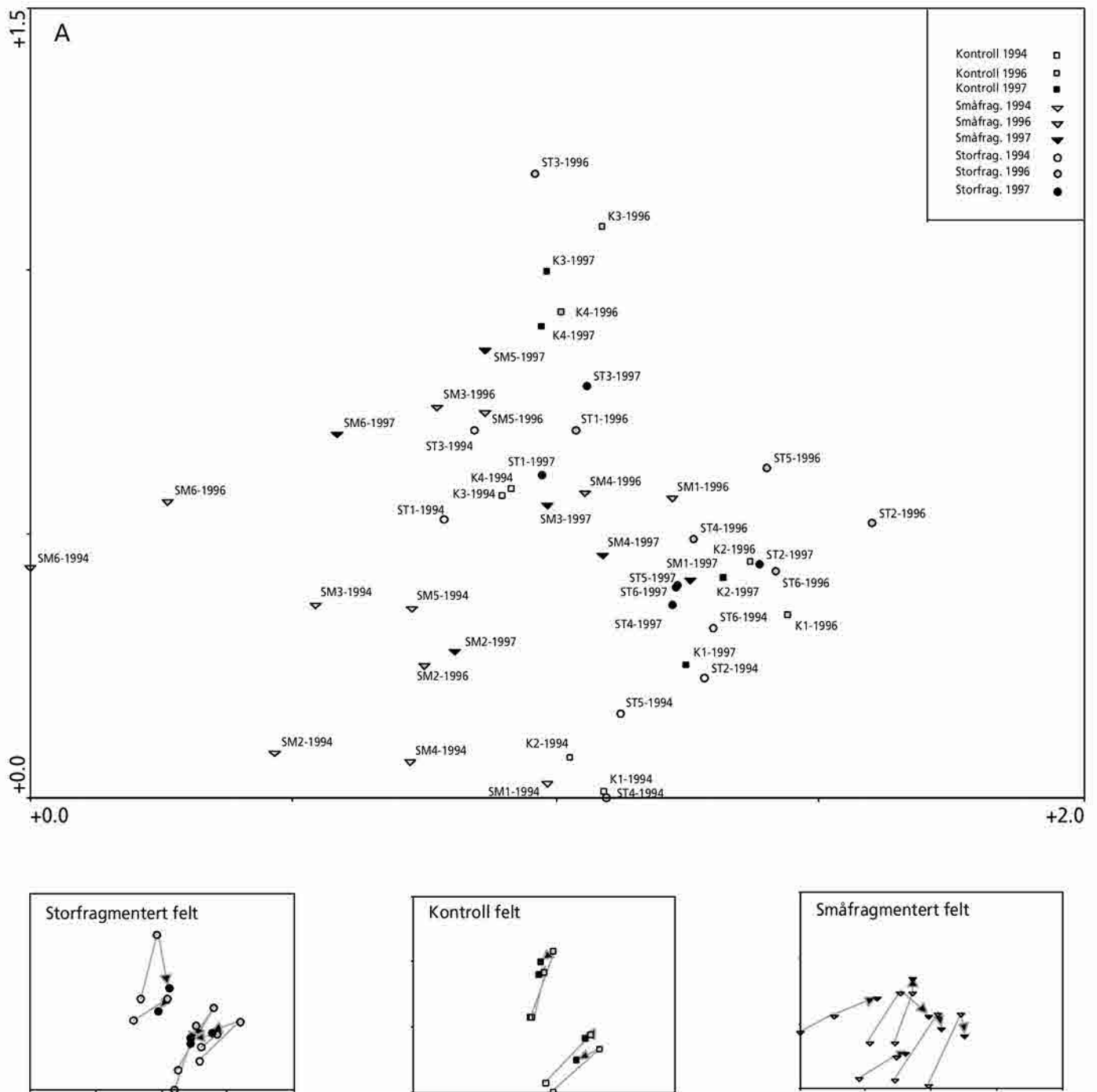
Stasjonsdiagrammet viser at billesamfunnene har flyttet seg til høyre og oppover fra 1994 til 1996. Fra 1996 til 1997, er den generelle trenden at samfunnene har nærmet seg utgangspunktet (1994) igjen (**figur 20a**). Dette gjelder særlig for kontrollfeltet og det storfragmenterte feltet. I de fuktigste delene av det småfragmenterte feltet (lengst til venstre) har imidlertid samfunnene fjernet seg leng-

er fra utgangspunktet. Vi ser også at alle stasjonene i småfragmentert felt i 1997 ligger litt til høyre for 1996, mens i kontrollfeltet ligger de til venstre. Når vi plottet 1. akse mot 3. akse, som beskriver punktenes plassering i rommet, ser vi at kontrollfeltets stasjoner i 1996 og 1997 ligger svært nær hverandre, mens stasjonene i de fragmenterte feltene ligger lenger fra hverandre i disse årene. Dette gjelder særlig det småfragmenterte feltet. Det kan dermed se ut som vi har en fragmenteringseffekt.

Artsdiagrammet fra DCA-ordinasjonen, som er underlagt de samme aksene som stasjonsdiagrammet (**figur 20b**), viser at fuktighetskrevede arter i skogbunnen dominerer i venstre del av plottet, mens høyre halvdel av plottet har arter som vi oppfatter som mer tolerante for tørrere vegetasjonstyper. Vi antar derfor at vi har en fuktighetsgradient langs førsteaksen. Med en slik aksetolkning, kan vi si at områdene har blitt tørrere i 1996. Dette ser ut til å gjelde både for de fragmenterte områdene og for kontrollområdet. Denne endringen er derfor å tolke som årsvariasjon. Arter som er knyttet til død ved og sopp samt herbivorer ser ut til å plassere seg langs en gradient som går på tvers av gradienten som dannes av skogbunnsartene (**figur 20c**). Andreaksen er allikevel vanskelig å tolke ut fra hva vi kjenner til om generelle habitatkrav hos billearter i området. De to viktigste gradientene i vegetasjonen ble tolket som en næringsgradient (DCA-akse 1) og en fuktighetsgradient (DCA-akse 2) (jf kap. 4.2.3). Det er mulig at andreaksen i billeanalysene representerer en næringsgradient, men kunnskapen om billenes plassering langs en slik gradient er imidlertid ikke tilstrekkelig til å bekrefte dette.

Tabell 22. Arter som forekom med mer en 30 individer totalt i alle fellene i kontrollfeltet fra forsøksområdet i Mosvik. Antall individer før og etter fragmentering samt standardisert endring (endr.) er angitt. Fragmenteringseffekter for hver enkelt art er analysert ved å sammenligne artsantallet i kontrollfeltet mot hvert av de fragmenterte feltene. Avvik fra forventede verdier er testet vha. Chi-kvadrat tester. Signifikante p-verdier er uthevet. Arter med dominans i en felletype er utelatt her siden de er angitt i de tre foregående tabellene.

Arter	Kontroll			Småfragmentert			Storfragmentert			Fragmenteringseffekt			
	før	etter	endr.	før	etter	endr.	før	etter	endr.	Småfragment	Storfragment	χ^2	p
Totalt	9069	12048	-1,92	11898	16172	-0,54	15343	19527	-5,98	1,52	0,210	5,90	0,015
<i>Hylastes cunicularius</i>	296	673	6,61	359	1607	19,75	585	1609	13,35	55,81	< 0,0001	4,85	0,027
<i>Anthophagus omalinus</i>	335	595	3,40	1755	2472	0,80	1249	1461	-3,59	9,33	0,002	28,14	< 0,0001
<i>Acrotichis intermedia</i>	167	95	-6,03	416	162	-12,22	262	283	-2,43	5,37	0,021	16,81	< 0,0001
<i>Acrostiba borealis</i>	55	177	5,19	34	132	5,19	118	317	5,76	0,41	0,523	0,75	0,386
<i>Cryptophagus abietis</i>	124	66	-5,48	130	160	-0,79	208	159	-4,84	18,43	< 0,0001	3,48	0,062
<i>Epuraea pygmaea</i>	25	130	6,06	58	83	0,23	50	100	1,97	21,65	< 0,0001	11,26	0,001
<i>Atomaria ornata</i>	75	74	-1,75	115	121	-1,77	144	222	0,98	0,04	0,840	4,79	0,028
<i>Atomaria pulchra</i>	63	17	-5,53	27	16	-2,34	39	11	-4,29	2,86	0,091	0,01	0,906
<i>Mycetoporus lepidus</i>	21	59	2,62	3	69	6,16	35	179	7,06	12,28	0,001	3,08	0,079
<i>Acrotichis insularis</i>	55	8	-5,98	113	36	-6,97	75	22	-5,86	2,87	0,090	1,88	0,169
<i>Quedius tenellus</i>	37	21	-2,84	57	50	-2,01	47	42	-1,76	1,30	0,255	1,31	0,252
<i>Cryptophagus scanicus</i>	46	6	-5,57	27	10	-3,19	105	15	-8,29	2,54	0,111	0,01	0,939
<i>Quedius plagiatus</i>	23	29	-0,26	10	52	3,83	25	66	2,57	9,54	0,002	3,45	0,063
<i>Polydrusus pilosus</i>	11	29	1,70	7	4	-1,23	9	19	0,97	3,47	0,062	0,02	0,886
<i>Rhizophagus ferrugineus</i>	20	18	-1,13	34	36	-0,94	10	40	2,91	0,04	0,840	8,83	0,003
<i>Hylecoetus dermestoides</i>	18	18	-0,83	50	28	-3,34	16	10	-1,71	1,49	0,222	0,41	0,521
<i>Sphaerites glabratus</i>	2	31	3,95	10	62	4,50	12	45	2,96	0,71	0,401	2,52	0,112



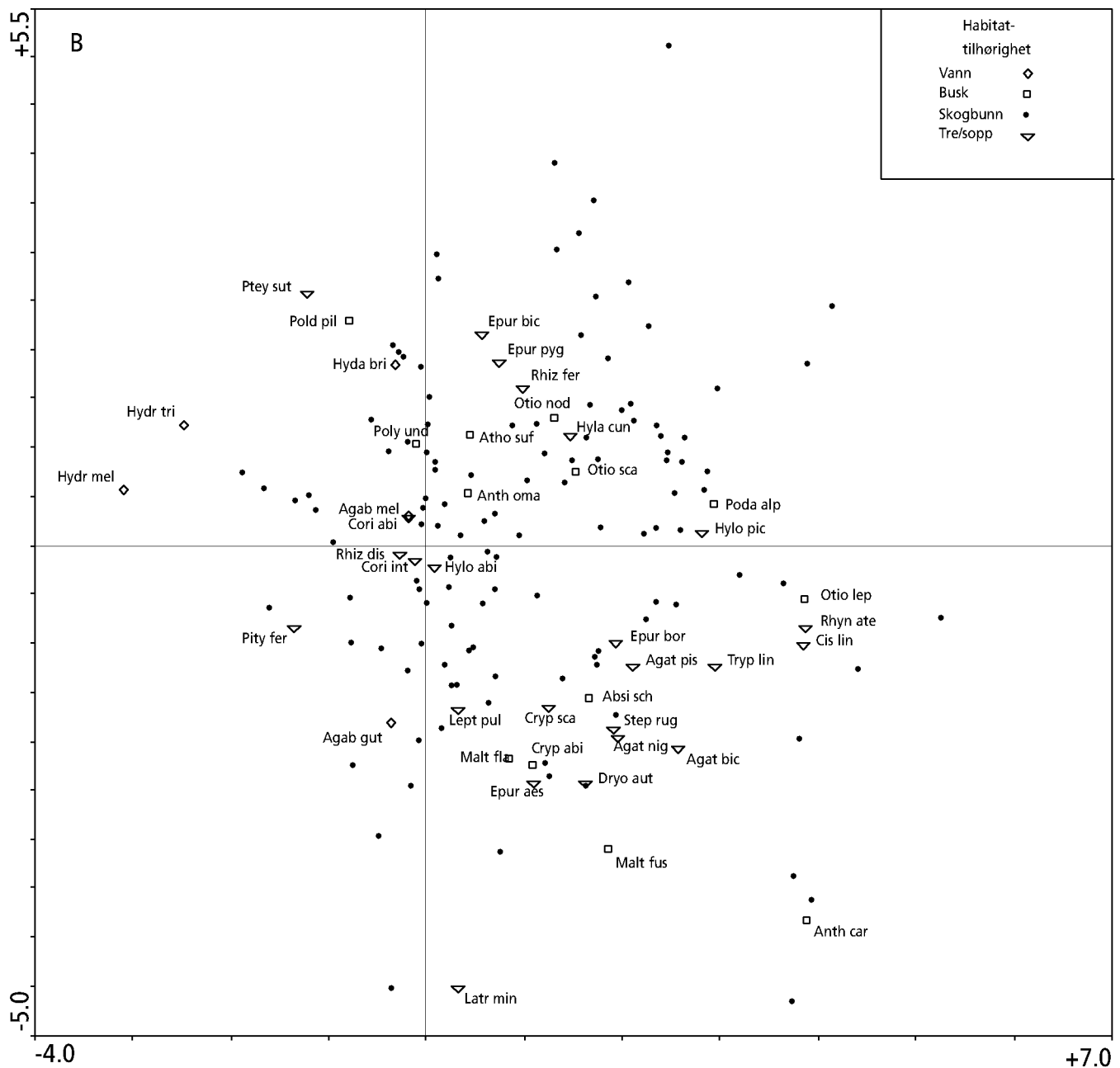
Figur 20a

DCA ordinasjon av barberfelle materialet fra 1994, 1996 og 1997, stasjonsplott med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Symboler skiller mellom felt og år.

Monte Carlo signifikanstesten i CCA-analysen viste at det var en signifikant effekt av fragmentering i det småfragmenterte feltet etter at effekten av årsvariasjon var fjernet (**tabell 23**). Det var ingen signifikant endring i det storfragmenterte feltet verken i totalanalysen (**tabell 23**) eller når storfragment ble testet mot kontroll separat. Disse trendene var tilstede både med og uten 1997 datasettet inkludert i analysene.

Vindusfeller

Stasjonsplottet for vindusfellene viser at alle 1994 stasjonene ligger til venstre i diagrammet mens 1996 stasjonene viser stor spredning til høyre i diagrammet i de fragmenterte feltene. Stasjonene er mer samlet i midten i 1997 (**figur 21a**). Den samme tendensen får vi også når vi plottet 1. akse mot 3. akse. Det som er interessant er at spredningen i de fragmenterte feltene i 1996 ser ut til å

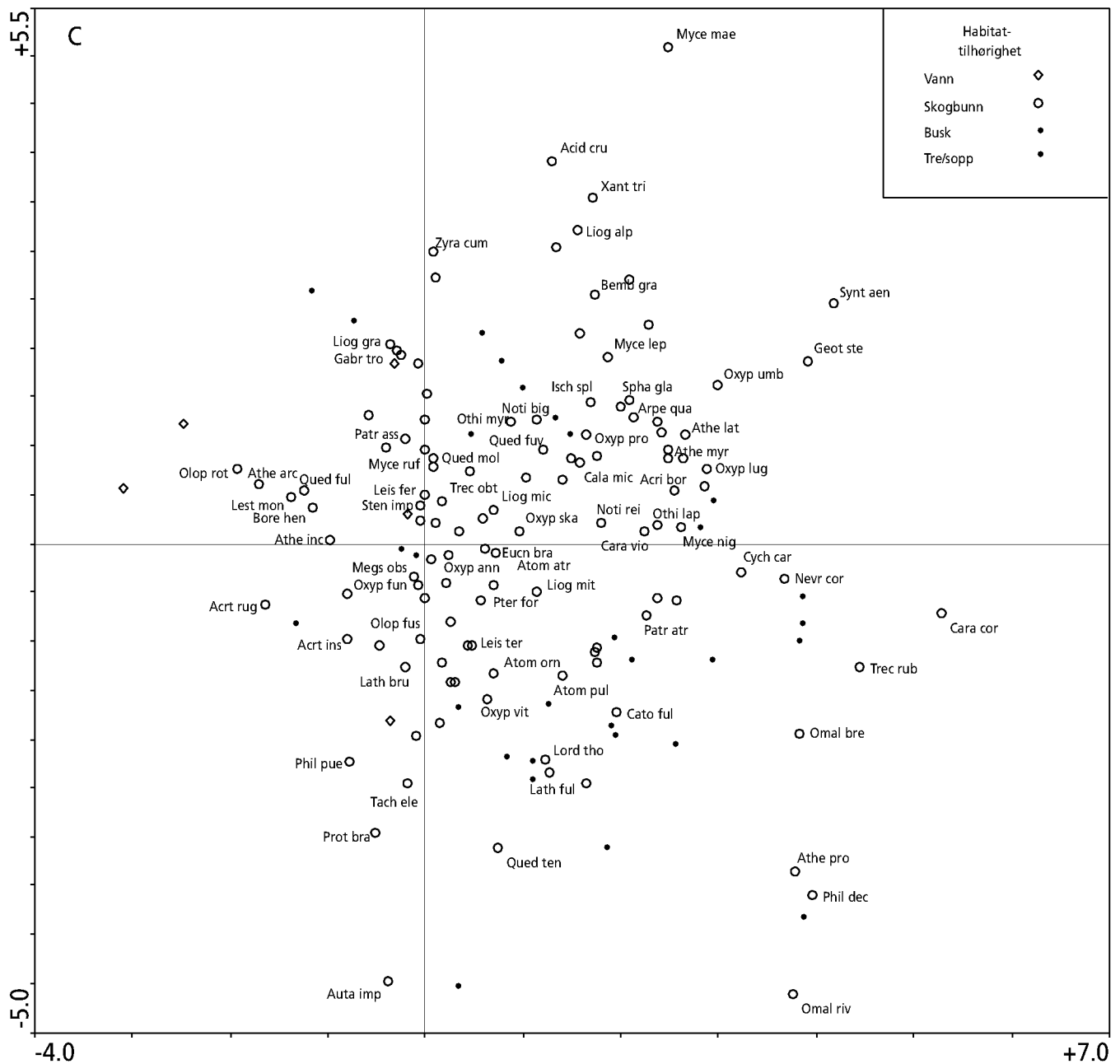
**Figur 20b**

DCA ordinasjon av barberfelle materialet fra 1994, 1996 og 1997, artsplot med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Forklaring til artenes navn finnes i appendix 2. Arter som er knyttet til vannhabitater, busksjikt og trelevende/tresopplevende arter er navngitt.

være større enn i kontrollfeltet. Dette kan tolkes som en indirekte fragmenteringseffekt som kan skyldes endret artsutvalg og frekvens av biller som svermer pga at habitattilgangen har endret seg etter hogst. Artsplottet for vindusfellene viser en tendens til at skogbunnsartene er forskjøvet oppover og mot høyre (**figur 21b**). Dette kan være en årvariasjonseffekt som består i at skogbunnsarter har en større tendens til å sverme i bedre sommerklima. Det kan også være en indirekte fragmenteringseffekt ved at de samme artene har en større tendens til å sverme når skogen blir mer åpen.

Monte Carlo signifikanstesten i CCA-analysen viste at det var en signifikant effekt av fragmentering i det småfragmenterte feltet et-

ter at effekten av årvariasjon var fjernet i 1996. Ikke noe av restvariasjonen kunne forklares med storfragmentering. Når datasettet fra 1997 ble inkludert og vi fjernet effekten av årvariasjon, fikk vi signifikant effekt mellom ufragmenterte og fragmenterte områder. Dette er interessant siden kontrollområdet ligger mellom de fragmenterte områdene. Vi kan derfor se bort fra at det er en geografisk gradient i materialet. Når vi fjerner den generelle effekten av fragmentering, fikk vi en signifikant effekt av småfragmentering. Dette er i tråd med resultatene fra barberfelledataene. Ikke noe av restvariasjonen kunne forklares med storfragmentering (**tabell 23**).



Figur 20c

DCA ordinasjon av barberfelle materialet fra 1994, 1996 og 1997, artsplot med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Forklaring til artenes navn finnes i appendix 2. Skogbunnsarter er navngitt. Her er busksjikt og trelevende arter markert med liten fylt sirkel.

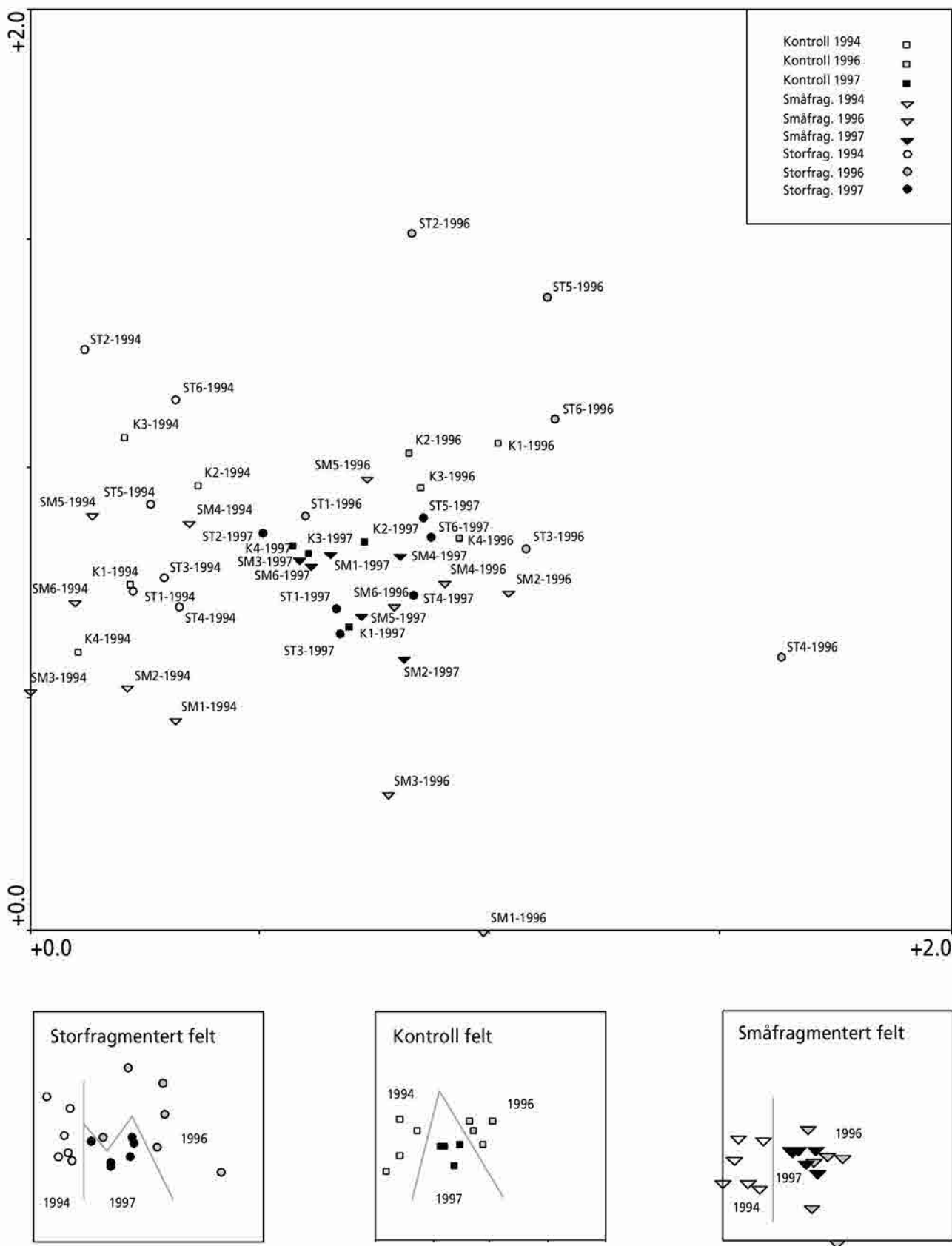
Malaisefeller

Stasjonsplottet for malaisefellene viser en kraftig forskyvning mot høyre og nedover i alle tre felt (**figur 22a**). En forskyvning mot høyre fremkommer også når 1. akse plottes mot 3. akse, og forskyvningen er like stor i kontrollfeltet som i de fragmenterte feltene. Dette må derfor tolkes som en årsvariasjon og ikke en fragmenteringseffekt. Artsplottet er vanskelig å tolke i forhold til økologiske gradienter. Det var imidlertid en tendens til at skogbunnsartene plasserte seg i venstre halvdel av diagrammet, mens arter på busker fordelte seg mer i høyre del av diagrammet (**figur 22b**). Tendensen i årsvariasjonen er derfor at flere busklevende arter og færre skogbunnslevende arter ble fanget etter fragmentering.

Monte Carlo signifikanstesten i CCA-analysen viste at det var en signifikant effekt av årsvariasjon. Etter at effekten av årsvariasjonen var fjernet, kunne ikke noe av restvariasjonen forklares på et 95 % konfidensnivå. En svak effekt av småfragmentering kunne imidlertid påvises ($p = 0,055$) hvis vi aksepterer et noe lavere konfidensnivå.

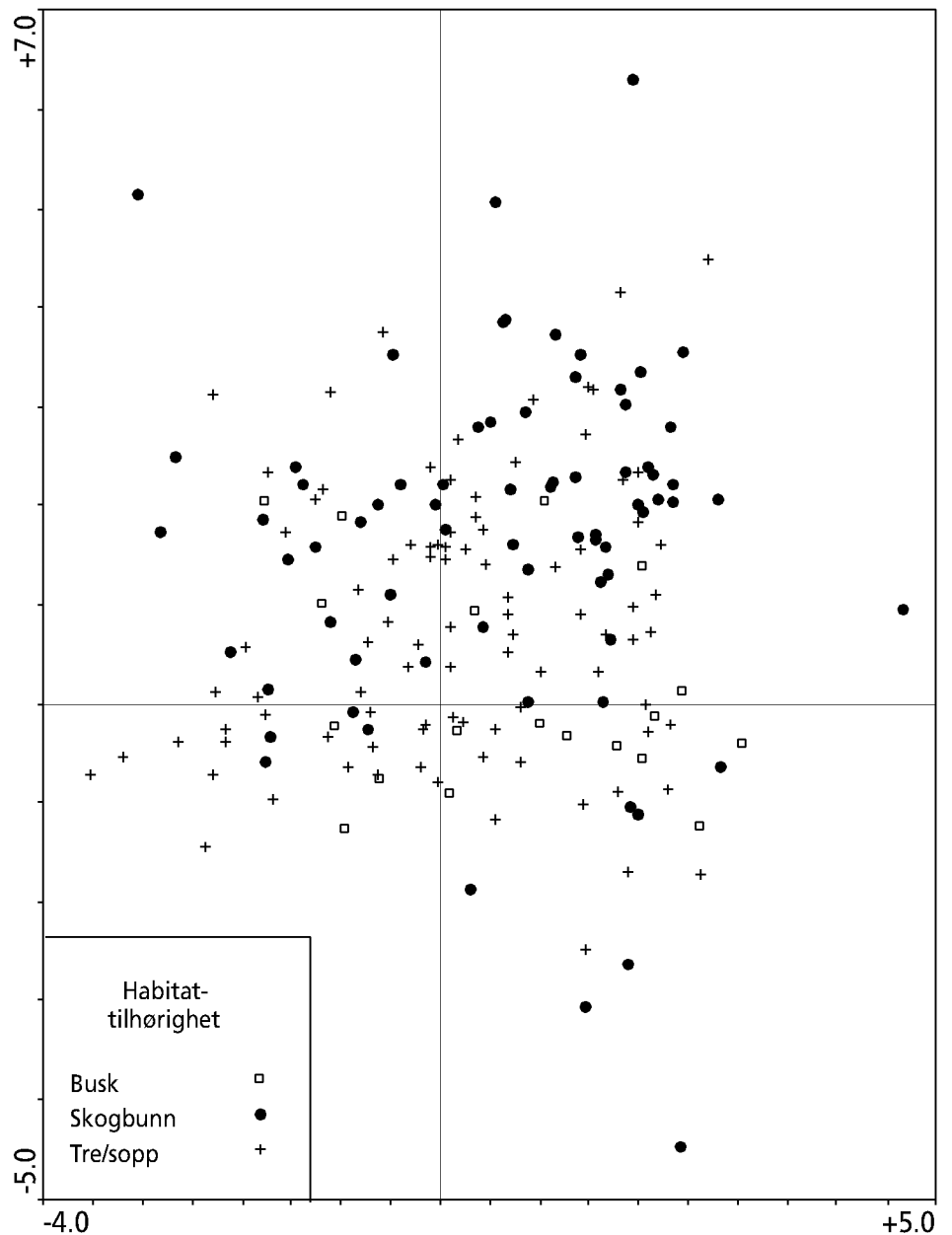
4.4.1.4 Løpebiller (Carabidae)

Løpebiller er en av de best studerte insektfamiliene og finnes i de fleste miljøer (Lövei & Sunderland 1996). Mange arter mangler eller har svakt utviklet vingeapparat og har dermed svak spredningsev-



Figur 21a

DCA ordinasjon av vindusfelle materialet fra 1994, 1996 og 1997, stasjonsplott med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Symboler skiller mellom felt og år.



Figur 21b

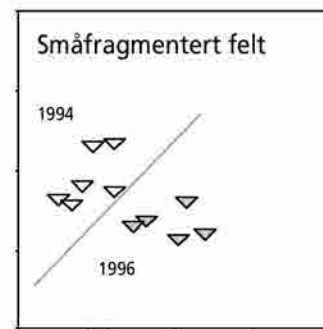
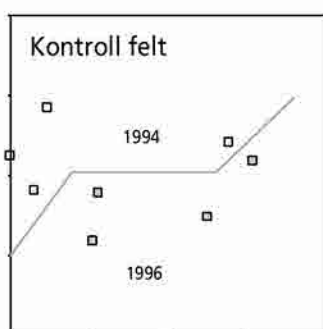
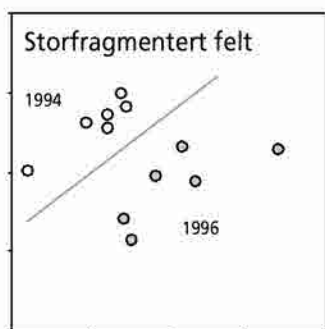
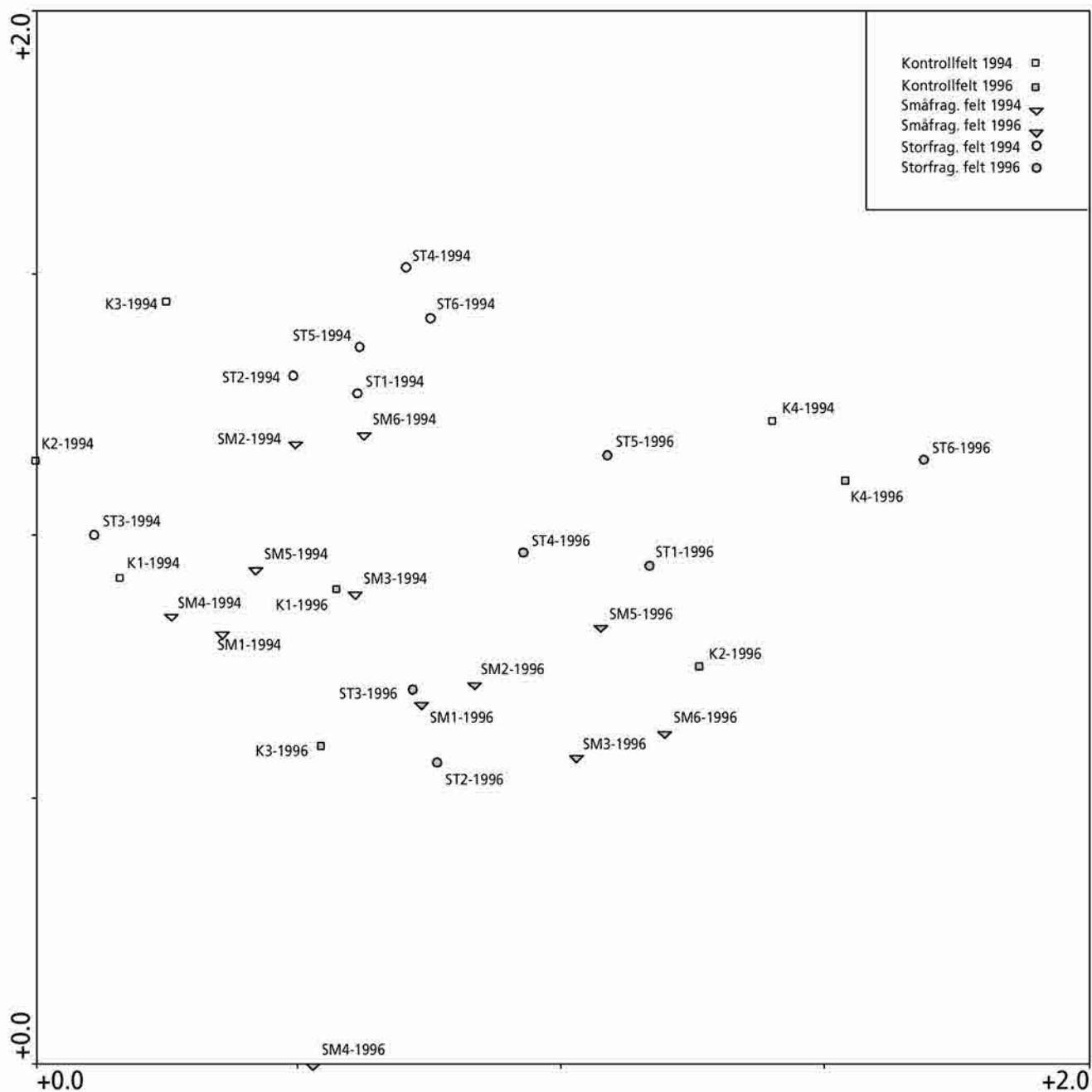
DCA ordinasjon vindusfeller, artsplot med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Symboler skiller mellom arter med ulik habitattilhørighet.

ne (Lindroth 1949, Thiele 1977). Det lokale utbredelsesmønsteret er i stor grad resultat av artenes ulike preferanser for underlagets struktur, fuktighet, temperaturforhold og lysforhold (Thiele 1977, Lindroth 1985, 1986). Artenes habitatpreferanser varierer ofte regionalt og er for de fleste fennoskandiske arter bare kjent i grove trekk (Lindroth 1985, 1986). Forekomsten av byttedyr/føde, predatorer, parasitter og konkurrenter har også betydning for det lokale utbredelsesmønsteret (Thiele 1977). Løpebiller regnes som gode miljøindikatorer (Refseth 1980, Eyre & Rushton 1989, Luff 1992, Butterfield et al. 1995), da de er sensitive for varierende miljøforhold (Thiele 1977) og viser rask respons på habitatendringer (f eks Lenski 1982, Day & Carthy 1988, Niemelä et al. 1993a, 1993b).

Habitatfragmentering synes å påvirke forekomsten av løpebiller betydelig (de Vries et al. 1996). Flere undersøkelser av løpebiller i ha-

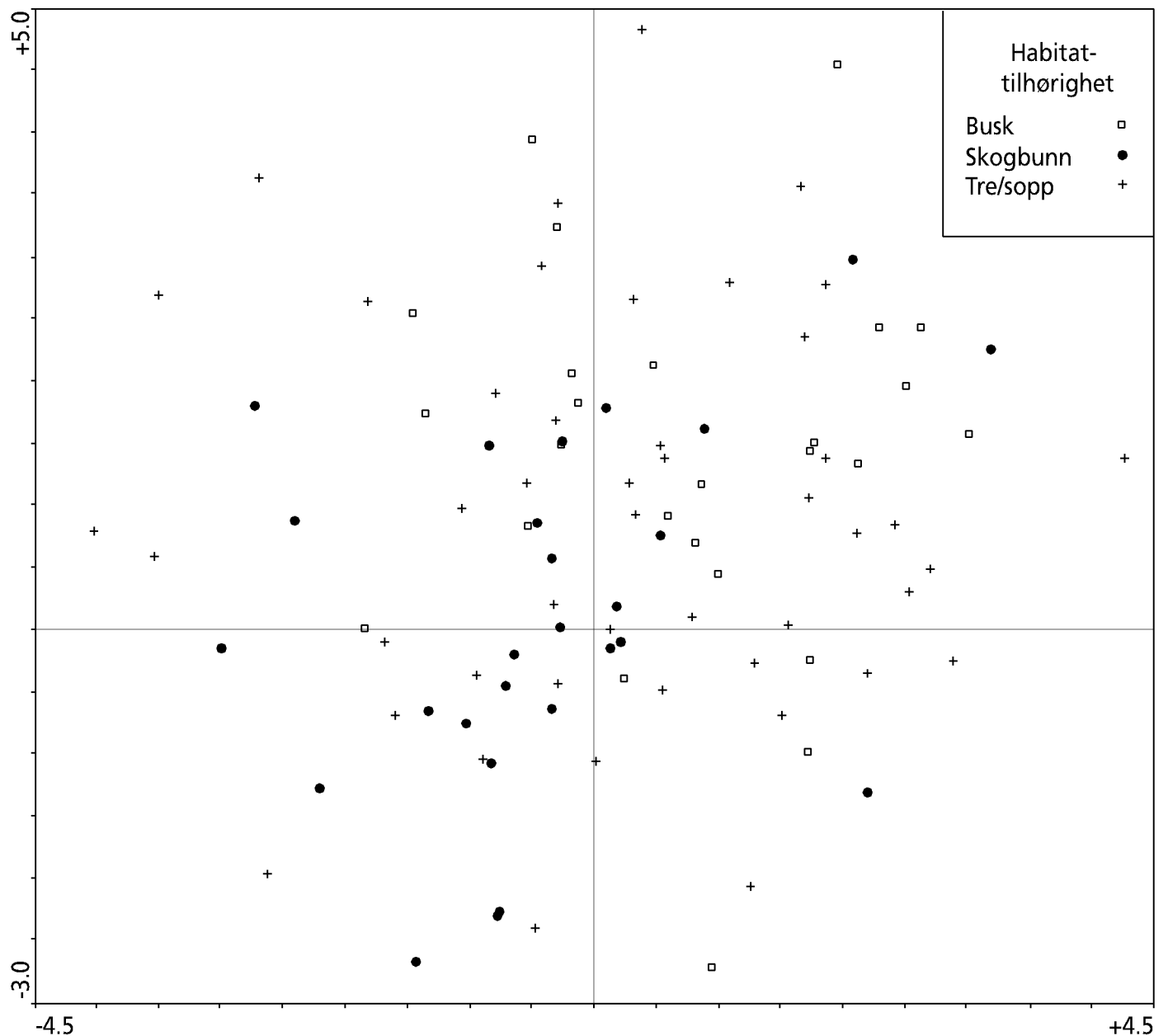
bitatfragmenter av ulik størrelse omgitt av menneskepåvirkede økosystemer er utført i løpet av de senere årene (Niemelä et al. 1988, de Vries & den Boer 1990, Halme & Niemelä 1993, Usher et al. 1993, de Vries 1994, de Vries et al. 1996, Midtgaard 1996). Ut fra disse undersøkelsene ser det ut til at stenotope arter med dårlig spredningsevne blir mest negativt påvirket av fragmentering, mens eurytope arter og arter med god spredningsevne påvirkes mindre. Andelen eurytope arter og arter fra omgivende økosystem ser ut til å øke med avtakende fragmentstørrelse, mens andelen stenotope arter ser ut til å avta med avtakende fragmentstørrelse.

Fordelingsmønster av løpebiller og enkeltarters habitatpreferanser i studieområdet før inngrepet er undersøkt ved å analysere billematerialet i forhold til registrerte miljøvariabler. Enkeltarters respons på fragmentering av tresjiktet undersøkes ved å sammenlikne fore-



Figur 22a

DCA ordinasjon av malaisefelle materialet fra 1994, 1996 og 1997, stasjonsplott med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Symboler skiller mellom felt og år.



Figur 22b

DCA ordinasjon malaisefeller, artsplot med akse 1 og 2 skalert i SD-enheter. Symboler skiller mellom arter med ulik habitattilhørighet.

komsten av løpebiller i de fragmenterte feltene før og etter fragmentering. Resultatene korrigeres i forhold til fangsten i kontrollfeltet for å skille mellom effekter av fragmentering og naturlig årsvariasjon. Artenes respons på fragmentering tolkes i lys av deres habitatpreferanser og økologi for øvrig.

I alt ble 20 arter løpebiller fanget i undersøkelsesområdet i 1994 og 1997. I 1994 ble det fanget 5315 individer fordelt på 18 arter, mens det i 1997 ble fanget 7076 individer fordelt på 17 arter. Sju arter utgjorde over 99 % av totalfangsten; *Patrobus atrorufus* (52 %), *Trechus obtusus* (24 %), *Calathus micropterus* (11 %), *Patrobus assimilis* (4 %), *Leistus terminatus* (3 %), *Notiophilus biguttatus* (3 %) og *N. reitteri* (2 %). Det lave artsantallet og den

ujevne mengdefordelingen av løpebiller er karakteristisk for de fennoskandiske barskoger (Niemelä 1993). Analysene i denne undersøkelsen ble konsentrert om de sju vanligste artene, da de øvrige artene var svært fåtallige. Disse sju artene er relativt eurytope arter som i lavlandet i Sør- og Midt-Skandinavia først og fremst finnes i skog (Lindroth 1985, 1986, Turin et al. 1991). Ingen av de sju artene har blitt fanget i vindusfeller i undersøkelsesområdet (Tømmerås & Breistein 1995), noe som indikerer at de i all hovedsak beveger seg i bunnsjiktet.

Habitatpreferanser

Første ordinasjonsakse var signifikant positivt korrelert med åtte miljøvariabler: % dekning av barnåler i 0,5 x 0,5 m ruter og

Tabell 23. Monte Carlo signifikanstester på strukturendringer i billesamfunn fra forsøksområdet i Mosvik. Datasettene per felletype kjørt mot et miljødatasett bestående av tid (år 0,1,2), ufrag. (0,1), småfrag (0,1) og storfrag (0,1). Dette medfører at ufrag.-parametren har verdien 1 for alle stasjonene i 1994 før hogsten. For barberfeller og vindusfeller er datasettet testet både med og uten 1997 sesongen. Forkl. angir hvor mye av variasjonen som forklares av tilhørende parameter. Signifikante p-verdier er uthevet.

		Param.	Forkl.	F	p		
Barberfeller 1994, 1996	1	Tid	0,07	2,54	0,0050	Valgt	
		Ufrag.	0,06	2,04	0,0050		
		Småfrag.	0,05	1,68	0,0020		
		Storfrag.	0,05	1,56	0,4500		
	2	Småfrag.	0,04	1,56	0,0400	Valgt	
		Storfrag.	0,03	1,05	0,3400		
		Ufrag.	0,03	1,01	0,4250		
	3	Ufrag.	0,02	0,87	0,7050	n.s	
		Storfrag.	0,02	0,87	0,6600		
Barberfeller 1994, 1996-97	1	Tid	0,08	3,83	0,0050	Valgt	
		Ufrag.	0,05	2,08	0,0050		
		Storfrag.	0,04	1,70	0,0100		
		Småfrag.	0,04	1,62	0,0200		
	2	Småfrag.	0,04	1,77	0,0050	Valgt	
		Ufrag.	0,03	1,51	0,0250		
		Storfrag.	0,03	1,23	0,1200		
	3	Ufrag.	0,03	1,27	0,1200	n.s	
		Storfrag.	0,03	1,27	0,1400		
Vindusfeller 1994, 1996	1	Tid	0,14	2,39	0,0050	Valgt	
		Ufrag.	0,12	2,01	0,0050		
		Storfrag.	0,10	1,75	0,0050		
		Småfrag.	0,09	1,63	0,0050		
	2	Småfrag.	0,09	1,56	0,0050	Valgt	
		Storfrag.	0,08	1,41	0,0050		
		Ufrag.	0,07	1,15	0,1550		
	3	Storfrag.	0,07	1,17	0,1050	n.s	
		Ufrag.	0,07	1,17	0,1200		
Vindusfeller 1994, 1996-97	1	Tid	0,10	2,85	0,0050	Valgt	
		Ufrag.	0,08	2,15	0,0050		
		Småfrag.	0,06	1,54	0,0050		
		Storfrag.	0,06	1,54	0,0050		
	2	Ufrag.	0,05	1,49	0,0050	Valgt	
		Småfrag.	0,05	1,36	0,0100		
		Storfrag.	0,05	1,34	0,0100		
	3	Småfrag.	0,05	1,32	0,0100	Valgt	
		Storfrag.	0,05	1,32	0,0150		
	4	Ingen restvariasjon igjen.					
		All variasjon forklart av dette miljødatasettet er forklart av de 3 valgte variablene (0,20)					
	Malaisefeller 1994, 1996	1	Tid	0,11	2,43	0,0050	Valgt
			Ufrag.	0,10	2,27	0,0050	
Småfrag.			0,08	1,77	0,0050		
Storfrag.			0,07	1,51	0,0200		
2		Småfrag.	0,06	1,34	0,0550	Valgt	
		Storfrag.	0,06	1,26	0,0750		
		Ufrag.	0,05	1,19	0,1100		
3		Ufrag.	0,05	1,18	0,1600	n.s	
		Storfrag.	0,05	1,18	0,1650		

gjennomsnittshøyde på 5 høyeste grantrær på stasjonsnivå var middels sterkt korrelert, mens kronedekning, areal av grantrær, antall grantrær, totalt antall trær, totalareal av trær på stasjonsnivå og % dekning av levermoser i 0,5 x 0,5 m ruter var svakt korrelert (**tabell 24**). Fire miljøvariabler var signifikant negativt korrelert med aksens: relativ solinnstråling på stasjonsnivå var middels sterkt korrelert, mens areal av løvtrær, antall løvtrær på stasjonsnivå og % dekning av bladmoser i 0,5 x 0,5 m ruter var svakt korrelert. Sumpskog og blåbærskog ser ut til å ha sine tyngdepunkt til venstre på aksens (**figur 23a**), mens bregneutformingene har tyngdepunkt til høyre på aksens. Ut fra dette tolkes hovedgradienten langs aksens som en lysgradient med relativt lysåpen og solekspontert skog til venstre på aksens og relativt skyggefull, storvokst skog til høyre på aksens.

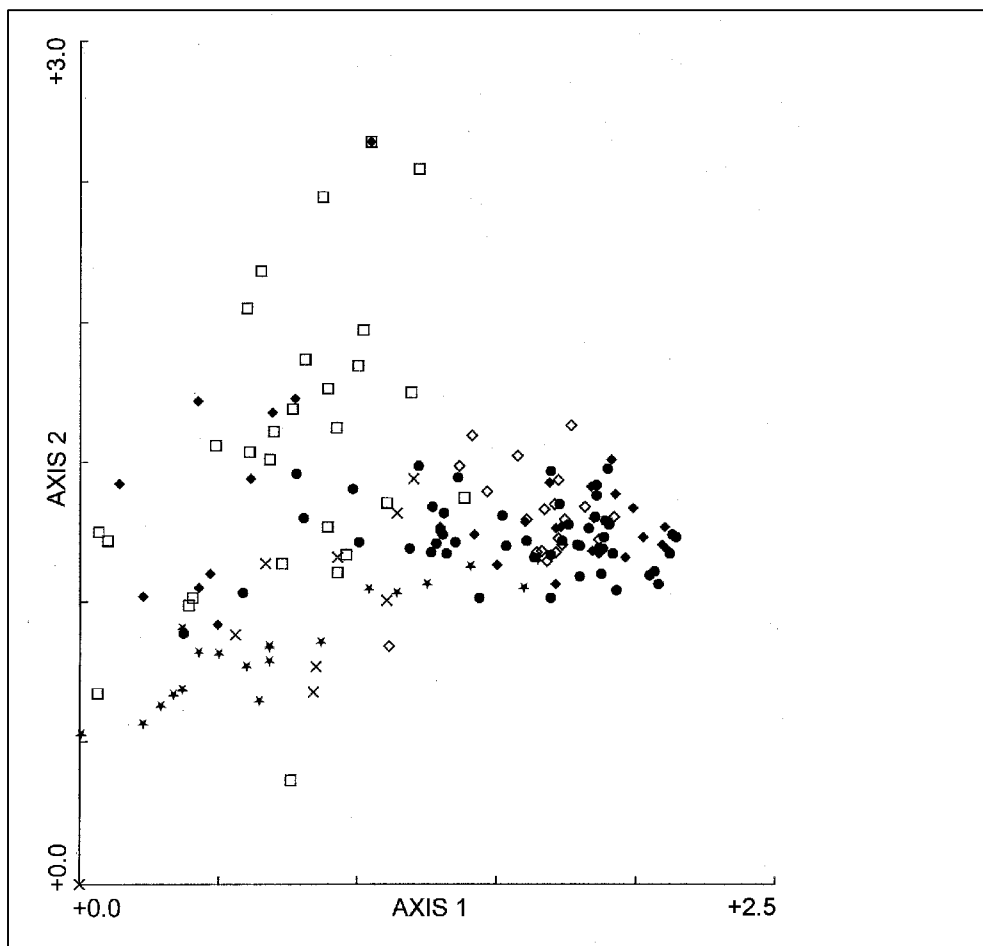
Andre ordinasjonsakse var signifikant positivt korrelert med syv miljøvariabler: % dekning av kvister i 0,5 x 0,5 m ruter var middels sterkt korrelert, mens kronedekning på stasjonsnivå, dekningsgrad av barnåler i 0,5 x 0,5 m ruter, gjennomsnittshøyde på 5 høyeste grantrær, relativ solinnstråling og areal av grantrær på stasjonsnivå var svakt positivt korrelert med aksens (**tabell 24**). Prosent dekning av bunnsjiktet i 0,5 x 0,5 m ruter var signifikant negativt korrelert med aksens. Feller i sumpskog har tyngdepunkt i nedre del av aksens, mens den tørreste skogtypen, blåbærskog, har sitt tyngdepunkt i øvre del av aksens (**figur 23a**). Bregneutformingene opptrer mellom disse ytterpunktene. Ut fra dette tolkes hovedgradienten langs aksens som en fuktighetsgradient med fuktig sumpskog nederst på aksens og relativt tørr blåbærskog øverst på aksens.

Habitatpreferansene til de 7 tallrikste artene ble tolket ut fra deres plassering langs 1. og 2. ordinasjonsakse. *N. biguttatus* ser ut til å være den av artene som prefererer de tørreste og mest soleksponterte lokalitetene i skogen (lav score langs 1. akse og høy score langs 2. akse). *C. micropterus* ser ut til å preferere relativt tørre og middels lyseksponterte lokaliteter (middels score langs 1. akse og relativt høy score langs 2. akse). *N. reitteri* ser ut til å preferere middels fuktige/middels lysåpne lokaliteter (middels score langs begge akser). *L. terminalis* ser ut til å ha liknende lyspreferanse som foregående art, men foretrekker litt fuktigere lokaliteter (middels score langs begge akser). *P. atrorufus* ser ut til å preferere skyggefulle og fuktige lokaliteter (høy score langs 1-akse og relativt lav score langs 2. akse). *T. obtusus* ser ut til å preferere lysåpne og fuktige lokaliteter (lav score langs 1. akse og relativt lav score langs 2. akse). *P. assimilis* ser ut til å preferere kombinasjonen høy fuktighet og mye lys (lav score langs begge akser) (**figur 23b**).

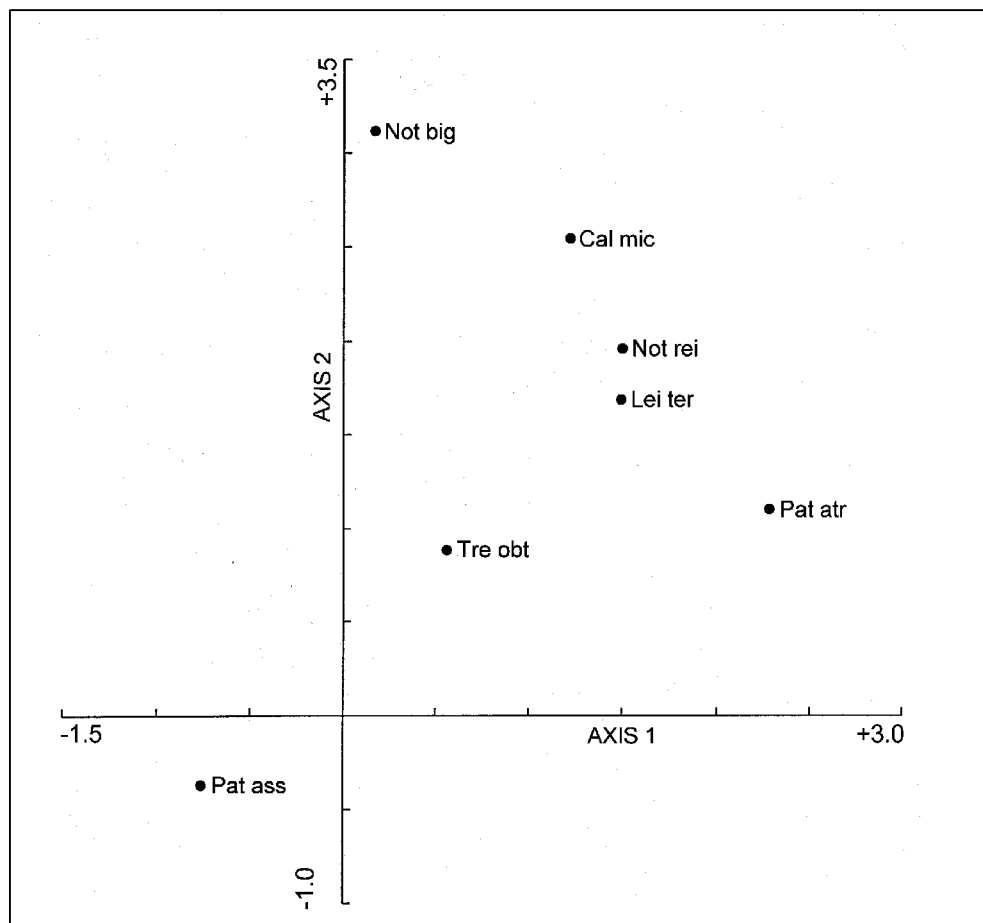
På grunnlag av ordinasjonsanalyser ble det funnet at lys- og fuktighetsforholdene i skogbunnen var de bakenforliggende miljøfaktorene som best forklarte variasjonen i løpebillenes lokale utbredelse. Dette er i overensstemmelse med litteraturen på området; mikroklimatiske faktorer og fuktighetsforhold regnes blant de viktigste miljøfaktorene som påvirker lokal utbredelse av løpebiller (Thiele 1977, Lindroth 1985, 1986, Lövei & Sunderland 1996). Preferansene i forhold til lys- og fuktighetsforhold for de sju undersøkte artene var i samsvar med de grovt angitte preferansene som oppgis i Lindroth (1985, 1986).

Table 24. Antall løpebiller fanget i barberfeller i 1994 og 1997 fra forsøksområdet i Mosvik. Småfragmentert felt (60 feller), småfragmentert felt (60 feller) og kontrollfelt (40 feller). Fangstperioden var 19.05.(27.05.) - 07.09.-1994 og 02.06.-15.09.-1997.

Art	Småfragmentert		Storfragmentert		Kontroll		Total	
	1994	1997	1994	1997	1994	1997	1994	1997
<i>Leistus terminatus</i>	122	55	128	42	29	25	279	122
<i>L. ferrugineus</i>	-	3	3	2	-	2	3	7
<i>Notiophilus reitteri</i>	22	24	74	67	21	25	117	116
<i>N. biguttatus</i>	37	27	87	102	49	52	173	181
<i>Loricera pilicornis</i>	-	6	2	1	1	-	3	7
<i>Carabus violaceus</i>	1	5	4	7	1	6	6	18
<i>C. coriaceus</i>	1	-	4	2	-	4	5	6
<i>Cychrus caraboides</i>	2	4	6	10	2	3	10	17
<i>Clivina fossor</i>	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>Patrobus assimilis</i>	74	95	56	98	40	99	170	292
<i>P. atrorufus</i>	515	656	1529	1804	654	1313	2698	3773
<i>Trechus rubens</i>	-	1	1	-	-	-	1	1
<i>T. obtusus</i>	498	629	551	557	284	480	1333	1666
<i>Bembidion grapii</i>	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>B. bruxellense</i>	-	-	1	-	-	-	1	-
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	1	-	1	1	5	-	7	1
<i>Calathus micropterus</i>	115	237	261	345	119	279	495	861
<i>Agonum fuliginosum</i>	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Amara brunnea</i>	3	3	4	-	5	2	12	5
<i>Harpalus quadripunctatus</i>	-	2	-	-	-	-	-	2
Total	1 391	1 748	2 712	3 038	1 212	2 290	5 315	7 076

**Figur 23a**

DCA-ordinasjon av 158 barberfeller med 18 løpebillearter fra forsøksområdet i Mosvik. Fellene er gruppert etter vegetasjonstyper (etter Fremstad 1997) som er gitt ulike symbol. ○ = blåbærskog, ● = småbregneskog, ◇ = storbregneskog, ◆ = storbregneskog/småbregneskog, × = rik sumpskog/storbregneskog, ★ = fattig sumpskog. Aksene er skalert i SD-enheter

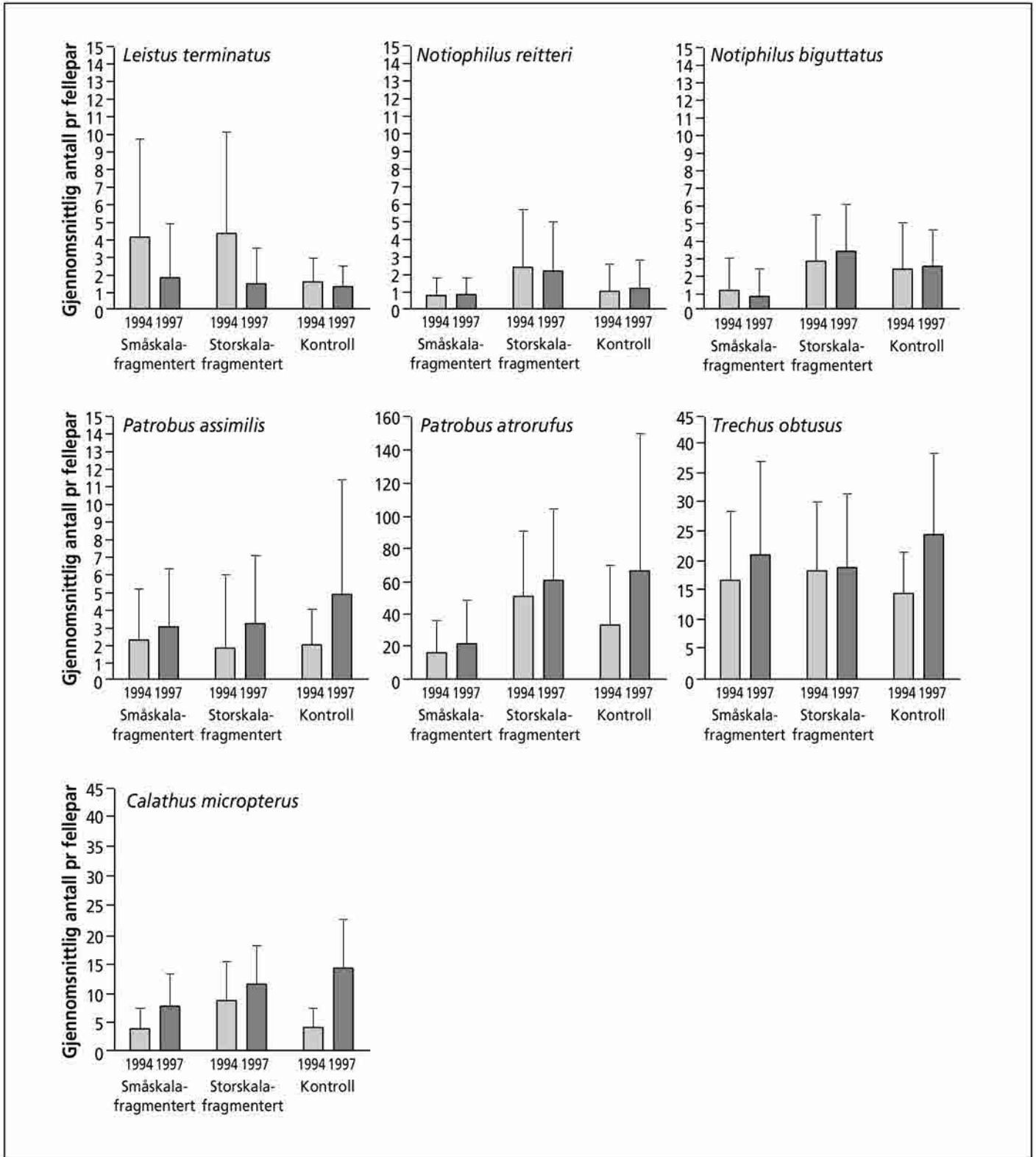
**Figur 23b**

DCA-ordinasjon av 158 barberfeller fra forsøksområdet i Mosvik. De 7 vanligste artene er angitt med fylt sirkel og kode bestående av de tre første bokstaver i slekts- og artsnavn. Aksene er skalert i SD-enheter.

Endringer i løpebillenes individantall etter fragmentering

Totalfangsten av løpebiller i det urørte kontrollfeltet var 89 % større i 1997 enn i 1994, mens fangsten i det småskalafragmenterte feltet og det storskalafragmenterte feltet var henholdsvis 26 % og 12 % større i 1997 enn i 1994 (**tabell 25**). Gjennomsnittlig antall individer fanget pr fellepar av de 7 vanligste artene i hvert av fel-

tene i 1994 og 1997 er vist i **figur 24**. En viktig årsak til at fangsten var større i fangstperioden i 1997 enn i 1994 var trolig at temperaturen jevnt over var høyere i fangsts sesongen i 1997 enn i 1994. Høyere temperatur gir generelt høyere aktivitet hos løpebiller og dermed større fangst i barberfeller (Briggs 1961, Althoff et al. 1994).



Figur 24

Gjennomsnittlig antall individer (+ 1 SD) av 7 løpebillearter fanget pr barberfellepar i hvert behandlingsfelt før (1994) og etter (1997) eksperimentell fragmentering i forsøksområdet i Mosvik.

For å undersøke endringer i individantall hos de 7 vanligste artene som skyldtes fragmentering og ikke årsvariasjon, ble standardisert endring i fangst pr par av barberfeller fra 1994 til 1997 i de fragmenterte feltene testet mot standardisert endring i fangst pr par av barberfeller i kontrollfeltet fra 1994 til 1997 (**tabell 26**). *T. obtusus* og *C. micropterus* hadde signifikant mindre økning i det storskalafragmenterte feltet enn i kontrollfeltet. *L. terminatus* hadde signifikant større reduksjon både i det småskalafragmenterte og det storskalafragmenterte feltet enn i kontrollfeltet. Individantallet av disse tre artene ble med andre ord negativt påvirket av fragmenteringsinngrepet.

Beregningene av endringer i individantall etter fragmentering er basert på en forutsetning om at populasjonsdynamikken for hver art var lik i de tre feltene før fragmentering. I ordinasjonsdiagrammet for 1994-materialet var det ingen signifikante forskjeller mellom beliggenheten av kontrollfeltets feller og fellene i henholdsvis det småskala- og det storskalafragmenterte feltet. Dette indikerer at det før fragmentering ikke var vesentlige forskjeller i habitatkvalitet mellom de fragmenterte feltene og kontrollfeltet. Selv i tilsynelatende homogene habitater, kan det imidlertid være romlige variasjoner i populasjonsdynamikk hos løpebiller (den Boer 1977, Niemelä et al. 1992, 1996). Kontrollområdet var plassert så nært de fragmenterte områdene som mulig slik at denne variasjonen ble minimert.

For å undersøke om de fragmenterte feltene var forskjellige fra kontrollfeltet med hensyn til løpebilleinventar og miljøfaktorer som er viktige for løpebillenes forekomst, ble akseverdiene til fellene i de fragmenterte feltene langs 1. akse og 2. akse i 1994-ordinasjonen testet mot akseverdiene til fellene i kontrollfeltet. Det var ingen signifikante forskjeller mellom akseverdiene til fellene i de fragmenterte feltene og fellene i kontrollfeltet.

4.4.1.5 Rødlistearter og faunistisk interessante arter

Kun 2 rødlistearter av biller ble påvist i løpet av studiet. *Agathidium pallidum* (Leiodidae) med rødlistekategori DC, og *Placusa incompleta* (Staphylinidae) med rødlistekategori DM. Disse ble funnet i henholdsvis 4 og ett individ. Alle *A. pallidum* ble funnet i kontrollfeltet, men i tre ulike stasjoner fordelt på alle tre årene. Arten er tidligere funnet i tresopp på bjørk og bartrær. *P. incompleta* ble funnet i det storfragmenterte feltet i 1996. Denne arten lever under bark på bartrær hvor den lever av sopp. Kortvingen *Placus suecica* (Staphylinidae) og *Leiodes inordinata* (Leiodidae) er nylig publisert som nye arter for Norge, og Mosvik-lokaliteten representerer en av kun få kjente lokaliteter for disse to artene (Ødegaard & Ligaard 2000).

Tabell 25. Spearman rangkorrelasjon mellom fallfellenes akseverdier i en DCA-ordinasjon av 158 fallfeller med 18 løpebillearter fra forsøksområdet i Mosvik kommune, 1994, og 23 registrerte miljøvariabler rundt fallfellene. Korrelasjonskoeffisienter og p-verdier er gitt i tabellen. Signifikante p-verdier etter sequentially rejective Bonferroni-korreksjon (Holm 1979) og tilhørende korrelasjonskoeffisienter er uthevet.

Miljøvariabel	DCA-akse							
	1		2		3		4	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Åpen jord (% dekningsgrad)	0,211	0,450	-0,197	0,481	-0,183	0,513	-0,070	0,803
Barnåler (% dekningsgrad)	0,418	0,000	0,348	0,000	-0,025	0,762	-0,156	0,054
Kvist (% dekningsgrad)	0,136	0,093	0,506	0,000	0,049	0,549	-0,027	0,741
Annet dødt plantemateriale (% dekningsgrad)	-0,022	0,785	-0,077	0,341	0,042	0,601	0,025	0,754
Bladmose (% dekningsgrad)	-0,242	0,002	-0,178	0,025	-0,001	0,991	0,087	0,275
Levermose (% dekningsgrad)	0,290	0,000	-0,174	0,029	-0,029	0,721	-0,147	0,065
Bunnsjikt (% dekningsgrad)	-0,120	0,134	-0,297	0,000	-0,003	0,970	0,007	0,928
Lyng (% dekningsgrad)	-0,154	0,068	0,206	0,014	0,177	0,035	0,145	0,085
Urter (% dekningsgrad)	0,087	0,276	-0,214	0,007	-0,261	0,001	0,003	0,975
Gras (% dekningsgrad)	-0,087	0,355	-0,104	0,264	0,007	0,943	-0,014	0,878
Feltsjikt (% dekningsgrad)	-0,102	0,201	-0,115	0,152	-0,119	0,136	0,149	0,061
Relativ solinnstråling	-0,437	0,000	0,255	0,000	0,081	0,314	0,113	0,156
Antall grantrær (>2 m)	0,379	0,000	0,189	0,017	-0,137	0,086	-0,114	0,154
Antall løvtrær (>2 m)	-0,268	0,001	-0,212	0,008	0,026	0,742	0,203	0,010
Totalt antall trær (>2 m)	0,350	0,000	-0,124	0,121	-0,191	0,016	-0,071	0,376
Antall unge grantrær "2 m)	0,190	0,017	-0,166	0,038	-0,107	0,181	-0,052	0,516
Areal av stammeverrsnitt av grantrær (brysthøyde)	0,385	0,000	0,232	0,003	-0,057	0,481	-0,275	0,000
Areal av stammeverrsnitt av løvtrær (brysthøyde)	-0,354	0,000	-0,207	0,009	0,022	0,787	0,262	0,001
Totalt areal av stammeverrsnitt av trær (brysthøyde)	0,280	0,000	0,161	0,043	-0,089	0,266	-0,234	0,003
Gjennomsnittshøyde på 5 høyeste grantrær	0,400	0,000	0,257	0,001	-0,043	0,595	-0,255	0,001
Kronedekning (%)	0,394	0,000	0,375	0,000	-0,057	0,479	-0,139	0,082
Overflateareal av liggende trestammer	-0,170	0,032	0,140	0,080	-0,129	0,107	0,049	0,537
Antall stubber	-0,057	0,480	-0,229	0,004	-0,173	0,030	0,048	0,549

Man kunne tenke seg at dette geografiske området har innslag av vestlige eller oseaniske elementer i faunaen. Når det gjelder biller, finnes det forholdsvis få slike arter og flere av disse går sannsynligvis ikke så langt nord som til Trøndelag. Det er derfor ikke så overraskende at kun tre arter fra dette studiet har en vestlig utbredelse i Norge; *Trechus obtusus*, *Choleva sturmi* og *Hapalaraea vilis*. Løpebillen *T. obtusus* er utbredt og meget vanlig i fuktig skog i kystområder fra Hordaland til Troms. Det ene individet av *C. sturmi* fra Mosvik representerer det andre norske funnet av denne arten. Arten er kun kjent fra Hordaland men antas å være sterkt oversett pga at den lever i smånagenganger. Kortvingen *H. vilis* er utbredt langs kysten fra Rogaland til Troms hvor den finnes under bark på bartrær.

Det kan virke noe overraskende å finne bare to rødlistearter av biller i et område med tilsynelatende gode forhold for spesialiserte og sjeldne billearter. Det er flere årsaker til dette. For det første er det sannsynligvis et reelt bilde at det er få rødlistearter pga klimatiske og geografiske årsaker. De fleste rødlistearter av biller i barskog er knyttet til områder med høyere sommertemperaturer f eks mer

kontinentale skoger eller lavereliggende områder på Østlandet. Sannsynligvis er det andre organismegrupper enn biller som dominerer nedbrytningen av trevirke i suboseaniske barskoger med relativt mye sommernedbør. For det andre er rødlisteartene ofte svært vanskelig å påvise, spesielt når fellene er satt opp tilfeldig. Disse artene er ofte svært fåtallige og lokale og finnes bare i spesielle habitater. Å påvise slike arter krever ofte målrettede artsvisesøk som forutsetter inngående kjennskap til artenes biologi. Derfor er det fullt mulig at mange sjeldne arter er oversett selv om nærmere 84 000 billeindivider ble bestemt. En tredje mulighet er at mange rødlistearter allerede har forsvunnet fra området pga at de nærliggende områdene har vært hardt drevet i lang tid. I så tilfelle vil de mest alvorlige fragmenteringseffektene på den trelevende billefaunen allerede ha funnet sted. Hvis dette er riktig, vil vi selvfølgelig ikke kunne påvise disse effektene i dag i mangel på et opprinnelig kontrollområde. Et av de store problemene med utvelgelse av forsøksområde til denne undersøkelsen var jo nettopp å finne et område som var urørt og så stort at en kunne forvente et opprinnelig artsinventar. Den generelle oppfatningen etter denne

Tabell 26. Sammenligning av fangst av 7 løpebillearter fra forsøksområdet i Mosvik i 1994 og 1997. Standardisert artsvis endring i fangst pr fellepar i det småfragmenterte og i det storfragmenterte feltet fra 1994 til 1997 vs tilsvarende endring i kontrollfeltet i samme tidsrom ble testet med Mann-Whitney U-test. Signifikante p-verdier etter sequentially rejective Bonferroni-korreksjon (Holm 1979) er uthevet. Fr = gjennomsnittlig endring i fangst fra 1994 til 1997 i de fragmenterte feltene, Ko = gjennomsnittlig endring i fangst fra 1994 til 1997 i kontrollfeltet. Antall fellepar som ble testet (n) er angitt i parenteser.

Art	Småfragmentert felt		Storfragmentert felt	
<i>Leistus terminatus</i>	U = 148,0 p = 0,022 Fr = -0,85 Co = 0,01	n = 26 n = 19	U = 137,5 p = 0,026 Fr = -1,08 Co = 0,01	n = 24 n = 19
<i>Notiophilus reitteri</i>	U = 138,5 p = 0,88 Fr = 0,11 Co = 0,17	n=22 n=13	U = 136,5 p = 0,66 Fr = - 0,10 Co = 0,17	n=23 n=13
<i>N. biguttatus</i>	U = 127,5 p = 0,13 Fr = -0,28 Co = 0,21	n = 21 n = 17	U = 236,5 p = 0,82 Fr = 0,20 Co = 0,21	n = 29 n = 17
<i>Patrobus assimilis</i>	U = 220,0 p = 0,28 Fr = 0,29 Co = 0,82	n = 27 n = 20	U = 245,0 p = 0,91 Fr = 0,80 Co = 0,82	n=25 n=20
<i>P. atrorufus</i>	U = 191,5 p = 0,21 Fr = 0,58 Co = 2,35	n = 29 n = 17	U = 211,5 p = 0,43 Fr = 1,07 Co = 2,35	n = 29 n = 17
<i>Trechus obtusus</i>	U = 232,5 p = 0,18 Fr = 0,57 Co = 1,38	n = 30 n = 20	U = 164,0 p = 0,007 Fr = 0,11 Co = 1,38	n = 30 n = 20
<i>Calathus micropterus</i>	U = 223,0 p = 0,17 Fr = 1,20 Co = 1,71	n = 29 n = 20	U = 159,5 p = 0,008 Fr = 0,68 Co = 1,71	n = 29 n = 20

undersøkelsen er likevel at biller ikke er en spesielt viktig taksonomisk gruppe i bevaringsbiologisk sammenheng i suboseaniske barskoger i Trøndelag til forskjell fra andre taksonomiske grupper som moser, lav og edderkopper.

4.4.1.6 Konklusjoner fra billedelen

Korttidseffekter av fragmentering på biller er vist både på samfunnsnivå og på artsnivå. Generelt kan vi si at de mest påfallende effektene ble påvist i det småfragmenterte feltet der samfunnet utviklet seg til å domineres av arter som har sitt optimum i tørrere og mer åpen vegetasjon. På artsnivå så vi en økning hos artsgrupper som er knyttet til habitater som blir mer vanlige etter fragmentering. Dette gjelder f.eks enkelte arter av barkbiller. Det var også generelt høyere svermeaktivitet i de fragmenterte områdene sammenlignet med kontrollfeltet. Vi så også en tilbakegang hos enkelte arter som var knyttet til fuktige habitater.

Effekter som skyldes endrede abiotiske forhold i nærheten av hogstflatene er mest nærliggende å tolke som kanteffekter, mens endret habitattilgang kan tolkes som arealeffekter. Fragmenteringseffekter som er viktige i forhold til bevaring av biologisk mangfold er i all hovedsak såkalte isoleringseffekter. Det vil si at avstanden mellom aktuelle habitater for spesialiserte arter blir for stor til at kontinuiteten i populasjonene kan opprettholdes. For å kunne si noe om slike effekter, kreves langtidsstudier med fokus på rødlistearter eller arter som lokalt kan betraktes som truede eller sårbare. Dette vil i all hovedsak være snakk om arter med ulikt levested i tilknytning til senere suksesjonsstadier i nedbrytningen av død ved. Få slike arter ble påvist i dette studiet, noe som kan skyldes at metodikken ikke var tilpasset en slik målgruppe eller at nedbrytningen av trevirke domineres av andre taksonomiske grupper enn biller i dette området. En alternativ hypotese vil være at de bevaringsbiologisk viktige artene allerede har forsvunnet som følge av fragmentering og uttak av virke gjennom lang tid. Det er i alle tilfelle viktig å sette inn de riktige tiltakene for å bevare det vi har igjen av verneverdige elementer i skogen. Dette studiet kan ikke gi implikasjoner i så måte siden det bare har vært mulig å studere korttidseffekter på vanlige eurytope arter.

Å skille mellom areal- kant- og isoleringseffekter av fragmentering på populasjoner er ikke uproblematisk (Saunders et al. 1991). Ulike effekter av fragmentering kan forsterke hverandre eller virke i ulike retninger, noe som kompliserer tolkningen av artenes responser. For å bedre forstå billers respons på fragmentering, er det nødvendig med økt kunnskap om artenes arealkrav og interaksjoner med andre arter. Det er altså behov for studier som gjør det mulig å skille ulike effekter av fragmentering fra hverandre. For eksempel kan kanteffekter analyseres ved å samle inn biller og gjøre mikroklimatiske registreringer i transekter fra habitatkant til habitatkjerne (se Didham 1997). Ved langtidsstudier vil trolig fragmenteringsresponsene kunne identifiseres tydeligere. Suksesjonsprosesser vil imidlertid virke kompliserende i langtidsstudier; f.eks vil hogstflatene i forsøksområdet for denne undersøkelsen etterhvert vokse igjen.

4.4.2 Teger (Heteroptera)

Det er i dag påvist 445 ulike arter av teger i Norge (Coulianos 1998, Ødegaard 1998). I dette studiet ble materialet fra 1994, 1996 og

1997 artsbestemt. Totalt ble det påvist 402 individer fordelt på 20 arter av teger (**tabell 27**), altså bare 4,5 % av Norges tegefauna. Dette er kun ca 1/3 av det artsantallet en kunne forvente hvis tegene var like godt representert som biller. Tegene har generelt en mer sørlig utbredelse i Norge i tillegg er de fleste artene knyttet til åpne områder som eng og hei (Ødegaard & Coulianos 1998). Ingen rødlistearter av teger ble påvist i Mosvik. Arten *Pityopsallus lapponicus* er imidlertid meget spesiell ved at den i Skandinavia bare er påvist i Nordland (NSI) og i Dalarna i Sverige (Coulianos 1998). Arten som lever på gran, ble påvist i 10 individer i 1994 fordelt på 8 stasjoner i de tre feltene (Ødegaard 1998). Den ble ikke gjenfunnet etter fragmentering. Det er uvisst om dette var en effekt av fragmentering eller om det reflekterer fluktuasjoner i populasjonsstørrelse fra år til år. Det kan også være at arten har naturlig sporadisk lokale oppblomstringer på ulike steder når forholdene er gunstige.

4.4.3 Parasittveps (Hymenoptera, Parasitica)

Det finnes lite data på parasittveps i Norge, og kunnskap om denne gruppen er generelt veldig mangelfull. Parasittveps er en stor gruppe med mer en 2 000 kjente norske arter fordelt på 32 familier. Man regner imidlertid med at det kan finnes nærmere 7 000 arter i Norge (Ottesen 1993). Den sentrale økologiske betydning av gruppen er godt kjent. Mange av artene parasitterer på skadeinsekter i skog f.eks barkbiller (Bushing 1965, Mills 1983, Tømmerås 1994). Parasittveps har derfor en viktig funksjon i utvikling og regulering av økosystemene i skog. I dette prosjektet er det innsamlete materialet av parasittveps bestemt til familie.

Materiale fra feltsesongen 1994 og 2. periode 1997 er bearbeidet. Det er identifisert nærmere 50 200 individer fordelt på 20 familier i 1994 og vel 13 000 individer fordelt på 16 familier i 1997 (**tabell 28a** og **b**). I malaisefellematerialet er det i hovedsak flest individer innen familiene Diapriidae og Ichneumonidae. I barberfelle materialet dominerer vingeløse individer innen familien Scelionidae. Endel individer innen Diapriidae-familien er også funnet i barberfelle materialet, og flesteparten av disse er vingeløse i motsetning til individene fra malaise- og vindusfellene. Totalt er det funnet flest individer innen familien Diapriidae. Materialet innen Proctotropidae, Diapriidae og Platygasteridae er kvalitativt gjennomgått for faunistisk interessante arter. Totalt 9 nye arter for vitenskapen er beskrevet (**tabell 29**), mens *Aclista praeclara* Nixon, 1957 (Diapriidae) er ny art for Norge (Buhl 1997a,b).

Individantall og standardiserte endringer pr felledøgn i de ulike behandlingsfeltene for de 6 mest tallrike gruppene av parasittveps er vist i **tabell 30**. Det går fram at familiene Ichneumonidae og Braconidae hadde en relativ økning i totalantall fra 1994 til 1997. Dette må tolkes som en årsvariasjon siden økningen kunne påvises i alle feltene. Artene innen disse familiene er svært aktive i vegetasjonen, slik at deres økning sannsynligvis kan relateres til høyere sommertemperaturer i 1997.

Fragmenteringseffekter vil være svært vanskelig å påvise på familienivå. Eventuelle effekter på enkeltarter kan lett kamufleres f.eks bare ved svak økning hos dominerende arter. I et så stort materiale som er tilgjengelig her, er det imidlertid ikke overraskende å finne signifikante endringer på familienivå. Man må imidlertid være

Tabell 27. Fullstendig artsliste over teger som ble funnet i forsøksområdet i Mosvik i løpet av prosjektperioden 1994 til 1997. Tabellen viser totalantall individer i hver felletype, i hvert år og i hvert av de tre forsøksfeltene.

	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
Saldidae										
1	<i>Saldula saltatoria</i> (L.)	4		4	3	1		2	2	
Tingidae										
2	<i>Stephanitis oberti</i> (Kolen.)	2	2		1	1			2	
Microphysidae										
3	<i>Loricula pselaphiformis</i> Curt.	12		4	8	4	4	4	6	5
4	<i>Myrmedobia coleoprata</i> (Fall.)	3		2	1	2		1	1	1
Miridae										
5	<i>Bryocoris pteridis</i> (Fall.)	75	8	65	2	36	35	4	19	9
6	<i>Monalocoris filicis</i> (F.)	70		69	1	41	28	1	14	37
7	<i>Lygocoris contaminatus</i> (Fall.)	1		1		1			1	
8	<i>Lygocoris pabulinus</i> (L.)	62		24	38	23	20	19	5	29
9	<i>Orthops rubricatus</i> (Fall.)	66		56	10	43	17	6	11	15
10	<i>Phytocoris pini</i> Kbm.	1		1			1		1	
11	<i>Mecomma ambulans</i> (Fall.)	9		9		5	4		4	4
12	<i>Stenodema holsatum</i> (F.)	16	1	12	3	10	6		5	6
13	<i>Pityopsallus lapponicus</i> (Reut.)	10			10	10		1	3	6
14	<i>Psallus ambiguus</i> (Fall.)	3			3	3				3
15	<i>Psallus betuleti</i> (Fall.)	2		1	1		1	1	1	1
16	<i>Psallus falleni</i> Reut.	1		1			1		1	
Anthocoridae										
17	<i>Temnostethus gracilis</i> Horv.	4		3	1		4		3	1
18	<i>Acompocoris pygmaeus</i> (Fall.)	15		6	9	6	2	7	1	5
Aradidae										
19	<i>Eremocoris abietis</i> (L.)	42	37	3	2	2	14	26	12	18
Lygaeidae										
20	<i>Aradus depressus</i> (Fabr.)	4			4			4		4
Sum		402	46	259	97	188	142	72	86	139

svært varsom med å tillegge slike endringer betydning i form av fragmenteringseffekter da de representerer summen av mange enkeltarters respons. Med disse forbeholdene har vi testet de observerte endringene ved å sammenligne frekvenser av individantall i hver familie i kontrollfeltet før og etter behandling med de tilsvarende frekvenser i de fragmenterte feltene. Det ble testet om de observerte individantallene i de fragmenterte feltene var avvikende fra det en kunne forvente utfra individantallene i kontrollfeltet. Det ble funnet en signifikant økning hos Braconidae i begge felter, og en signifikant nedgang hos Scelionidae i begge felter. Ichneumonidae og Diapriidae viste henholdsvis tilbakegang og økning i det storfragmenterte feltet. De to sistnevnte endringene var imidlertid ubetydelige. Endringene ble uttrykt som standardiserte endringer pr felledøgn.

Nedgangen hos Scelionidae i det småfragmenterte feltet etter fragmentering var påfallende stor (**tabell 30**). I Mosvik besto denne familien av stort sett vingeløse individer som ble fanget i barberfeltene. Det er lite trolig at familien utgjorde mer enn 5-10 arter i materialet. De effektene som ble påvist kan derfor trolig tilskrives nedgang hos en eller to dominerende arter hvis vi antar en normal abundansfordeling. Dette kan derfor være en interessant effekt som bør jobbes videre med. Scelionidae er eggsnyltere hos insekter

og edderkopper og anses å være svært vertsspesifikke (Gould & Bolton 1988). Det er imidlertid vanskelig å forklare nedgangen hos denne gruppen når vi ikke kjenner detaljer i biologien til den eller de artene det gjelder. Generelt vil slike spesialiserte grupper, muligens med dårlig spredningsevne, være sårbare for habitatendringer. Familien er svært dårlig kjent i Norge, men det antas at vi har ca 100 arter (Ottesen 1993).

4.4.4 Maur (Formicidae)

Maurmaterialet er kvalitativt artsbestemt. Det er funnet 7 arter av maur i forsøksområdet i Mosvik (**tabell 31**). Totalt er det registrert 22 arter maur i Trøndelag (Kvamme 1982, Sveum 1978, 1979, J.O. Gjershaug upubl).

De tre *Myrmica* artene (eitermaur) er funnet i noe ulike habitater. *Myrmica scabrinodis* ser ut til å trives best på fuktige myrer, mens *M. ruginodis* og *M. sulcinodis* finnes på tørrere lokaliteter i skogen. Det er funnet bare to kolonier av storkmaur *Camponotus herculeanus* i takseringsfeltene. Disse var begge inne i levende grantrær. Svartspetten har hakket ut store hull for å komme til disse koloni-

Tabell 28. Oversikt over parasittvepsfamilier (Hymenoptera, Parasitica) representert i barber,- malaise- og vindusfeller fra forsøksområdet i Mosvik. a) Felt sesongen 1994 (19.05-06.09). Verdiene i parenteser angir vingeløse individer. b) Felt sesongen 1997 (bare materialet fra perioden 23.06-14.07 er bestemt).

a)	Kontroll			Storfragmentert			Småfragmentert			Sum
	Familie/Antall	B	M	V	B	M	V	B	M	
Ceraphronidae	7(8)	36(1)	0(3)	23(8)	76(7)	0(4)	9(2)	131(8)	0(2)	325
Megaspilidae	3	76	0	3	382	0	5	384	1	854
Ichneumonidae	28(29)	1427(35)	7(3)	58(37)	6095(121)	7(1)	43(22)	6055(127)	9(4)	14108
Braconidae	2	310	7	6	747	21	4	1362	7	2466
Figitidae/Charipidae	0	0	0	0	49	0	0	30	0	79
Eucoilidae	1	11	0	2	12	0	3	39	0	68
Cynipidae	0	1	0	0	6	0	0	3	0	10
Platygastridae	1	32	2	1	97	0	1	187	2	323
Scelionidae	8(707)	7(13)	0	10(703)	11(28)	0(1)	10(1429)	914(81)	1	3923
Diapriidae	92(26)	2857(35)	10(5)	116(62)	6830(36)	3(3)	146(66)	16092(92)	28(7)	26506
Proctotrupidae	38	144	0	52	307	0	25	331	0	897
Aphelinidae	0	1	0	0	7	1	0	0	0	9
Encyrtidae	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
Eulophidae	0	4	1	0	2	1	0	35	0	43
Eupelmidae	0	1	4	0	0	1	0	3	3	12
Eurytomidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Mymaridae	0	6	0	3	31	0	5	48	0	93
Pteromalidae	2	2	0	1	4	1	0	2	3	15
Torymidae	0	0	0	0	24	0	0	26	0	50
Uident. Chalcidoidea	0	0	0	0	186	0	0	213	0	399
Uident.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
SUM	952	42	5001	1085	44	15059	1770	67	26164	50184

b)	Kontroll			Storfragmentert			Småfragmentert			Sum
	Familie/Antall	B	M	V	B	M	V	B	M	
Ceraphronidae	2	10	0	1	5	0	0	8	0	26
Megaspilidae	0	10	0	0	33	0	0	67	1	111
Ichneumonidae	15	802	3	27	2128	7	17	3382	6	6387
Braconidae	0	97	2	0	382	17	0	638	15	1151
Figitidae/Charipidae	0	3	0	0	5	0	0	7	0	15
Eucoilidae	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
Platygastridae	1	17	0	0	23	0	0	49	0	90
Scelionidae	217	12	0	147	9	0	71	18	0	474
Diapriidae	20	417	0	33	1246	0	33	2532	0	4281
Proctotrupidae	0	52	0	4	84	0	3	86	0	229
Eulophidae	0	5	0	0	29	0	0	25	0	59
Eurytomidae	0	2	0	0	15	0	0	25	0	42
Mymaridae	1	0	0	1	0	0	0	4	0	6
Pteromalidae	0	21	0	0	52	0	0	54	0	127
Torymidae	0	0	0	0	7	0	0	2	0	9
Uident. Chalcidoidea	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
SUM	257	1448	5	213	4019	24	125	6897	22	13010

Tabell 29. Parasittveps av overfamilien Proctotrupoidea som ble beskrevet nye for vitenskapen på bakgrunn av materialet fra forsøksområdet i Mosvik.

Platygastridae

Leptacis breisteini Buhl, 1997

Diapriidae

Miota avia Buhl, 1997

Cinetus breviflagellatus Buhl, 1997

Cinetus antennatus Buhl, 1997

Aclista relativa Buhl, 1997

Aclista transversa Buhl, 1997

Pantoclis zorayda Buhl, 1997

Zygota caligula Buhl, 1997

Synacra incompleta Buhl, 1997

Tabell 30. De 6 mest tallrike gruppene av parasittveps fra forsøksområdet i Mosvik. Antall individer samlet for alle felletypene før og etter fragmentering i de tre behandlingsfeltene er angitt. Endr. = standardisert endring pr felledøgn. Fragmenteringseffekter for hver enkelt art er analysert ved å sammenligne artsantallet i kontrollfeltet mot hvert av de fragmenterte feltene. Avvik fra forventede verdier er testet vha. Chi-kvadrat tester. Signifikante p-verdier er uthevet.

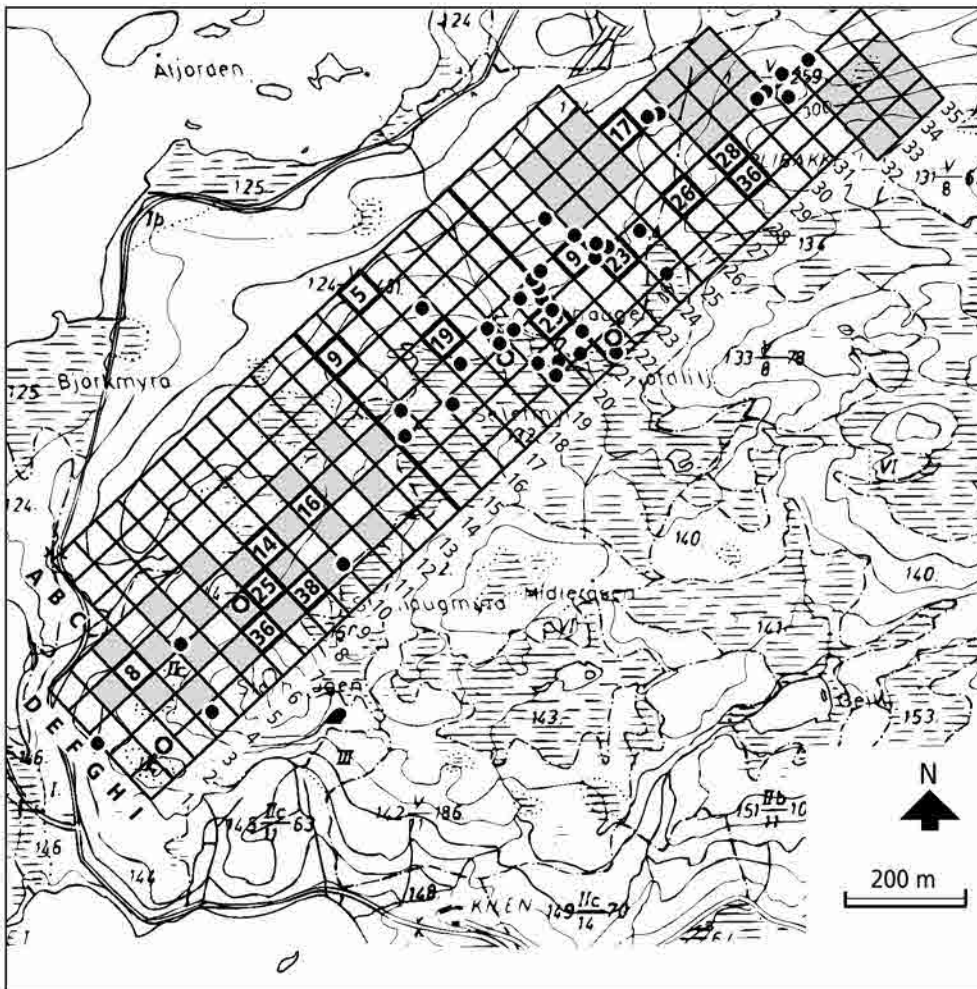
Gruppe	Kontroll			Småfragmentert			Storfragmentert			Fragmenteringseffekt			
	94		endr.	94		endr.	94		endr.	Småfragment		Storfragment	
	94	97		94	97		94	97		χ^2	p	χ^2	p
Ichneumonidae	1529	820	3,46	6260	3405	7,11	6319	2162	3,59	0,072	0,788	81,27	<0,0001
Braconidae	319	99	0,66	1373	653	2,82	774	399	2,34	11,485	0,0007	14,82	0,0001
Scelionidae	735	229	1,01	2435	89	-3,49	753	156	0,15	342,07	<0,0001	12,05	0,0005
Diapriidae	3025	437	-0,96	16431	2565	-1,65	7050	1279	-0,28	1,883	0,17	14,47	0,0001
Proctotrupidae	182	52	0,40	356	89	0,37	359	88	0,34	0,335	0,567	0,459	0,498
CHALCIDOIDEA	22	29	0,94	126	110	1,62	77	104	1,79	1,378	0,241	0,0071	0,933

Tabell 31. Oversikt over maurarter som er funnet i forsøksområdet i Mosvik. x betyr fåtallig, xx tallrik, xxx meget tallrik.

<i>Formica aquilonia</i>	xxx
<i>Formica lemami</i>	xx
<i>Camponotus herculeanus</i>	x
<i>Myrmica scabrinodis</i>	xx
<i>Myrmica sulcinodis</i>	x
<i>Myrmica ruginodis</i>	x
<i>Leptothorax acervorum</i>	xx

ene. En tredje koloni ble funnet like utenfor forsøksfeltet i en råtten stubbe som lå på bakken.

Maurusamfunnene i boreal barskog er hovedsakelig bestemt av de konkurransesterke og territorielle skogsmaurartene som f eks *Formica aquilonia* (Punttila et al. 1996, Savolainen 1989). Interaksjoner mellom skogsmaurarter resulterer i en distinkt artsfordeling i terrenget som avhenger av konkurranse status. På figur 25 er fordelingen av alle tuene til *Formica aquilonia* som finnes i forsøksområdet inntegnet. Punttila (1996) har vist at den polygone (har kolonier med mange dronninger) skogsmaurarten *Formica aquilonia* hovedsakelig finnes i gammel skog. De sprer seg utover svære områder (på opptil mange kvadratkilometer) ved knoppskyting av nye tuer. Dronningene invaderer tuer av *Formica lemami*, dreper dens dronning og parasitterer disse tuene til dens arbeidere etter hvert dør ut. Med den dominerende rolle maurene har i insekt-samfunnene i barskogen er det trolig at deres forekomst vil være med på å bestemme forekomsten av en del andre insekter.



Figur 25

Tuer av skogsmauren *Formica aquilonia* fordelt i de forskjellige delene av forsøksfeltet i Mosvik. 1 = tuer i aktivitet, ; = tuer uten aktivitet.

4.4.5 Edderkopper (Araneae)

Edderkoppmaterialet fra barberfellene i 2. periode i 1994 og 1997 er fullstendig bestemt. En god del av materialet fra 1994 var imidlertid inntørket og er således ikke bestemt. En direkte sammenligning mellom de to feltsesongene er derfor ikke mulig. Alle voksne individer ble bestemt til art bortsett fra to vanskelige arter (begge i Linyphiidae). Materialet fra barberfellene (**tabell 32**) består således av 44 arter (42 artsbestemt) fordelt på 5 familier. Familien Linyphiidae dominerer materialet med 36 arter. Barberfellene fra 1., 3. og 4. periode 1994 samt vindusfeller og malaisefeller er kun kvalitativt gjennomarbeidet. Fra disse barberfellene er det funnet 10 arter i tillegg, mens det fra vindusfellene og fra malaisefellene er funnet respektivt 4 og 1 art i tillegg. Totalt er det da funnet 59 arter av edderkopper fra området.

Vi kjenner lite til utbredelsen til norske edderkopper, men de fleste artene fra barberfellene er vanlige og karakteristiske arter i barskoger. De dominante artene er *Centromerus arcanus* og *Tenuiphantes alacris*, dette er i samsvar med undersøkelser fra Finland (Palmgren 1975, 1976). De fleste av artene i dette materialet er utbredt over det meste av landet. *Semljicola faustus* har sin

hovedutbredelse i høyfjellet i Sør-Norge og regnes som en høyboreal art, *Diplocentria bidentata* er vanlig både i skog og høyfjellsheier, mens *Dicymbium tibiale* hører til de mer typiske skogsartene, fortrinnsvis skog av god bonitet (Palmgren 1976). *Cryphoea silvicola* er også en typisk skogsart.

Edderkoppsamfunnene i kystgranskogen ligner mer på de man finner i Sverige og Finland enn i Vestlandets skoger, de to mest dominante artene (*T. alacris* og *C. arcanus*) er imidlertid felles og disse ser ut til å være dominante over det meste av landet. *D. bidentata* og *S. faustus* er ikke påvist i lavere strøk på Vestlandet, mens *Tapinocyba pallens*, *Tenuiphantes tenebricola*, *T. zimmermanni* og *Minyriolus pusillus* er mye mer tallrike der. Andre arter som mangler eller er mindre vanlige på Vestlandet er *Oreonetides vaginatus*, *Hilaria* artene og en del andre som finnes som enkeltindivider fra Mosvik.

Følgende arter har Mosvik som ny nordgrense i Norge (basert på Hauge 1989); *Erigonella ignobilis*, *Troxochrus nasutus*, *Asthenargus paganus*, *Lophomma punctatum*, *Micrargus apertus*, *Walckenaeria cucullata*. Med unntak av *M. apertus* og *T. nasutus* er alle disse kjent lengre nord i Sverige (Jonsson pers. medd.). *T. na-*

Tabell 32. Oversikt over individantall av de ulike edderkoppartene fanget i barberfeller i de ulike behandlingsfeltene i forsøksområdet i Mosvik i 1994 (09.06-01.07) og 1997 (23.06-14.07).

Art	Total	1994			1997		
		kontr.	småfr.	storfr.	kontr.	småfr.	storfr.
Lycocidae							
1 <i>Alopecosa aculeata</i>	1				1		
2 <i>Pardosa lugubris</i>	1						1
3 <i>Trochosa spinipalpis</i>	8	1	4		1	1	1
Clubionidae							
4 <i>Clubiona subsultans</i>	1						1
Hahnidae							
5 <i>Cryphoeca silvicola</i>	159	1		11	40	25	82
Theridiidae							
6 <i>Robertus arundineti</i>	5		5				
7 <i>Robertus lividus</i>	6		2			2	2
8 <i>Robertus scoticus</i>	28	2	4	2	5	10	5
Linyphiidae							
9 <i>Lepthyphantes s.lat. sp.</i>	1						1
10 <i>Agyneta conigera</i>	1					1	
11 <i>Agyneta subtilis</i>	6	2	1	1			2
12 <i>Asthenargus paganus</i>	133	19	11	2	23	29	49
13 <i>Bathyphantes sp.</i>	18		1	2		8	7
14 <i>Centromerus arcanus</i>	1837	193	152	56	428	426	582
15 <i>Ceratinella brevipes</i>	5					3	2
16 <i>Dicymbium tibiale</i>	452	12	4	1	108	76	251
17 <i>Diplocentria bidentata</i>	324	41	15	27	90	53	98
18 <i>Erigonella ignobilis</i>	1		1				
19 <i>Gonatium rubellum</i>	2		1				1
20 <i>Hilaira herniosa</i>	66	1	16	2	3	42	2
21 <i>Hilaira pervicax</i>	118		30	2	1	70	15
22 <i>Lepthyphantes antroniensis</i>	14		2			12	
23 <i>Lepthyphantes obscurus</i>	1						1
24 <i>Lophomma punctatum</i>	1						1
25 <i>Macrargus rufus</i>	56	11	4	7	11	11	12
26 <i>Micrargus apertus</i>	7					3	4
27 <i>Micrargus herbigradus</i>	4					4	
28 <i>Minyriolus pusillus</i>	3		2			1	
29 <i>Oreonetides vaginatus</i>	151	4	18			69	60
30 <i>Oryphantes angulatus</i>	39		7			24	8
31 <i>Pityohyphantes phrygianus</i>	1						1
32 <i>Poeciloneta variegata</i>	1						1
33 <i>Porrhomma pallidum</i>	42	5	5		7	12	13
34 <i>Semljicola faustus</i>	127	17	13	10	15	30	42
35 <i>Tapinocyba pallens</i>	67	2	11	1	13	28	12
36 <i>Tenuiphantes alacris</i>	1162	159	199	20	257	283	244
37 <i>Tenuiphantes cristatus</i>	1					1	
38 <i>Tenuiphantes tenebricola</i>	4		1		1	1	1
39 <i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	4				3		1
40 <i>Troxochrus nasutus</i>	1	1					
41 <i>Walckenaeria cucullata</i>	42	7	5	1	3	16	10
42 <i>Walckenaeria cuspidata</i>	12	1	3		3	4	1
43 <i>Walckenaeria nudipalpis</i>	1					1	
44 <i>Zornella cultrigera</i>	3				2	1	

sutus og *E. ignobilis* har kun blitt funnet en gang før i Norge, førstnevnte er typiske for gamle, skyggefulle skoger, mens sistnevnte er en fuktighetskrevende art som også er funnet i åpne situasjoner (Palmgren 1976).

Flere arter ser ut til å ha en jevn utbredelse i forsøksområdet, slik som *C. cryphoea*, *O. vaginatus*, *D. bidentata* og *Hilaira herniosa*. *Macrargus rufus* følger samme mønster, men ser ut til å mangle i de aller fuktigste lokalitetene. *H. pervicax* ser ut til å foretrekke fuktige områder, mens *S. faustus* prefererer de tørreste lokalitetene.

Barberfellene fra 1. 3. og 4. periode i 1994 er kvalitativt undersøkt (Tømmerås et al. 1995).

Her ble følgende 10 arter funnet som ikke er nevnt i **tabell 32**; *Pirata hygrophilus* (Lycosidae), *Antistea elegans* (Hahnidae), *Agynera ramosa*, *Allomengea scopigera*, *Hilaira excisa*, *Leptorhoptrum robustum*, *Leptyphantes minutus*, *Pelecopsis mengei*, *Tiso aestivus*, og *Walckenaeria acuminata* (alle Linyphiidae). Disse, med unntak av *Antistea elegans*, er imidlertid ikke kontrollbestemt.

Materialet fra malaise- og vindusfellene er ikke bestemt i sin helhet, men har blitt undersøkt og enkelte interessante araneider (hjulspinnere) har blitt plukket ut. To arter ser ut til å dominere i busk og tresjiktet, *Clubiona subsultans* (Clubionidae) og *Pityohyphantes phrygianus* (Linyphiidae). Begge er karakteristiske barskogsarter. Førstnevnte er funnet på Vestlandet, men ser ut til å være mer tallrik og vanlig i østlige deler av landet. De mest interessante funnene var imidlertid fire sjeldne araneider, *Araneus nordmanni*, *A. saevus*, *Araniella alpica* og *Gibbaraneae omoeda*. Bortsett fra *A. alpica* har ingen av disse vært registrert i Norge på vel 100 år. Funnene regnes derfor som meget interessante, spesielt siden disse artene regnes som sårbare for moderne skogsdrift (Ehnström & Walden 1986, Petterson 1996). Det er sannsynlig at de krever større områder med eldre bartrær. Alle tre lever i trekronene og vi kjenner svært lite til deres nøyaktige økologiske krav og livssyklus. *A. alpica* regnes som sjelden og vi har få funn fra Norge, kun fra Trøndelag i moderne tid. En annen spesiell art som ble funnet i malaisematerialet er *Dipoena torva* (Theridiidae). Dette er en art som krever eldre bartrær med furet og oppsprukket bark. Der spinner den sine nett og lever av skogsmaur. Kun et eksemplar er tidligere funnet i Norge (fra Buskerud, Aakra in prep.) og dette er den første hannen fra vårt land. Det er til sammen funnet 6 rødlistearter av edderkopper fra området. Disse er gjengitt med tilhørende rødlistekategori-er samt kjent utbredelse i Norge (**tabell 33**).

4.5 Fugletakseringer

4.5.1 Fuglefaunaen

Totalt er det i sesongene 1994-97 registrert 56 fuglearter i takseringsområdet (inkludert både forsøks- og det ekstra kontrollområdet). Av disse er 31 konstatert hekkende og ytterligere 9 er mulige/sannsynlige hekkende (**tabell 34**).

Tabell 35 og **36** viser sammenligninger av et utvalg territorielle arter i de ulike år. Det er utelatt en del vanskelig taksbare arter som korsnebb, dompap og sisiker som hekker tidlig, og som streifer omkring i flokker over store områder. Også vadefugler som spiller

over store områder samt de polygame skogsfuglene er utelatt fra sammenligningen.

Bjørkefink dominerte sterkt i alle år i begge feltene, unntatt i 1995 da rødstrupen var mer vanlig i kontrollområdet. Bjørkefinkens dominerende opptreden i granskog synes å være et spesielt trekk for de nordboreale granskoger. I Forradalen i Nord-Trøndelag er det tidligere registrert en tetthet på hele 100 territorier pr km² i granskog (Moksnes 1971, 1972). Også i de nordfinske granskoger dominerte bjørkefinken med 28-49 territorier/km² (Virkkhala 1987).

I sørlige deler av Fennoskandia forekommer hekking av bjørkefink i moderate mengder bare 2-3 ganger pr tiår, særlig i år med lave temperaturer om våren (Hogstad & Väisänen 1997). Det kan også skje i år med god tilgang på bokenøtter og overvintring helt sør i Norge (Eriksson 1970). F eks i Sørkedalen utenfor Oslo, ble ikke arten registrert i to granskogområder i 1965 (Fremming & Slagsvold 1966), men i 1966 ble ett territorium registrert (Fremming & Slagsvold 1967).

Bjørkefinken var sammen med grankorsnebb og grønnisik den art som viste størst variasjon i tetthet fra år til år. Den markerte oppgangen fra 1995 til 1996 skyldes at det var et meget godt frøår på gran i 1996, som ga gode næringsforhold for frøspisere. Selv om bjørkefinken forer ungene med insekter, utgjør frø på bakken den viktigste næring for de voksne om våren. Bjørkefinken er kjent for å være nomadisk, og skifter både overvintrings- og hekkeområde fra år til år (Mikkonen 1983, Lindström 1987, Hogstad 1998, Hogstad 1999). Bjørkefinken har sin hovedutbredelse i fjellbjørkeskogen og er den eneste arten som viser en sterk fluktuerende bestandstetthet som er korrelert med mengden av larver av fjellbjørkemåleren *Epirrita autumnata* som har masseforekomst grovt sett hvert 10. år (Enemar et al. 1984, Hogstad 1998).

Det var en markert bestandsøkning av bjørkefink i fjellbjørkeskogen i flere undersøkte områder i Norge i 1996 (Hogstad 1998, Kålås 1999). I Budalen i Sør-Trøndelag, var 1996 et svært godt år for fjellbjørkemåler og bjørkefink (Hogstad 1998). Det er noe uklart hvordan en nomadisk art som bjørkefinken kan finne fram til områder som får masseforekomst av frostmålerlarver senere på våren. Det er tilsynelatende ingen spor som angir årets larvetetthet (Hogstad 1998). Det synes mest rimelig å anta at siden en masseforekomst av målerlarver normalt har hatt noen år med økning i bestanden før antallet er på topp (Hogstad 1998) så har produksjonen av bjørkefinkunger vært høy året før toppen i hekkebestanden. Dette er det vanlige mønster som er påvist hos en rekke fuglearter (Newton 1998). Og siden dette stort sett skjer synkront over hele den skandinaviske fjellkjeden (Hogstad 1998), vil det bli bestandsøkning hos bjørkefinken på de fleste lokaliteter. Lokale forhold, som masseforekomst av frø om våren, kan bidra til større tettheter av bjørkefink i noen områder enn i andre.

For mange av de andre artene, er det funnet betydelig høyere tettheter i andre undersøkte granskogsområder (Fremming & Slagsvold 1966, 1967, Moksnes 1971, 1972, Cramp 1985-92, Cramp & Perrins 1993-94). Eksempelvis ble det funnet tettheter på ca 100 territorier pr km² for måltrost, fuglekonge og rødstrupe i Sørkedalen (Fremming & Slagsvold 1966).

Tabell 33. Flere edderkopparter fra forsøksområdet i Mosvik er inkludert i forslaget til Rød Data Liste for edderkopper (Aakra & Hauge 2000). Kjent utbredelse, habitat, trusselfaktorer og status for disse artene er gjengitt nedenfor.

Art	Habitat	Utbredelse	Trusselfaktor	Status
<i>Araneus nordmanni</i> (Thorell, 1870)	Barskog	AK, ON, NS, NTI	Skogbruk	DC
<i>Araneus saevus</i> (L. Koch, 1872)	Bar/løvsog	BØ, AK, NTI	Skogbruk	DC
<i>Araniella alpica</i> (L. Koch, 1869)	Barskog	Sør-Norge, STI	Skogbruk	I
<i>Gibbaranea omoeda</i> (Thorell, 1870)	Barskog	BØ, AK, ON, VE, NTI	Skogbruk	I
<i>Dipoena torva</i> (Thorell, 1875)	Barskog	BV, NTI	Skogbruk	DC
<i>Troxochrus nasutus</i> Schenkel, 1925	Barskog	HES, NTI	Skogbruk	I

Tabell 34. Artsliste over observerte fuglearter i forsøksområdet og i et ekstra kontrollfelt ca 1 km fra forsøksområdet i Mosvik. Artslista er et resultat fra takseringer i Mosvik 1994-96. (Syst. etter Gjershaug et al. 1997). Kodene angir tetthet og hekkestatus for hver enkelt art i området: (+) - Opptretr sjelden/sporadisk (enkeltobs.); (++) - Forekommer fåtalligspredt, ikke uvanlig, (+++) - Vanlig/tallrik art; (H) - Konstatert hekking i området; (h) - Mulig/sannsynlig hekking i området.

Nr.	Norske navn	Latinske navn	Koder	Nr.	Norske navn	Latinske navn	Koder
1	Storlom	<i>Gavia arctica</i>	+	32	Rødvingetrost	<i>T. iliacus</i>	H+++
2	Gråhegre	<i>Ardea cinerea</i>	+	33	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>	+
3	Krikkand	<i>Anas crecca</i>	+	34	Møller	<i>Sylvia curruca</i>	+
4	Stokkand	<i>A. platyrhynchos</i>	+	35	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>	H+++
5	Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	+	36	Løvsanger	<i>P. throchilus</i>	H+++
6	Hønsenhauk	<i>Accipiter gentilis</i>	H+	37	Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>	H+++
7	Spurvehauk	<i>A. nisus</i>	H+	38	Grå fluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	H++
8	Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	+	39	S/H fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	h+
9	Jerpe	<i>Bonasa bonasia</i>	H++	40	Granmeis	<i>Parus montanus</i>	H++
10	Orrfugl	<i>Tetrao tetrix</i>	H++	41	Toppmeis	<i>P. cristatus</i>	H+
11	Storfugl	<i>T. urogallus</i>	H++	42	Svartmeis	<i>P. ater</i>	H++
12	Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	h++	43	Kjøttmeis	<i>P. major</i>	H+
13	Rugde	<i>Scolopax rusticola</i>	h++	44	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>	H++
14	Gluttsnipe	<i>Tringa nebularia</i>	h++	45	Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>	h++
15	Skogsnipe	<i>T. ochropus</i>	H++	46	Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>	H+
16	Strandsnipe	<i>T. hypoleucos</i>	+	47	Kråke	<i>Corvus corone</i>	+
17	Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	h+	48	Ravn	<i>C. corax</i>	+
18	Gjøk	<i>Cuculus canorus</i>	h+	49	Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	H++
19	Haukugle	<i>Surnia ulula</i>	+	50	Bjørkefink	<i>F. montifringilla</i>	H+++
20	Svartspett	<i>Dryocopus martius</i>	+	51	Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>	+
21	Flaggspett	<i>Dendrocopus major</i>	+	52	Grønnsisik	<i>C. spinus</i>	H+++
22	Tretåspett	<i>Picoides tridactylus</i>	H++	53	Gråsisik	<i>C. flammea</i>	h+
23	Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	H++	54	Grankorsnebb	<i>Loxia curvirostra</i>	H+++
24	Heipiplerke	<i>A. pratensis</i>	+	55	Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	H++
25	Gjerdsmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	H++	56	Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	+
26	Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	H++				
27	Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	h+		Sum: Registrerte arter 56		
28	Rødstrupe	<i>Erithacus rubecola</i>	H+++		Konstatert hekkende innenfor feltet 31		
29	Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	H+		Sannsynlig/mulig hekkende innenfor feltet 9		
30	Gråtrost	<i>T. pilaris</i>	H+++		Enkeltobservasjoner innenfor feltet 16		
31	Måltrost	<i>T. philomelos</i>	H+++				

Tabell 35. Antall territorielle hanner i forsøksområdet og i kontrollfeltet i Mosvik.

Nr	Norske navn	Forsøksområdet (0,63 km ²)				Kontrollområdet (0,42 km ²)			
		1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
1	Høsehauk	1	1	1	0	0	0	0	0
2	Jerpe	2	1	1	2	2	1	1	2
3	Gjøk	1	0	1	0	0	1	1	0
4	Tretåspett	2	1	1	1	1	1	1	0
5	Trepiplerke	5	0	4	6	1	1	0	3
6	Gjerdsmett	6	5	3	7	0	0	0	0
7	Jernspurv	3	3	4	1	1	1	2	2
8	Rødstrupe	11	12	10	8	6	9	6	5
9	Rødstjert	0	1	0	0	0	1	0	1
10	Svarttrost	1	0	0	1	0	1	0	0
11	Gråtrost	12	9	10	10	2	4	3	1
12	Måltrost	10	10	5	6	7	5	3	3
13	Rødvingetrost	12	12	6	16	7	4	3	2
14	Gransanger	6	6	7	9	7	3	6	11
15	Løvsanger	10	7	5	13	1	1	0	1
16	Fuglekonge	17	5	5	9	9	1	1	7
17	Grå fluesnapper	1	2	1	5	0	0	0	2
18	Granmeis	2	0	0	1	1	0	0	2
19	Toppmeis	1	1	2	2	0	0	2	1
20	Svartmeis	3	2	2	3	1	1	0	2
21	Trekryper	1	0	0	4	0	1	1	2
22	Bokfink	4	5	4	4	1	1	1	2
23	Bjørkefink	40	22	45	35	6	8	23	10
24	Lavskrike	0	0	0	1	1	0	0	0
Totalt		151	105	116	137	54	45	54	46

Tabell 36. Tettheten (ant. territorier/km²) for de mest tallrike fugleartene i forsøksområdet og i kontrollfeltet i Mosvik.

Nr	Norske navn	Forsøksområdet (0,63 km ²)				Kontrollområdet (0,42 km ²)			
		1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
	Bjørkefink	64	35	71	56	14	19	55	24
	Gråtrost	19	14	16	16	10	7	2	8
	Rødvingetrost	19	19	10	25	17	10	7	5
	Rødstrupe	18	19	16	13	14	21	14	12
	Fuglekonge	27	8	8	14	21	2	2	17
	Løvsanger	16	11	8	21	2	2	0	2
	Måltrost	16	16	8	10	17	12	7	7
	Gransanger	10	10	11	14	17	7	14	26

Tabell 37. Antall territorier av de mest tallrike fugleartene i forsøksområdet i Mosvik, oppdelt i småfragmentert felt, storfragmentert felt og kontrollfelt.

Norske navn	Småfragmentert				Storfragmentert				Kontroll			
	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997	1994	1995	1996	1997
Gjerdsmett	3	2	0	3	2	3	3	3	1	0	0	1
Rødstrupe	5	4	7	4	4	6	3	3	2	2	0	1
Gråtrost	1	2	0	0	7	7	8	9	4	0	2	1
Måltrost	3	4	3	2	5	5	2	3	2	1	0	1
Rødvingetrost	3	3	3	4	6	8	3	9	3	1	0	3
Gransanger	2	3	4	5	2	3	3	3	2	0	0	1
Løvsanger	5	4	3	7	2	3	2	4	3	0	0	2
Fuglekonge	8	2	1	4	5	2	2	2	4	1	2	3
Bjørkefink	14	3	18	7	18	17	16	22	8	2	11	6

4.5.2 Effekter av fragmentering/habitatendring

Fragmentering i den skala som er utført i dette prosjektet ser ikke ut til å ha hatt noen påviselig effekt på tettheten av fuglefaunaen i området. Ikke engang arealeffekten av fjernet skog har hatt påviselig effekt. Vi har ikke vært i stand til å finne noen endringer i tetthet hos de mest tallrike artene i forsøksområdet i forhold kontrollområdet før og etter inngrep (**tabell 37**).

Hønsehauken hekket i forsøksområdet fram til hogsten i 1996. Siden er den ikke registrert i området. Dette paret brukte et område på hele 150 km², som er stort i forhold til 20 km² som ble brukt av et par i et mer produktivt område i Sør-Trøndelag (Nygård et al. 1998). Det store jaktområdet til Mosvikparet tyder på at fuglene hadde dårlig tilgang på byttedyr, trolig som en følge av lengre tids intenst skogbruk i området. Hogsten vinteren 1995/96 var trolig tilleggsbelastningen som fikk fuglene til å oppgi et allerede dårlig hekkeområde.

Undersøkelser både i Norge og andre land har vist at hønsehauken blir sterkt påvirket av flatehogst (Crocker-Bedford 1990, Tømmeraas 1993, Widen 1997, Nygård et al. 1998, Selås 1998, Knoff 1999). I Leksvik kommune i Nord-Trøndelag, som er nabo-kommunen til Mosvik, gikk den kjente hekkebestanden av hønsehauk ned fra åtte til ingen naturlig hekkende par mellom 1964 og 1993 (Tømmeraas 1993). Etter ca 7-års vinterforing 0,5 km fra en forlatt hekkeplass, etablerte et nytt par seg på lokaliteten igjen i 1993 etter 24 års fravær (Tømmeraas 1993). Alt tyder på at den enkeltfaktor som må ta hovedskylden for hønsehaukbestandens sjebne er det moderne skogbruket, som har gitt redusert mengde av byttedyr, jakthabitat og reirhabitat.

Fragmentering er vist å ha to typer effekter på fuglesamfunn, kanteffekt og arealeffekt (Virkkhala 1987). Kanteffekten er hovedsakelig forårsaket av økt dekning av busker og løvtrær (Helle 1983) eller økt løvvolum i kantsonen (Hansson 1983). Kanteffekten har gitt økte tettheter i fuglesamfunn i en avstand på omkring 50 meter fra skogkanten (Haila et al. 1980, Hansson 1983, Helle 1983). Tettheten av fuglesamfunn i forskjellige deler av Finland ble funnet å være 20-40 % høyere i kantsonen enn i det indre av skogen (Haila et al. 1980, Helle 1983, Virkkhala 1987).

Minimum arealbehov er en annen faktor som påvirker forekomsten av fugler i skogfragmenter. Arter som storfugl, tretåspett,

lappmeis og lavskrike er funnet å være signifikant mindre tallrike i fragmentert skog enn i homogen skog. Disse artene er stedbundne og deres minimum arealbehov kan begrense deres forekomst i fragmentert skog (Virkkhala 1987). Lavskrikas ungfugler har vanskelig for å spre seg mellom fragmenter, noe som er med på å hindre rekolonisering etter at den har forsvunnet fra skogfragmenter (Lindgren 1975). Fragmenteringen i vårt studieområde har trolig hatt for liten skala til å gi slike effekter.

Flere studier har dokumentert "crowding" av fugler i habitatfragmenter umiddelbart etter fragmentering, etterfulgt av en avtagende trend i de påfølgende år (Whitcomb et al. 1981, Bierregaard & Lovejoy 1989, Darveau et al. 1995, Schmiegelow et al. 1997). Vi påviste ingen slik effekt. Dette kan skyldes at skogfragmentene i vårt prosjekt ikke var isolerte på samme måte som i de nevnte tilfellene.

Det ble heller ikke funnet noen forskjell i respons i forhold til migrasjonsstrategi. Schmiegelow et al. (1997) påviste en større "crowding" effekt hos migrerende arter enn hos residente arter. De fant at avstander ned til 200 meter kan effektivt isolere mange skoglevende fugler i hekkesesongen.

Vårt studieområde er en del av en landskapsmosaikk dominert av ulike typer skog som kan buffre den lokale påvirkning av fragmenteringen. Responsen til fugler på ulike regionale mønstre i skogdekke, er viet stadig større oppmerksomhet (Askins & Philbrick 1987, Freemark & Collins 1992, McGaral & McComb 1995, Robinson et al. 1995).

Det kan tenkes at fuglearter tilhørende de boreale skoger er preadaptert til storskala forstyrrelser og fragmentering (Welsh 1987). Mange av de mest tallrike artene i de boreale skoger i Vest-Palearktis er habitatgeneralister (Haila et al. 1994, Hansson 1994). Det er en lang historie med menneskeskapt habitatfragmentering i disse skogene, noe som ledet Angelstam (1992) til å foreslå at mange av artene som er sensitive for skogfragmentering ble utryddet for hundrevis av år siden. Men det finnes fortsatt arter, bl.a. spetter og andre hulerugere som er følsomme for fragmentering og tap av gammelskog (Angelstam & Mikusinski 1994, Helle & Järvinen 1986, Väisänen et al. 1986, Virkkhala 1987, Virkkhala et al. 1994).

5 Oppsummering og konklusjon

Hovedmålet med prosjektet har vært å dokumentere artssammensetningen av utvalgte taksa (fugler, karplanter, moser, biller, teiger, parasittveps, maur og edderkopper) i boreal granskog for å undersøke hvordan disse organismegruppene påvirkes av habitatfragmentering. Artssammensetningen og dominansforhold mellom arter i skog påvirkes av habitatendringer. Ved å eksperimentelt fjerne skog i et stor- og et småskalafragmentert mønster, var det mulig og teste effekter av ulike typer habitatfragmentering for å hindre reduksjon eller ødeleggelse av deler av biodiversiteten i boreale granskoger. Prosjektet har spesiell fokus på inngrep i barskog i kystgranskogområdet. Det valgte området på ca 1 km² lå i kystgranskog i Mosvik kommune i Nord-Trøndelag.

Vinteren 1995/96 ble tre flater à 150 x 150 m hugget i en storskalafragmenteringsdel, og 23 flater à 40 x 40 m i en småskalafragmenteringsdel. Dette utgjorde omlag halvparten av kubikkmassen i de to fragmenteringsdelene. En kontrolldel ble satt igjen urørt. Temperatur- og fuktighetsmålinger, fangst av invertebrater, vegetasjons- og strukturanalyser samt taksering av fugler er utført etter metodikk med faste prøveflater i den gjenværende del som inneholdt trær.

5.1 Vegetasjon

Forsøksområdet er svakt oseanisk og består for det meste av en skog på frisk til våt, middels næringsrik grunn med en bregnerik vegetasjon (småbregne- og storbregneskog). Ren blåbærskog er det lite av og da mest i litt bratte, noe tørrere partier. Området er gjennomskåret av fuktige dråg med fattig og rik sumpskog. I alt 65 arter av karplanter og 55 arter av moser er identifisert i de faste prøverutene. I tillegg er det funnet 30 karplanter og 61 mosearter i området. Laven lungenever (*Lobaria pulmonaria*) er vanlig på selje. Lavarter som er tilknyttet kystgranskogen f eks gullprikklav (*Pseudocyphellaria crocata*) ble ikke funnet.

En mulig effekt av hogsten er at en suksesjon startes i den gjenværende skogen med irreversible vegetasjonsendringer mot en annen artssammensetning som resultat. Ingen slik trend ble funnet fra 1995 til 1997. Dette er rimelig siden vegetasjonen på kort tid ofte vil være preget av mer eller mindre tilfeldige endringer. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) var den arten som tydeligst reagerte på de endrede forholdene. Allerede sommeren 1996 var bladmengden svært redusert i mange av rutene i de to mosaikkerte feltene. Sommeren 1997 ble det i tillegg observert en del døde skudd. Denne nedgangen kan være rent midlertidig, for samtidig ble det registrert en god del nyetablering og nyskudd. Reduksjonen av blåbær har skapt åpninger for andre planter, hvilke arter vil bli avhengig av de propaguler som er til stede i frøbanken og den vegetative kapasiteten til de tilstedeværende artene.

Mulige effekter av hogsten på vegetasjonen etter de første to årene, korttidseffekter, ble studert ved å sammenligne artenes endring i antall småruter (1/16 m²) de forekommer i og hvor stabile artene er i rutene, dvs i hvilken grad de fantes i samme smårute begge årene. Etter fragmenteringen viser skogvegetasjonen i kon-

trollfeltet størst stabilitet. Analyser fra de fire stasjonene viser at de fleste artene har ingen eller liten endring i antall småruter de forekom i. I de 12 stasjonene fra de fragmenterte feltene er forholdet annerledes. I både blåbær- og bregnerik vegetasjon var det relativt større tilbakegang enn framgang mht antall småruter artene forekom i. Denne korttidseffekten var størst i det småfragmenterte feltet. Felles for de to fragmenterte forsøksfeltene er at det i den bregnerike vegetasjonen var en større andel arter med svak nedgang enn andelen arter som var konstante. Som i kontrollfeltet er de artene som finnes i nesten alle rutene mest stabile også i de fragmenterte feltene.

Skogens lange bestandskontinuitet gjør at den er sammensatt av levende og døde trær av ulik alder og nedbrytningsstadier samtidig som det foregår en naturlig regenerering. Ingen forskjell i regenerering av gran kunne påvises etter fragmenteringen. Områdets humiditet og innslag av løvtrearter, bl a selje (*Salix caprea*), sammen med forekomsten av død ved gjør at skogen oppfyller mange kryptogamers krav til voksested og bestandsklima. De fire levermoseartene råteflik (*Lophozia ascendens*), stubbeflak (*Calypogeia suecica*), pusledraugmose (*Anastrophyllum hellerianum*) og fauskflik (*Lophozia longiflora*) ble funnet i forsøksområdet. Alle fire er oppført som hensynskrevende og er ansett å være mer eller mindre truet av moderne skogsdrift. Det virker som om artene ikke ble særlig påvirket av den eksperimentelle hogsten, men det kan skyldes rikelig tilgang på dødt trevirke med egnet kvalitet. Fra før er det kjent at habitatets kvalitet er stor grad påvirket artssammensetningen på stokkene. For å påvise eventuelle ukjente sammenhenger, må en relatere forekomsten av de fire artene til omgivelsesparametre som vegetasjonstype og skogshistorikk, noe som ikke lar seg gjøre slik dataene er samlet inn.

Vegetasjonsutviklingen videre i de gjenstående teigene kan gå i flere retninger. De påviste forholdene kan vise seg å være enten rent midlertidige endringer eller starten på en suksesjon med irreversible vegetasjonsendringer som resultat. I det første tilfellet vil artssammensetningen bli den samme som tidligere etter en tilpassing til de nye økologiske forholdene. Disse vil kunne bli skapt bl a av de nye, bedre tilpassede individene av blåbær som har vokst opp. Om inngrepet resulterer i irreversible vegetasjonsendringer, kan bare avgjøres med nye gjenanalyser senere og under forutsetning av at den gjenstående skogen får være urørt. At effekten etter to år var størst i det småfragmenterte feltet, innebærer ikke nødvendigvis at de største endringene vil komme her. De små hogstflatene på 40 x 40 m vil kunne lukke seg raskere enn de større, og dette vil kunne motvirke effekten av de små skogteigene. De større hogstflatene vil derimot kunne påvirke utviklingen i den nærliggende skogen over lengre tid.

Selv om det ikke ble observert noen effekt av fragmenteringen på de fire hensynskrevende levermoseartene etter to år kan eventuelle langtidseffekter oppstå. Det er rimelig å anta at det eventuelt vil være de tre lavfrekvente artene som kan få problemer med å opprettholde levedyktige populasjoner dersom ikke tilgangen på død ved blir jevn over tid. Det kan likevel være mulig at alle artene kan håndtere den fragmenteringen som er påført skogen i forsøksområdet, forutsatt at gjenstående skog forblir urørt og tilgangen på død ved blir jevn. Basert på resultat fra andre forsøksområder, kan de fire artene rangeres etter toleranse overfor hogstinngrep. Pusledraugmose er mest tolerant, fulgt av fauskflik. Disse er fore-

slått tatt ut av rødlista. Råteflak ser ut til å være relativt mye mindre tolerant overfor inngrep enn fauskflik, mens råteflik er ytterligere mer ømfintlig overfor hogst.

5.2 Invertebrater

De tre felletypene vindusfeller, barberfeller og malaisetelt fanger store mengder insekter og edderkopper. Dette gir et godt grunnlag for å dokumentere tilstedeværelse av arter og å undersøke effekter av fragmenteringen for disse grupper. Over 83 600 individer av biller, 400 teiger og 4 900 edderkopper er artsbestemt. I tillegg er ca 63 000 individer av parasittveps bestemt til familie. Billene utgjør ca 20 % av Norges insektfauna. Omlag halvparten av de 3 420 billeartene som er registrert i Norge er påvist i Midt-Norge. Det totale materialet av biller i den foreliggende studien utgjør 409 arter. Artsantallet tilsvarende 11,8 % av Norges billefauna. Totalt 20 teigerarter, 7 maurarter, 59 edderkopparter og 20 familier av parasittveps er dokumentert fra feltet. Totalt 9 parasittvepsarter er beskrevet som nye for vitenskapen fra materialet.

Korttidseffekter av fragmentering på invertebrater er testet hos biller og parasittveps. Hos billene er det påvist effekter både på samfunnsnivå og på artsnivå. Generelt kan vi si at de mest påfallende effektene ble påvist i det småfragmenterte feltet der samfunnet utviklet seg til å domineres av arter som har sitt optimum i tørrere og mer åpen vegetasjon. På artsnivå så vi en økning hos artsgrupper som er knyttet til habitater som blir mer vanlige etter fragmentering. Dette gjelder f.eks enkelte arter av barkbiller. Det var også generelt høyere svermeaktivitet i de fragmenterte områdene sammenlignet med kontrollfeltet. Vi så også en tilbakegang hos enkelte arter som var knyttet til fuktige habitater.

Effekter som skyldes endrede abiotiske forhold i nærheten av hogstflatene er mest nærliggende å tolke som kanteffekter mens endret habitattilgang kan tolkes som arealeffekter. Fragmenteringseffekter som er viktige i forhold til bevaring av biologisk mangfold er i all hovedsak såkalte isoleringseffekter. Det vil si at avstanden mellom aktuelle habitater for spesialiserte arter blir for stor til at kontinuiteten i populasjonene kan opprettholdes. For å kunne si noe om slike effekter kreves langtidstudier med fokus på rødlistearter eller arter som er lokalt kan betraktes som truede eller sårbare. Dette vil i all hovedsak være snakk om arter med ulikt leveste i tilknytning til senere suksesjonsstadier i nedbrytningen av død ved. Få slike arter ble påvist i dette studiet, noe som kan skyldes at metodikken ikke var tilpasset en slik målgruppe, at nedbrytningen av trevirke domineres av andre taksonomiske grupper enn biller i dette området eller at de bevaringsbiologisk viktige artene allerede har forsvunnet som følge av fragmentering og uttak av virke gjennom lang tid.

Korttidseffekter av fragmentering hos parasittveps er vanskelig å påvise på familienivå. Familien Scelionidae viste likevel en så kraftig tilbakegang i de fragmenterte feltene etter fragmentering at det er rimelig å anta at en eller to dominerende arter har vist en kraftig negativ respons på fragmenteringen.

5.3 Fugler

Totalt er det i sesongene 1994-1997 registrert 56 fuglearter i takseringsområdet. Av disse er 29 konstatert hekkende og ytterligere 9 er mulige/sannsynlige hekkende. Antall territorielle hanner per hadde en markert nedgang på omlag 20 % i begge feltene i 1996 i forhold til 1995. Variasjonen mellom artene er stor. Eksempelvis økte antall bjørkefinkpar sterkt i begge feltene. Dette skyldes trolig et meget godt frøår på gran. Også andre frøspisere som grankorsnebb, grønnsisik og gråsisik var tallrike i 1996. Andre arter som gjerdesmett, jernspurv, rødstrupe, måltrost, rødvingetrost, løvsanger, fuglekonge og bokfink hadde en markert nedgang i feltene. Fragmenteringen ser ut til å ha påvirket fuglefaunen i mindre grad.

5.4 Konklusjon

Denne eksperimentelle fragmenteringen foregikk i en oseanisk, bregnedominert granskog med to typer relativt små hogstflater. I sum kan vi si at korttidseffekter av eksperimentell fragmentering har lite å si for dynamikken og artssammensetningen i de gjenværende skogteigene i dette forsøksområdet. Selv om det etter to år er påvist effekter av hogsten i de gjenstående skogteigene er det ikke mulig å si om dette vil være rent midlertidige endringer eller starten på en suksesjon med irreversible endringer som resultat. Om inngrepet resulterer i slike endringer kan bare avgjøres med nye gjenanalyser senere, og under forutsetning av at den gjenstående skogen får være urørt.

Gradienten fra oseanisk mot mer kontinental vegetasjonsseksjon som finnes i granskog i Midt-Norge, er godt dokumentert når det gjelder vegetasjon. Resultatene som er presentert i denne studien viser også at dette har en parallell på invertebratsiden, og hvor det er vist at flere av de mer oseaniske artene blir påvirket av fragmenteringshogsten. Forskjellen i utbredelse av arter medfører at prediksjoner om artssammensetningen i granskog i Midt-Norge ikke kan foretas uten kjennskap til gradienten fra kyst til innland. Når det gjelder skogbruksaktiviteter derimot, indikerer våre resultater at skogbehandlingen i seg selv bør kunne følge de samme normene i oseaniske deler som i mer kontinental granskog i denne regionen pga av at de artene som påviselig blir påvirket ikke er truede eller sårbare på regional basis. Bruk og bevaring av biologiske ressurser i kystgranskog som inneholder spesielle arter av f.eks lav, så vel som mer kontinental granskog med f.eks truede vedlevende billearter, stiller helt andre utfordringer.

Det er sannsynlig at størrelsen på den gjenstående gammelskogen og mengde, dimensjon og kvalitet av det virket som legges igjen har større effekt på artssammensetningen enn hvordan hogsten faktisk foregår. Det vil imidlertid ikke kan si noe om er isolasjonseffekter og andre langtidseffekter av inngrepet som vil være meget viktig i bevaringsbiologisk sammenheng. For at rødlisteartene av moser og invertebrater skal klare den fragmenteringen som påføres en skog ved hogst, må de finnes i den gjenstående skogen. Denne må være av en viss størrelse og forbli urørt for å sikre jevn tilgang på død ved og kontinuitet i habitater.

6 Litteratur

- Aakra, K. & Hauge, E. 2000. Provisional List of Rare and Potentially Threatened Spiders (Arachnida: Araneae) in Norway including their Proposed Red List Status. - NINA Fagrapport in press.
- Abildsnes, J. 1998. Korttidseffekter av eksperimentell habitatfragmentering på løpebiller (Carabidae) i en boreal granskog. - Cand. scient-oppgave Zool. inst. NTNU.
- Andersen, J. 1995. A comparison of pitfall trapping and quadrat sampling of Carabidae (Coleoptera) on river banks. - Entomol. Fenn. 6: 65-77.
- Althoff, G.H., Hockmann, P., Klenner, M., Nieheus, F.J. & Weber, F. 1994. Dependence of running activity and net reproduction in *Carabus auronitens* on temperature. - S. 95-100 i Desender, K., Dufrêne, M., Loreau, M., Luff, M.L. & Maelfait, J.-P., red. Carabid beetles: Ecology and evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holland.
- Angelstam, P. 1992. Conservation of communities: the importance of edges, surroundings, and landscape mosaic structure. - S. 9-70 i Hansson, L., red. Ecological principles of nature conservation: applications in temperate and boreal environments. Elsevier Science, Barking, Essex, UK.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest, a review. - Ann. Zool. Fenn. 31: 157-172.
- Anonymous 1969. Recommendations for an international standard for mapping method in bird census work. - Bird Study 16: 249-255.
- Ashe, J.S. 1991. The larvae of *Placusa* Mannerheim (Coleoptera: Staphylinidae), with notes on their feeding habits. - Entomol. Scand. 21: 477-485.
- Askins, R.A. & Philbrick, M.J. 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. - Wilson Bull. 99: 7-21.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI-klima, Rapport nr. 02/93.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. Ecology: individuals, populations and communities. - Blackwell, Oxford. 945 s.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird Census Techniques. - Academic Press, London.
- Bierregaard, R.O. & Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. - Acta Amazonica 19: 215-241.
- Briggs, J.B. 1961. A comparison of pitfall trapping and soil sampling in assessing populations of two species of ground beetles (Col.: Carabidae). - Ann. Rep. East Malling Res. Stat. 1960: 108-112.
- Buhl, P.N. 1997a. On some new or little known species of Belytinae from Norway (Hymenoptera: Diapriidae). - Folia Entomol. Hung. 108: 45-55.
- Buhl, P.N. 1997b. On six new or little known species of Platygastinae (Hymenoptera: Platygastriinae). - Phegea 25(3): 107-115.
- Bushing, R.W. 1965. A synoptic list of the parasites of Scolytidae (Coleoptera) in North America north of Mexico. - Can. Entomol. 97(5): 449-492.
- Butterfield, J., Luff, M.L., Baines, M., Eyre, M.D. 1995. Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. - For. Ecol. Manag. 79: 63-77.
- Baars, M.A. 1979. Patterns of movement of radioactive carabid beetles. - Oecologia 44: 125-140.
- Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. - Scand. J. Stat. 11: 265-270.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. - Ecol. Appl. 5: 74-86.
- Coulianos, C.-C. 1998. Annotated catalogue of the Hemiptera-Heteroptera of Norway. - Fauna norv. Ser. B. 45: 11-40.
- Cramp, S. (red.). 1985-1992. The birds of the western Palearctic. Vol IV-VI. - Oxford Univ. Press, Oxford.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (red.). 1993-1994. The birds of the western Palearctic. Vol VII-IX. - Oxford Univ. Press, Oxford.
- Crocker-Bedford, C.D. 1990. Goshawk reproduction and forest management. - Wildl. Soc. Bull. 18: 262-269.
- Dargie, T.C.D. 1984. On the integrated interpretation of indirect site ordinations: a case study using semi-arid vegetation in southeastern Spain. - Vegetatio 55: 37-55.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. & Larue, P. 1995. Riparian forest stripes as habitat for breeding birds in the boreal forest. - J. Wildl. Manag. 59: 67-78.
- Day, K.R. & Carthy, J. 1988. Changes in carabid beetle communities accompanying a rotation of sitka spruce. - Agric. Ecosyst. Environ. 24: 407-415.
- de Vries, H.H. 1994. Size of habitat and presence of ground beetle species. - S. 253-259 i Desender, K., Dufrêne, M., Loreau, M., Luff, M.L., Maelfait, J.-P., red. Carabid beetles: Ecology and evolution. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holland.
- de Vries, H.H., den Boer, P.J. 1990. Survival of populations of *Agonum ericeti* Panz. (Col., Carabidae) in relation to fragmentation of habitats. - Neth. J. Zool. 40: 484-498.
- de Vries, H.H., den Boer, P.J., van Dijk, T.S. 1996. Ground beetle species in heathland fragments in relation to survival, dispersal and habitat preference. - Oecologia 107: 332-342.
- den Boer, P.J. 1977. Dispersal power and survival. Carabids in a cultivated countryside. - Misc. Pap. Agric. Univ. Wageningen 14: 1-190.
- Didham, R.K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on the leaf litter invertebrates in central Amazonia. - S. 55-70 i Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. jr., red. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago.
- Direktoratet for naturforvaltning 1992. Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. - DN-rapport 5: 1-109.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Red List 1998. - DN-rapport 3: 1-161.
- Ehnström, B. & Walden, H.W. 1988. Faunavård i skogsbruket. Del 2. den lägre faunan. - Skogstyrelsen, Jönköping. 351 s.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjelbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. - NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulis nasjonalspark. - NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. - J. Veg. Sci. 1: 261-270.
- Enemar, A. 1959. On the determination of the size and composition of a passerine bird population during the breeding season. - Vår Fågelvärld Supplement 2: 1-114.

- Enemar, A., Nilsson, L. & Sjöstrand, B. 1984. The composition and dynamics of the passerine bird community in a subalpine birch forest, Swedish Lapland. A 20-year study. - *Ann. Zool. Fenn.* 21: 321-338.
- Eriksson, K. 1970. Wintering and autumn migration ecology of the Brambling, *Fringilla montifringilla*. - *Sterna* 9: 77-90.
- Eyre, M.D., Rushton, S.P. 1989. Quantification of conservation criteria using invertebrates. - *J. Appl. Ecol.* 26: 159-171.
- Freemark, K. & Collins, B. 1992. Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. - S. 443-454 i Hagan, J. & Johnston, D.J., red. *Conservation of Neotropical migrants*. Smithsonian Institution, Washington, D.C., USA.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1990. *Practical statistics for field biology*. - Open University Press, Philadelphia. 227 s.
- Fremming, O.R. & Slagsvold, T. 1966. Kvantitativ fugletaksering i granskog basert på prøvelfelt- og sjekkmotoden. - *Fauna* 19: 183-195.
- Fremming, O.R. & Slagsvold, T. 1967. Kvantitativ fugletaksering i granskog våren 1966 basert på prøvelfelt- og sjekkmotoden. - *Fauna* 20: 71-87.
- Fremstad, E. 1997. Vegetationstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Frisvoll, A.A. & Blom, H.H. 1992. Trua moser i Norge med Svalbard; raud liste. - NINA Utredning 42: 1-55.
- Frisvoll, A.A. & Blom, H.H. 1997. Trua mosar i Noreg med Svalbard. Førebelse faktaark. - NTNU Vitensk.mus. Botanisk Notat 1997-3: 1-170.
- Frisvoll, A.A. & Prestø, T. 1997. Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. - *Ecography* 20: 3-18.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekklister over norske moser. Vitenskapeleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4: 1-104.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - DNMI-klima, Rapport nr. 39/93.
- Gilpin, M.E. 1990. Extinction of a finite population in correlated environments. - S. 177-186 i: Shorrocks, B. & Swingland, I., red. *Living in a patch environment*. Oxford Science Publ., Oxford.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red.) 1994. *Norsk fugleatlas*. Norsk Ornitologisk Forening, Klæbu. 552 s.
- Gould, I & Bolton, B. 1988. *The Hymenoptera*. - Oxford University Press, Oxford. 332 s.
- Greenslade, P.J.M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). - *J. Anim. Ecol.* 33: 301-310.
- Grüm, L. 1971. Spatial differentiation of the *Carabus* L. (Carabidae, Coleoptera) mobility. - *Ekologia Polska* 19: 1-34.
- Haftorn, S. 1995. Line transect surveys in the alpine birch region, a comparison between the results of two different ornithologists. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 18: 53-62.
- Haila, Y., Hanski, I.K., Niemelä, J., Punttila, P., Raivio, S. & Tukia, H. 1994. Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. - *Ann. Zool. Fenn.* 31: 187-202.
- Haila, Y., Järvinen, O. & Väisänen, R.A. 1980. Effects of changing forest structure on long-term trends in bird populations in SW Finland. - *Ornis Scand.* 11: 12-22.
- Halme, E., Niemelä, J. 1993. Carabid beetles in fragments of coniferous forest. - *Ann. Zool. Fenn.* 30: 17-30.
- Hansen, A.J., Spies, T.A., Hansen, V. 1968. *Biller XXV. Ådselbiller, stumpbiller m.m.* - Danmarks Fauna 77. G.E.C. Gads Forlag, København.
- Hanski, I. 1991. Single-species metapopulational dynamics: concepts, models and observations. - *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 17-38.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 3-16.
- Hansson, L. 1992. Landscape ecology of boreal forests. - *TREE* 7: 299-302.
- Hansson, L. 1983. Bird numbers across edges between mature conifer forest and clearcuts in Central Sweden. - *Ornis Scand.* 14: 97-103.
- Hansson, L. 1994. Vertebrate distributions relative to clear-cut edges in a boreal forest landscape. - *Landscape Ecol.* 9: 105-115.
- Harris, L.D. & Silva-Lopez, G. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. - S. 197-237 i Fiedler, P.L. & Jain, S.K., red. *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman & Hall, New York.
- Hauge, E. 1989. An annotated check-list of Norwegian Spiders (Araneae). - *Insecta norvegiae* 4: 1-40.
- Helle, P. 1983. Bird communities in open ground-climax forest edges in Northeastern Finland. - *Oulanka Reports* 3: 39-46.
- Helle, P. & Järvinen, O. 1986. Population trends of north Finnish land birds in relation to their habitat selection and changes in forest structure. - *Oikos* 46: 107-115.
- Hofgaard, A. 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. - *J. Veg. Sci.* 4: 601-608.
- Hogstad, O. & Väisänen, R.A. 1997. Brambling *Fringilla montifringilla*. - S. 704-705 i Hagemeyer, E.J.M. & Blair, M.J., red. *The EBCC Atlas of European Birds. Their distribution and abundance*. - Poyser, London.
- Hogstad, O. 1998. Masseforekomst av fjellbjørkemåler – årsaker og konsekvenser. - *Fauna* 51: 68-76.
- Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. - *Vår Fuglefauna* 22: 5-9.
- Holien, H. & Prestø, T. 1995. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevik-vassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. - *Univ. Trondheim Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser.* 1995-2: 1-32.
- Holm, S. 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. - *Scand. J. Stat.* 6: 65-70.
- Holopainen, J.K. 1990. Influences of ethylene glycol on the numbers of carabids and other soil arthropods caught in pitfall traps. - S. 339-341 i: Stork, N.E., red. *The role of ground beetles in ecological and environmental studies*. Intercept, Andover, England.
- Insekt-Nytt. 1992. Medlemsblad for Norsk Entomologisk Forening. Årg. 17: 3/4.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation descriptions and analysis*. - Belhaven Press, London. 363 s.
- Knoff, C. 1999. Blir bestandsskogbruket hønehaukens bane? - *Vår Fuglefauna* 22: 81-86.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønnsberg, T. 1994. *Lavflora*. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget. Oslo.
- Kvamme, T. 1982. *Atlas of the Formicidae of Norway (Hymenoptera: Aculeata)*. - *Insecta norvegiae* 2: 1-56.
- Kålås, J.A. (red.). 1999. *Terrestrisk naturovervåking*. Hare, smånagere og fugl i TOV-områdene, 1998. - NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.

- Lawrence, J.F. & Newton, A.F. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). Biology, Phyloeny, and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Crowson, Roy A., Pakaluk, J. & Slipinski, S.A. - Warszawa, Museum i Instytut Zoologii PAN.
- Lenski, R.E. 1982. The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles: (Coleoptera, Carabidae) in southern Appalachians. - Ecol. Entomol. 7: 385-390.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Lindgren, F. 1975. Iakttagelser rörande lavskrikan (*Perisoreus infaustus*) – huvudsakligen dess häckningsbiologi. - Flora och Fauna 70: 198-210.
- Lindroth, C.H. 1949. Die Fennoscandischen Carabidae: Ein Tiergeographische Studie III. Allgemeiner Teil. - Bröderna Lagerström Boktryckare, Stockholm. 911 s.
- Lindroth, C.H. 1960. Catalogus Coleopterorum Fennoscandiae et Daniae. - Entomologiska Sällskapet i Lund. 476 s.
- Lindroth, C.H. 1985. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. - Fauna Entomol. Scand. 15: 1-225.
- Lindroth, C.H. 1986. The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Fauna Entomol. Scand. 15: 226-497.
- Lindström, Å. 1987. Breeding nomadism and site tenacity in the Brambling *Fringilla montifringilla*. - Ornis Fennica 64: 50-56.
- Luff, M.L. 1975. Some features influencing the efficiency of pitfall traps. - Oecologia 19: 345-357.
- Luff, M.L. 1986. Aggregation in some Carabidae in pitfall traps. - S. 385-397 i den Boer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, A. & Weber, F., red. Carabid beetles: their adaptations and dynamics. Gustav Fisher, Stuttgart.
- Luff, M.L. 1992. Classification and prediction of grassland habitats using ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in north-east England. - J. Environ. Manag. 35: 301-315.
- Lundberg, S. 1995. Catalogus Coleopterorum Sueciae. - Naturhistoriska Riksmuseet, Entomologiska Föreningen, Stockholm. 224 s.
- Lövei, G.L. & Sunderland, K.D. 1996. Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - Ann. Rev. Entomol. 41: 231-256.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. - Princeton Univ. Press, Princeton, USA. 203 s.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. - Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. - Biol. Conserv. 66: 185-194.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. - S. 81-120 i Cody, M. L. & Diamond, J. M., red. Ecology and Evolution of communities. - Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- McGarral, K. & McComb, W.C. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. - Ecol. Monogr. 65: 235-260.
- Meffe, G.K. & Carroll, C.R. 1997. Principles of conservation biology. Second edition. - Sinauer Associates, Sunderland, USA. 729 s.
- Midtgaard, F. 1996. The importance of landscape and microhabitat variables for the assemblages of carabid beetles on forested habitat island in an agricultural landscape. - Dr. scient. thesis, Univ. i Oslo. 29 s.
- Mikkonen, A.V. 1983. Breeding site tenacity of the Chaffinch *Fringilla coelebs* and the Brambling *F. montifringilla* in northern Finland. - Ornis Scand. 14: 36-47.
- Mills, N.J. 1983. The natural enemies of scolytids infesting conifer bark in Europe in relation to the biological control of *Dendroctonus* spp. in Canada. - Biocon. News and Inf. 4: 305-328.
- Moksnes, A. 1971. Ornitologiske undersøkelser i Forradalsområdet i Nord-Trøndelag sommeren 1970. - Sterna 10: 65-89.
- Moksnes, A. 1972. Kvantitative fugletakseringer i Forradalsområdet i Nord-Trøndelag 1971. - Sterna 11: 229-242.
- Muirhead-Thomson, R.C. 1991. Trap Responses of Flying Insects. The influence of Trap Design on Capture Efficiency. - Academic Press, London. 287 s.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. - TREE 10: 58-62.
- Myklebost, H.E. 1996. En populasjonsøkologisk undersøkelse av *Pedicularis oederi* L. (Gullmyrklegg) i Grødalen, Møre og Romsdal - Hovedfagsoppgave, NTNU, Bot. Inst.
- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. - Academic Press, London.
- Niemelä, J. 1990. Spatial distribution of Carabid beetles in the Southern Finnish taiga: the question of scale. - S. 143-155 i Stork, N.E., red. The role of ground beetles in ecological and environmental studies. - Intercept, Andover, England.
- Niemelä, J. 1993. Mystery of missing species: species-abundance distribution of boreal ground beetles. - Ann. Zool. Fenn. 30: 169-172.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Lathi, T., Pajunen, T. & Punttila, P. 1988. The distribution of carabid beetle in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forests. - Ann. Zool. Fenn. 25: 107-119.
- Niemelä, J., Haila, Y., Halme, E., Pajunen, T. & Punttila, P. 1992. Small-scale heterogeneity in the spatial distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. - J. Biogeogr. 19: 173-181.
- Niemelä, J., Haila, Y. & Punttila, P. 1996. The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. - Ecography 19: 352-368.
- Niemelä, J., Langor, D. & Spence, J.R. 1993a. Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. - Conserv. Biol. 7: 551-561.
- Niemelä, J., Spence, J.R., Langor, D., Haila, Y., Tukia, H. 1993b. Logging and boreal ground-beetle assemblages on two continents: implications for conservation. - S. 29-50 i: Gaston, K.J., New, T.R. & Samways, M.J., red. Perspectives on insect conservation. Intercept, Andover, England.
- Nordisk ministerråd 1983. Metoder til overvågning af fuglelivet i de nordiske lande. - Nordisk ministerråd miljørapport 1983 (1): 29-31.
- Novotny, V., Miller, S.E. & Basset, Y. in prep. Species richness of tropical insect communities: measuring the immeasurable.
- Nygård, T., Halley, D., Wiseth, B., Grønnesby, S. & Grønlien, P.M. 1998. Hva skjer med hønehawken? Foreløpige resultater fra et forskningsprosjekt om hønehawkens arealkrav, næring, dødsårsaker og vandringer. - Vår Fuglefauna 21: 5-10.
- Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hanssen, O., Reitan, O. & Aagaard, K. 1992. Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning. - NINA Oppdragsmelding 123: 1-90.

- Ottesen, P. 1993. Norske insektfamilier og deres artsantall. - NINA Utredning 055: 1-40.
- Palm, T. 1948. Skalbagger. Coleoptera. Kortvingar: Fam. Staphylinidae, Underfam. Micropeplinae, Olisthaerinae, Proteininae, Omalinae. - Svensk Insektfauna 38. Entomologiska Föreningen i Stockholm, Stockholm. 133 s.
- Palm, T. 1951. Die Holz- und Rinden-käfer der nordschwedischen Laubbäume. - Meddelelser från Statens Skogsforskningsinstitut 40: 1-242.
- Palmgren, P. 1975. Die Spinnenfauna Finnlands und Ostfennoskandiens. 6. Linyphiidae 1. - Fauna Fennica, 28: 1-102.
- Palmgren, P. 1976. Die Spinnenfauna Finnlands und Ostfennoskandiens. 7. Linyphiidae 2. - Fauna Fennica, 29: 1-126.
- Pettersson, R. B. 1996. Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. - Ecography 19: 221 - 228.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. - Ecology 29: 254-283.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. - Ecology 43: 185-215, 410-432.
- Prestø, T. 1994. Bryophytes on decaying wood in the Urvatnet area, central Norway, with reviews of population, landscape and conservation biology. - Cand.scient. oppgave i vegetasjonsøkologi, Universitetet i Trondheim. 129 s. + vedlegg. Upubl.
- Prestø, T. 1996a. Lav og moser i boreal regnskog. - Aktuelt fra Skogforsk 3-96: 14-19.
- Prestø, T. 1996b. Monitoring of bryophytes in boreal rain forests. Effects of forestry. - S. 36-47 i Söderström, L. & Prestø, T., red. State of Nordic bryology today and tomorrow. Abstracts and shorter communications from a meeting in Trondheim December 1995. - NTNU Vitensk.mus. Rapp. bot. Ser. 1996-4. 1-51.
- Prestø, T. 1997. Naturkvaliteter og nøkkelbiotoper for biologisk mangfold på skogeiendommene Gammelvollsjøen og Fossan, Tydal kommune, Sør-Trøndelag. - NTNU Vitensk.mus. bot. Notat 1997 2: 1-72.
- Prestø, T. & Holien, H. 1996. Lav og moser i kystgranskog. Populasjonsbiologi, overvåking og effekter av skoglige aktiviteter. Årsrapport for prosjektet "Forvaltningsstrategier for kystgranskog". - NTNU Vitensk.mus. bot. Notat 1996-2: 1-72.
- Punttila, P. 1996. Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. - Oikos 75: 291-298.
- Punttila, P., Haila, Y. & Tukia, H. 1996. Ant communities in taiga clearcuts: habitat effects and species. - Ecography 19: 16-28.
- Quinn, J.F. & Hastings, A. 1987. Extinction in subdivided habitats. - Conserv. Biol. 1: 198-208.
- Ranney, J.W., Bruner, M.C., Levenson, J.B. 1981. The importance of edge in the structure and dynamics of forest islands. - S. 67-95 i Burgess, R.L. & Sharpe, D.M., red. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. - Springer Verlag, New York.
- Refseth, D. 1980. Ecological analyses of carabid communities - potential use in biological classification for nature conservation. - Biol. Conserv. 17: 131-141.
- Robinson, S.K., Thompson, F.R., Donovan, T.M., Whitehead, D.R. & Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. - Science 267: 1987-1990.
- Sahlén, G. 1994. Övervakning av terrestra evertebrater. Sammanställning och standardisering av inventeringsmetodik. - Entomologiska avdelningen, Zoologiska institusjonen, Uppsala universitet, Uppsala.
- Salaas, U. 1917. Die Fichtenkäfer Finnlands I. - Helsinki.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystems fragmentation: A review. - Conserv. Biol. 5: 18-32.
- Savolainen, R. 1989. Ant communities in taiga biome: testing the structuring role of interference competition. - Dr. Thesis, Univ. of Helsinki.
- Schmiegelow, F.K.A., Machtans, C.S. & Hannon, S.J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. - Ecology 78: 1914-1932.
- Selås, V. 1998. Hønsehaukbestanden i tilbakegang- også i Aust-Agder. Vår Fuglefauna 21: 149-154.
- Southwood, T.R.E. 1978. Ecological Methods. - London, Chapman & Hall. 524 s.
- Spence, J.R. & Niemelä, J. 1994. Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. - Can. Entomol. 126: 881-894.
- Strong, D.R., Lawton, J.H. & Southwood, S.R. 1984. Insects on Plants. - Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass.
- Svensson, S. 1978. Census efficiency and number of visits to a study plot when estimating bird densities by the territory mapping method. - J. Appl. Ecol. 16: 61-68.
- Sveum, P. 1978. On the biology of ants (Hym., Formicidae) in Trøndelag, Norway. - Norw. J. Entomol. 25: 153-155.
- Sveum, P. 1979. Notes on the distribution of some Norwegian ant species (Hymenoptera, Formicidae). Fauna norv. Ser. B. 26:10-11.
- Söderström, L., Weibull, H. & Damsholt, K. in prep. A new species of *Lophozia* (subgen. *Protolophozia*) from Sweden and Norway. - Manuscript.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). - Microcomputer Power. Ithaca. NY. USA. 352 s.
- Thiele, H.U. 1977. Carabid beetles in their environments. - Springer Verlag, Berlin. 369 s.
- Tomter, S.M. (red.) 1994. Forest 94: Statistics of forest conditions and resources in Norway. - Norwegian Institute of Land Inventory, Ås, 103 s.
- Turin, H., Alders, K., den Boer, P.J., van Essen, S., Heijerman, T., Laane, W. & Penterman, E. 1991. Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall trapping. - Tijdsch. Entomol. 134: 279-304.
- Tømmerås, B.Å. 1994. Biologisk kontroll av skadeinsekter i skog. Muligheter og økologiske konsekvenser. - NINA Oppdragsmelding 247: 1-33.
- Tømmerås, B.Å. & Breistein, J. 1995. Fragmenteringsforsøk i granskog. Problemstillinger og metoder samt resultater fra feltseongen 1994. - NINA Oppdragsmelding 342: 1-42.
- Tømmerås, B.Å., Hofgaard, A., Wilmann, B. & Breistein, J. 1996. Fragmenteringsforsøk i granskog. Rapport etter sesongen 1995. - NINA Oppdragsmelding 402: 1-35.
- Tømmerås, B.Å., Ødegaard, F., Breistein, J., Wilmann, B. & Gjershaug J.O. 1997. Fragmenteringsforsøk i granskog. Mosvikprosjektet. - NINA Oppdragsmelding 488: 1-33.
- Tømmerraas, P.J. 1993. Hønsehauken i Leksvik – et offer for det moderne skogbruket. - Fauna 46: 180-195.
- Usher, M.B., Field, J.P. & Bedford, S.E. 1993. Biogeography and di-

- versity of ground-dwelling arthropods in farm woodland. - Biodiv. Letters 1: 54-62.
- van Dorp, D. & Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. - Landsc. Ecol. 1: 59-73.
- Virkkhala, R. 1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. - Ann. Zool. Fenn. 24: 281-294.
- Virkkhala, R., Rajasärkkä, A., Väisänen, R.A., Vickholm, M. & Virolainen, E. 1994. Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? - Ann. Zool. Fenn. 31: 173-186.
- Väisänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhalo, P. 1986. How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? - Ornis Scand. 17: 282-292.
- Welsh, D.A. 1987. The influence of forest harvesting on mixed deciduous-coniferous boreal bird communities in Ontario. - Acta Oecol. 8: 247-252.
- Whitcomb, R.F., Robbins, C.S., Lynch, J.F., Whitecomb, B.L., Klimliewicz, M.K. & Bystrak, D. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. - S. 125-205 i Burgess, R.C. & Sharpe, D.M., red. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New York, USA.
- Widen, P. 1997. How, and why, is the Goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? - J. Raptor Res. 31: 107-113.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanism in landscape ecology. - Oikos 66: 369-380.
- Yoon, C.K. 1993. Counting creatures great and small. - Science 260: 620-622.
- Ødegaard, F. 1998. Faunistic notes on Heteroptera (Hemiptera) in Norway. - Fauna norv. Ser. B 45: 93-99.
- Ødegaard, F. & Coulianos, C.-C. 1998. Forslag til rødliste for norske insekter. Del 2. Teger (Hemiptera, Heteroptera). NINA Fagrapport 33: 1-15
- Ødegaard, F. & Ligaard, S. 2000. Contribution to the knowledge of Norwegian Coleoptera. - Norw. J. Entomol. 47: 7-19.

Appendix

Appendix 1. Artsliste over planter funnet i analyserutene.

Kodenavn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Forvedete arter		
BETU PUB	<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk
PICE ABI	<i>Picea abies</i>	Gran
SORB AUC	<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn
VACC MYR	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær
VACC VIT	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
Urter og karsporeplanter		
ALCH GAB	<i>Alchemilla glabra</i>	Glattmarikåpe
ANEM NEM	<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis
ATHY FIL	<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne
BIST VIV	<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug
BLEC SPI	<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam
CALT PAL	<i>Caltha palustris</i>	Soleihov
CARD FLE	<i>Cardamine flexuosa</i>	Skogkarse
CICE ALP	<i>Cicerbita alpina</i>	Turt
CORA TRI	<i>Corallorhiza trifida</i>	Korallrot
CORN SUE	<i>Cornus suecica</i>	Skrubbær
CREP PAL	<i>Crepis paludosa</i>	Sumphaukeskjegg
DACT FUC	<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	Skogmarihånd
DRYO EXP	<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg
EPIL PAL	<i>Epilobium palustre</i>	Myrmjølke
EQUI PRA	<i>Equisetum pratense</i>	Engsnelle
EQUI SYL	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle
FILI ULM	<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt
FRAG VES	<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær
GALI ODO	<i>Galium odoratum</i>	Myske
GALI PAL	<i>Galium palustre</i>	Myrmaure
GERA SYL	<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb
GEUM RIV	<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom
GYMN DRY	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg

forts. neste side

Appendix 1. Forts.

Kodenavn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Urter og karsporeplanter (forts.)		
HIER SYL	<i>Hieracium sylvatica</i> agg.	Skogsvæver
LINN BOR	<i>Linnaea borealis</i>	Linnea
LIST COR	<i>Listera cordata</i>	Småtveblad
LY AN.AN	<i>Lycopodium annotinum</i> ssp. <i>annotinum</i>	Stri kråkefot
MAIA BIF	<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom
MELA PRA	<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle
MELA SYL	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle
MONE UNI	<i>Moneses uniflora</i>	Olavstake
ORTH SEC	<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn
OXAL ACE	<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre
PARI QUA	<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad
PHEG CON	<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving
POTE ERE	<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot
PYRO MIN	<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn
PY RO.NO	<i>Pyrola rotundifolia</i> ssp. <i>norvegica</i>	Norsk vintergrønn
RANU ACR	<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie
RANU RNS	<i>Ranunculus repens</i>	Krypsoleie
RUBU CHM	<i>Rubus chamaemorus</i>	Multe
RUBU SAX	<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær
RUME ASA	<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre, Matsyre
SOLI VIR	<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris
STELLARZ	<i>Stellaria</i> sp.	Stjerneblom
TRIE EUR	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne
VA SA.SM	<i>Valeriana sambucifolia</i> ssp. <i>sambucifolia</i>	Vendelrot
VERO CHA	<i>Veronica chamaedrys</i>	Tveskjeggveronika
VERO OFF	<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika
VE SE.SE	<i>Veronica serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyllifolia</i>	Glattveronika
VIOL RIV	<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol
Graminider		
AGRO CAP	<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein
ANTH ODO	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks
CALA PUR	<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogrørkvein
C VAGINA	<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr
DESC CES	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke
DESC FLE	<i>Deschampsia flexuosa</i>	Smyle
LUZU PIL	<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle
MILI EFF	<i>Milium effusum</i>	Myskegras
TRIC CES	<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjønnskjegg
Bladmoser		
ATRI UND	<i>Atrichum undulatum</i>	Stortaggmose
BRAC/REF	<i>Brachythecium reflexum</i> coll.	Sprikelundmose mm.
BRAC RIV	<i>Brachythecium rivulare</i>	Sumplundmose
CIRR PIL	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose
DICR FUS	<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
DICR MAJ	<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
DICR SCO	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
HYLC UMB	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
HYLO SPL	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
PLAG/AFF	<i>Plagiomnium affine</i> coll.	Skogfagermose mm.
PLAG CUS	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	Broddfagermose
PLAG ELL	<i>Plagiomnium ellipticum</i>	Sumpfagermose

Forts. neste side

Appendix 1. Forts.

Kodenavn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Bladmose (forts.)		
PLAG/MED	<i>Plagiomnium medium/curvatum</i>	Kratt-/Fjellfagermose
PLAT LAE	<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjammemose
PLAT UND	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammemose
PLEU SCH	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
POLY COM	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
PTIL CRI	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjørmose
RHIZ MAG	<i>Rhizomnium magnifolium</i>	Storrundmose
RHIZ PUN	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
RHYT LOR	<i>Rhytidadelphus loreus</i>	Kystkransmose
RHYT/SQU	<i>Rhytidadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	Eng-/Fjørkransmose
RHYT TRI	<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
SANI UNC	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
SPH ANGU	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
SPH BREV	<i>Sphagnum brevifolium</i>	Vrangtorvmose
SPH GIRG	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
SPH QUIN	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
SPH RIPA	<i>Sphagnum riparium</i>	Skartorvmose
SPH RUSS	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
SPH SQUA	<i>Sphagnum squarrosus</i>	Spriketorvmose
SPLA AMP	<i>Splachnum ampullaceum</i>	Pæremøkkmose
STRA STR	<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
Levermoser		
BARB LYC	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose
BLEP TRI	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
CALY INT	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
CALY/MUE	<i>Calypogeia muelleriana</i> coll.	Sumpflak mm.
CEPH BIC	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
CEPH LUN	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
CEPHLLAZ	<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose
CHIL COA	<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	Totannblonde
CHIL POL	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Bekkeblonde
CHIL PRO	<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde
HARP FLO	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose
LEPI REP	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekemose
LOPH OBT	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
LOPH SIL	<i>Lophozia silvicola</i>	Skogflik
PELL NEE	<i>Pellia neesiana</i>	Sokkvårmose
PLAC/ASP	<i>Plagiochila asplenoides/porelloides</i>	Prakt-/Berghinnemose
PTIL CIL	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
PTIL PUL	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
SCAP IRR	<i>Scapania irrigua</i>	Sumptvibladmose
SCAP PAL	<i>Scapania paludosa</i>	Myrtvibladmose
SCAP UMB	<i>Scapania umbrosa</i>	Sagtvibladmose
TRIT QUI	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
Lav		
CLAD COI	<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl
PELT MEM	<i>Peltigera membranacea</i>	Hinnenever

Appendix 2. Fullstendig artsliste over biller som ble funnet i forsøksfeltet i Mosvik i løpet av prosjektperioden 1994 til 1997. Tabellen viser totalantall individer i hver felletype, i hvert år og i hvert av de tre forsøksfeltene. Systematikken følger Lawrence & Newton (1995) mens nomenklaturen følger Lundberg (1995).

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.	
Dytiscidae												
1	<i>Hydroporus tristis</i> (Paykull, 1798)	Hydr tri	2			2				2		
2	<i>Hydroporus incognitus</i> Sharp 1869	Hydr inc	1		1	1					1	
3	<i>Hydroporus melanarius</i> Sturm, 1835	Hydr mel	2			1	1			2		
4	<i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798)	Agab gut	2			2				1	1	
5	<i>Agabus melanarius</i> Aubé, 1837	Agab mel	4	2	2		2	2		2	2	
Carabidae												
6	<i>Carabus glabratus</i> Paykull, 1790	Cara gla	1	1			1				1	
7	<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	Cara cor	15	15		4	5	6	7		8	
8	<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	Cara vio	27	26	1	6	3	18	8	8	11	
9	<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	Cych car	45	45		10	17	18	11	13	21	
10	<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1758)	Lori pil	16	16		3	7	6	2	11	3	
11	<i>Leistus terminatus</i> (Hellwig, 1793)	Leis ter	431	429	2	280	33	118	56	192	183	
12	<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	Leis fer	14	14		3	3	8	3	6	5	
13	<i>Notiophilus reitteri</i> Spaeth, 1899	Noti rei	315	315		117	90	108	86	62	167	
14	<i>Notiophilus biguttatus</i> (Paykull, 1779)	Noti big	407	407		173	79	155	114	80	213	
15	<i>Clivina fossor</i> (Linnaeus, 1758)	Cliv fos	1	1		1			1			
16	<i>Elaphrus cupreus</i> Duftschmid, 1812	Elap cup	1	1			1				1	
17	<i>Trechus rubens</i> (Fabricius, 1792)	Trec rub	4	2	2	1	1	2	1	2	1	
18	<i>Trechus obtusus</i> Erichson, 1837	Trec obt	3203	3203		1333	355	1515	797	1208	1198	
19	<i>Bembidion bruxellense</i> Wesmael, 1835	Bemb bru	1	1		1					1	
20	<i>Bembidion grapii</i> Gyllenhal, 1827	Bemb gra	3	2	1	1	2				3	
21	<i>Patrobus assimilis</i> Chaudoir, 1844	Patr ass	519	519		170	73	276	163	183	173	
22	<i>Patrobus atrorufus</i> (Ström, 1768)	Patr atr	7567	7567		2703	1145	3719	2215	1331	4021	
23	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	Pter obl	8	8		7		1	5	1	2	
24	<i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812)	Cala mic	1589	1588	1	495	254	840	482	383	724	
25	<i>Agonum fuliginosum</i> (Panzer, 1809)	Agon ful	1	1				1		1		
26	<i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	Amar bru	20	20		12	3	5	10	6	4	
27	<i>Harpalus quadripunctatus</i> Dejean, 1829	Harp qua	2	2				2		2		
28	<i>Dromius agilis</i> (Fabricius, 1787)	Drom agi	8		1	7	1	2	5	2	4	
Agyrtidae												
29	<i>Pteroloma forstroemi</i> (Gyllenhal, 1810)	Pter for	936	935	1	385	439	112	193	543	200	
Leiodidae												
30	<i>Leiodes inordinata</i> (Sahlberg, 1898)	Leio ino	1	1		1				1		
31	<i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius, 1792)	Anis hum	44		2	42	23	13	8	10	21	
32	<i>Anisotoma castanea</i> (Herbst, 1792)	Anis cas	7		1	6	2	3	2		5	
33	<i>Anisotoma glabra</i> (Kugelann, 1794)	Anis gla	7			7		1	6	1	2	
34	<i>Agathidium pallidum</i> (Gyllenhal, 1827)	Agat pal	4			4	1	2	1	4		
35	<i>Agathidium rotundatum</i> (Gyllenhal, 1827)	Agat rot	64		3	61	31	23	10	8	28	
36	<i>Agathidium nigrinum</i> Sturm, 1807	Agat nig	3	3			3			1	1	
37	<i>Agathidium arcticum</i> Thomson, 1862	Agat arc	14	1	1	12	5	6	3	1	8	
38	<i>Agathidium nigripenne</i> (Fabricius, 1792)	Agat nip	4			4		3	1	2	2	
39	<i>Agathidium atrum</i> (Paykull, 1798)	Agat atr	31	31			14	11	6	10	13	
40	<i>Agathidium seminulum</i> (Linnaeus, 1758)	Agat sem	3			3	2		1		1	
41	<i>Agathidium pisanum</i> Brisout de Barneville, 1863	Agat pis	23	13		10	13	7	3	7	5	
42	<i>Choleva lederiana</i> Reitter, 1902	Chol led	426	426		111	212	103	57	265	104	
43	<i>Choleva sturmii</i> Brisout de Barneville, 1863	Chol stu	1			1	1				1	
44	<i>Sciodrepoides watsoni</i> (Spence, 1815)	Scio wat	8	1	6	1	5	3		1	6	
45	<i>Catops alpinus</i> Gyllenhal, 1827	Cato alp	95	12	83		59	32	4	22	48	
46	<i>Catops longulus</i> Kellner, 1846	Cato lon	1		1			1			1	
47	<i>Catops coracinus</i> Kellner, 1846	Cato cor	85	79	5	1	64	16	5	21	39	
48	<i>Catops tristis</i> (Panzer, 1793)	Cato tri	79	43	28	8	44	32	3	19	47	
49	<i>Catops nigrita</i> Erichson, 1837	Cato nit	950	949		1	374	382	194	349	213	
50	<i>Catops nigricans</i> (Spence, 1815)	Cato nig	191	191			86	89	16	36	85	
51	<i>Catops fuliginosus</i> Erichson, 1837	Cato ful	4	4			3	1		1	1	
52	<i>Colon latum</i> Kraatz, 1850	Colo lat	15	15			4	2	9	2	1	

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
Hydraenidae											
53	<i>Hydraena britteni</i> Joy, 1907	Hyda bri	6			4	2				6
54	<i>Limnebius truncatellus</i> (Thunberg, 1794)	Limn tru	1		1				1		1
Ptiliidae											
55	<i>Pteryx suturalis</i> (Heer, 1841)	Ptey sut	10	9	1	5	3	2	1	6	3
56	<i>Acrotrichis silvatica</i> Rosskothen, 1935	Acrt sil	9	5	4	4	5		3	2	4
57	<i>Acrotrichis insularis</i> (Mäklin, 1852)	Acrt ins	309	92	1	216	243	23	43	63	149
58	<i>Acrotrichis intermedia</i> (Gillmeister, 1845)	Acrt int	1385	882		503	845	155	385	262	578
59	<i>Acrotrichis rugulosa</i> Rosskothen, 1935	Acrt rug	18	6		12	9	3	6	3	9
Scydmaenidae											
60	<i>Nevraphes coronatus</i> J. Sahlberg, 1881	Nevr cor	6	6			3	3		2	1
61	<i>Stenichnus bicolor</i> (Denny, 1825)	Stec bic	7		1	6	4		3	1	3
Silphidae											
62	<i>Nicrophorus vespilloides</i> Herbst, 1783	Nicr ves	7	3	2	2	5	1	1	3	1
Staphylinidae											
63	<i>Erichsonius cinerascens</i> (Gravenhorst, 1802)	Eric cin	1			1	1				1
64	<i>Gabrius trossulus</i> (Nordmann, 1837)	Gabr tro	3	2		1	1	1	1		3
65	<i>Philonthus puella</i> Nordmann, 1837	Phil pue	21	3	1	17	3	8	10	3	9
66	<i>Philonthus addendus</i> Sharp, 1867	Phil add	1			1			1		1
67	<i>Philonthus decorus</i> (Gravenhorst, 1802)	Phil dec	4	4			2	1	1	1	3
68	<i>Philonthus marginatus</i> (Ström, 1768)	Phil mar	20	3	5	12	1	11	8	2	8
69	<i>Euryporus picipes</i> (Paykull, 1800)	Eury pic	39	39			22	11	6	10	5
70	<i>Quedius mesomelinus</i> (Marsham, 1802)	Qued mes	9		2	7	2	1	6	1	2
71	<i>Quedius tenellus</i> (Gravenhorst, 1806)	Qued ten	254	22	24	208	141	18	95	58	107
72	<i>Quedius plagiatus</i> (Mannerheim, 1843)	Qued pla	205		25	180	58	54	93	52	62
73	<i>Quedius fuliginosus</i> (Gravenhorst, 1802)	Qued ful	2	2			2				2
74	<i>Quedius molochinus</i> (Gravenhorst, 1806)	Qued mol	993	992		1	470	228	295	314	462
75	<i>Quedius umbrinus</i> Erichson, 1839	Qued umb	3	3			2	1			3
76	<i>Quedius fulvicollis</i> (Stephens, 1833)	Qued fuv	1288	1287		1	582	357	349	462	323
77	<i>Quedius nigriceps</i> Kraatz, 1857	Qued nig	1	1			1				1
78	<i>Leptacinus formicetorum</i> Märkel, 1841	Lepa for	1			1	1			1	
79	<i>Atrecus pilicornis</i> (Paykull, 1790)	Atre pil	87	1	1	85	35	14	38	14	31
80	<i>Atrecus longiceps</i> (Fauvel, 1872)	Atre lon	1	1			1				1
81	<i>Xantholinus tricolor</i> (Fabricius, 1787)	Xant tri	16	16			5	3	8	2	3
82	<i>Othius lapidicola</i> Kiesenwetter, 1848	Othi lap	177	177			83	49	45	35	43
83	<i>Othius myrmecophilus</i> Kiesenwetter, 1843	Othi myr	928	928			280	206	442	165	256
84	<i>Lathrobium fulvipenne</i> Gravenhorst, 1806	Lath ful	8	8			5	2	1	4	2
85	<i>Lathrobium brunripes</i> (Fabricius, 1792)	Lath bru	5	5			4		1	1	2
86	<i>Megarathrus depressus</i> (Paykull, 1789)	Mega dep	1			1			1		1
87	<i>Megarathrus sinuatocollis</i> (Lacordaire, 1835)	Mega sin	39	32		7	24	9	6	6	12
88	<i>Megarathrus fennicus</i> Lathinen, 1938	Mega fen	4	1		3			4		2
89	<i>Proteinus brachypterus</i> (Fabricius, 1792)	Prot bra	46	33	8	5	27	13	6	5	33
90	<i>Proteinus crenulatus</i> Pandelle, 1867	Prot cre	3	1		2	2	1		2	1
91	<i>Eusphalerum luteum</i> (Marsham, 1802)	Eusp lut	1			1			1	1	
92	<i>Acrulia inflata</i> (Gyllenhal, 1813)	Acru inf	24		1	23	10	9	5	4	10
93	<i>Hapalareae nigra</i> (Gravenhorst, 1806)	Hapa nig	2	1	1		1	1			1
94	<i>Hapalareae floralis</i> (Paykull, 1789)	Hapa flo	1			1			1		1
95	<i>Hapalareae vilis</i> (Erichson, 1840)	Hapa vil	4			4	3	1		3	1
96	<i>Hapalareae linearis</i> (Zetterstedt, 1828)	Hapa lin	138		2	136	57	23	58	28	50
97	<i>Omalius rivulare</i> (Paykull, 1789)	Omali riv	5	5			1	1	3	1	4
98	<i>Omalius brevicolle</i> Thomson, 1869	Omali bre	7	6		1	6	1		2	1
99	<i>Omalius rugatum</i> Mulsant & Rey, 1880	Omali rug	651	617	5	29	416	153	82	152	325
100	<i>Omalius excavatum</i> Stephens, 1834	Omali exc	32	22	1	9	19	8	5	9	8
101	<i>Phloeonomus lapponicus</i> (Zetterstedt, 1838)	Phlo lap	8		4	4	3	3	2	1	7
102	<i>Phloeonomus punctipennis</i> Thomson, 1867	Phlo pun	1			1			1		1
103	<i>Phloeonomus sjoeborgi</i> Strand, 1937	Phlo sjo	10		1	9	2	2	6		8
104	<i>Deliphrum tectum</i> (Paykull, 1789)	Deli tec	22	19	1	2	8	6	8	4	12

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
105 <i>Anthobium melanocephalum</i> (Illiger, 1794)	Anth mel	9	8	1		6	3		1	5	3
106 <i>Olophrum fuscum</i> (Gravenhorst, 1806)	Olop fus	113	113			101	8	4	16	72	25
107 <i>Olophrum rotundicolle</i> (Sahlberg, 1830)	Olop rot	364	364			302	44	18	1	332	31
108 <i>Arpedium quadrum</i> (Gravenhorst, 1806)	Arpe qua	2867	2863		4	1383	1456	28	1164	382	1321
109 <i>Eucnecosum brachypterum</i> (Gravenhorst, 1802)	Eucn bra	933	933			815	98	20	487	203	243
110 <i>Acidota crenata</i> (Fabricius, 1792)	Acid cre	63	60		3	7	51	5	8	33	22
111 <i>Acidota cruentata</i> (Mannerheim, 1830)	Acid cru	3	3				3			2	1
112 <i>Lesteva monticola</i> Kiesenwetter, 1847	Lest mon	125	125			59	17	49	4	104	17
113 <i>Anthophagus omalinus</i> Zetterstedt, 1828	Anth oma	7867	1226352	1393	3339	3839	689	930	4227	2710	
114 <i>Anthophagus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	Anth car	7	4	3		5	1	1	1		6
115 <i>Boreaphilus henningianus</i> Sahlberg, 1832	Bore hen	42	42			17	13	12		29	13
116 <i>Syntomium aeneum</i> (Müller, 1821)	Synt aen	54	11	6	37	8	26	20	15	16	23
117 <i>Oxytelus laqueatus</i> (Marsham, 1802)	Oxyt laq	11	1		10	3	5	3	5	1	5
118 <i>Anotylus rugosus</i> (Fabricius, 1775)	Anot rug	1			1		1			1	
119 <i>Trichophya pilicornis</i> (Gyllenhal, 1810)	Trio pil	1			1			1		1	
120 <i>Mycetoporus monticola</i> Fowler, 1888	Myce mon	18	18			9	9		3	10	5
121 <i>Mycetoporus lepidus</i> (Gravenhorst, 1802)	Myce lep	366	328	2	36	59	156	151	80	72	214
122 <i>Mycetoporus clavicornis</i> (Stepens, 1832)	Myce cla	2	2			1	1			2	
123 <i>Mycetoporus niger</i> Fairmaire & Lab., 1856	Myce nig	44	44			27	13	4	18	1	25
124 <i>Mycetoporus maerkeli</i> Kraatz, 1857	Myce mae	10	7		3		2	8	3	5	2
125 <i>Mycetoporus punctus</i> (Gravenhorst, 1806)	Myce pun	1	1				1		1		
126 <i>Mycetoporus rufescens</i> (Stephens, 1832)	Myce ruf	512	511	1		333	123	56	57	296	159
127 <i>Ischnosoma splendidum</i> (Gravenhorst, 1806)	Isch spl	101	101			33	28	40	18	43	40
128 <i>Bryoporus cernuus</i> (Gravenhorst, 1806)	Bryo cer	1	1					1	1		
129 <i>Bryoporus punctipennis</i> Thomson, 1861	Bryo pun	17	13		4	3	7	7	1	11	5
130 <i>Lordithon thoracicus</i> (Fabricius, 1777)	Lord tho	345	25	317	3	296	46	3	45	174	126
131 <i>Lordithon trinotatus</i> (Erichson, 1839)	Lord tri	4		1	3	3	1		1	3	
132 <i>Lordithon lunulatus</i> (Linnaeus, 1761)	Lord lun	15	2	8	5	7	5	3	3	6	6
133 <i>Lordithon speciosus</i> (Erichson, 1839)	Lord spe	11			11	5	3	3	1	3	7
134 <i>Bolitobius cingulatus</i> Mannerheim, 1830	Bolb cin	27	27			5	18	4	9	10	8
135 <i>Bolitobius castaneus</i> (Stephens, 1832)	Bolb cas	6	5		1	2	2	2	2	1	3
136 <i>Sepedophilus littoreus</i> (Linnaeus, 1758)	Sepe lit	11		2	9	6	2	3		7	4
137 <i>Sepedophilus constans</i> (Fowler, 1832)	Sepe con	1			1		1		1		
138 <i>Tachinus signatus</i> (Gravenhorst, 1802)	Tach sig	1		1		1					1
139 <i>Tachinus elegans</i> Eppelsheim, 1893	Tach ele	32	26		6	23	4	5	12	10	10
140 <i>Tachinus pallipes</i> Gravenhorst, 1806	Tach pal	6203	6062	48	93	3243	1003	1957	1720	2513	1970
141 <i>Tachinus proximus</i> Kraatz, 1855	Tach pro	139	93	9	37	85	42	12	27	71	41
142 <i>Tachinus rufipennis</i> Gyllenhal, 1810	Tach ruf	7	6		1	5	2		1	4	2
143 <i>Tachinus laticollis</i> Gravenhorst, 1802	Tach lat	1137	1094	6	37	522	284	331	327	240	570
144 <i>Tachinus elongatus</i> Gyllenhal, 1810	Tach elo	109	90		19	28	19	62	22	19	68
145 <i>Aleochara brevipennis</i> Gravenhorst, 1806	Aleo bre	2	1		1	1		1			2
146 <i>Aleochara lanuginosa</i> (Gravenhorst, 1802)	Aleo lan	1			1			1			1
147 <i>Aleochara moerens</i> Gyllenhal, 1827	Aleo moe	5	2	1	2	2		3		3	2
148 <i>Oxypoda lugubris</i> Kraatz, 1856	Oxyp lug	332	332			72	221	39	59	62	211
149 <i>Oxypoda procerula</i> Mannerheim, 1830	Oxyp pro	38	38			20	12	6	14	6	18
150 <i>Oxypoda nigricornis</i> Motschulsky, 1860	Oxyp nig	4		3	1		4			3	1
151 <i>Oxypoda vittata</i> Märkel, 1842	Oxyp vit	19	19			9	4	6	4	9	6
152 <i>Oxypoda spectabilis</i> Märkel, 1842	Oxyp spe	56	55	1		17	39		12	22	22
153 <i>Oxypoda funebris</i> Kraatz, 1856	Oxyp fun	16	16			7	7	2		5	11
154 <i>Oxypoda skalitzkyi</i> Bernhauer, 1902	Oxyp ska	96	94		2	69	17	10	30	22	44
155 <i>Oxypoda umbrata</i> (Gyllenhal, 1810)	Oxyp umb	25	17		8	5	13	7	5	2	18
156 <i>Oxypoda hansseni</i> Strand, 1946	Oxyp han	1	1					1			1
157 <i>Oxypoda alternans</i> (Gravenhorst, 1802)	Oxyp alt	9	3	2	4	2	3	4		6	3
158 <i>Oxypoda annularis</i> Mannerheim, 1830	Oxyp ann	604	603	1		413	52	139	88	218	298
159 <i>Acrostiba borealis</i> Thomson, 1858	Acri bor	833	318	7	508	207	284	342	232	166	435
160 <i>Ichnoglossa elegantula</i> (Mannerheim, 1830)	Ichn ele	50		2	48	11	8	31	8	24	18
161 <i>Haploglossa villosula</i> (Stephens, 1832)	Hapl vil	4			4	2		2		2	2
162 <i>Mniusa incrassata</i> (Mulsant & Rey, 1852)	Mniu inc	7	7			6	1			3	4
163 <i>Phloeopora testacea</i> (Mannerheim, 1830)	Phlp tes	1			1			1			1

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
164 <i>Aloconota gregaria</i> (Erichson, 1839)	Aloc gre	1	1			1					1
165 <i>Liogluta micans</i> (Mulsant & Rey, 1852)	Liog mic	8485	8485			4916	1426	2143	2114	2210	4161
166 <i>Liogluta microptera</i> (Thomson, 1867)	Liog mit	167	166	1		122	23	22	77	25	65
167 <i>Liogluta granigera</i> (Kiesenwetter, 1850)	Liog gra	233	233			131	97	5	21	136	76
168 <i>Liogluta alpestris</i> (Heer, 1839)	Liog alp	20	20			9	10	1	8	1	11
169 <i>Geostiba circellaris</i> (Gravenhorst, 1802)	Geos cir	1	1			1					1
170 <i>Dadobia immersa</i> (Erichson, 1837)	Dado imm	3			3	1		2	1	1	1
171 <i>Cadaverota cadaverina</i> (Bris. de Barneville, 1860)	Cada cad	5			5	2	2	1		3	2
172 <i>Philhygra arctica</i> (Thomson, 1856)	Athe arc	21	21			16	4	1		15	6
173 <i>Philhygra malleus</i> Joy, 1913	Athe mal	1			1			1		1	
174 <i>Atheta boreella</i> Brundin, 1948	Athe bor	3			3	1	1	1		1	2
175 <i>Atheta subtilis</i> (Scriba, 1866)	Athe sut	9	4		5	7	1	1	1	3	5
176 <i>Atheta mymecobia</i> (Kraatz, 1856)	Athe myr	32	14		18	14	8	10	9	5	18
177 <i>Atheta fungi</i> (Gravenhorst, 1806)	Athe fun	2	1		1	1		1			2
178 <i>Atheta lateralis</i> (Mannerheim, 1830)	Athe lat	3058	3034	1	23	584	567	1907	701	504	1853
179 <i>Atheta sodalis</i> (Erichson, 1837)	Athe sod	49	46		3	20	2	27	7	18	24
180 <i>Atheta flavipes</i> (Gravenhorst, 1806)	Athe fla	7	1		6	3		4	1	3	3
181 <i>Atheta subglabra</i> (Sharp, 1869)	Athe sug	7		1	6	4	1	2	3	1	3
182 <i>Atheta nigripes</i> (Thomson, 1856)	Athe nig	1			1			1			1
183 <i>Atheta cinnamoptera</i> (Thomson, 1856)	Athe cin	16	3		13	7	7	2	3	4	9
184 <i>Atheta picipennis</i> (Mannerheim, 1843)	Athe pic	9		2	7	9			1	6	2
185 <i>Atheta parapicipennis</i> Brundin, 1954	Athe par	1	1			1				1	
186 <i>Atheta eremita</i> (Rye, 1866)	Athe ere	1			1			1			1
187 <i>Atheta laevana</i> (Mulsant & Rey, 1852)	Athe lae	13	3		10	2	10	1	5	1	7
188 <i>Atheta hypnorum</i> (Kiesenwetter, 1850)	Athe hyp	97	89		8	21	41	35	13	59	25
189 <i>Atheta laevicauda</i> J. Sahlberg, 1876	Athe lai	5	1	2	2	1	3	1		4	1
190 <i>Atheta brunneipennis</i> (Thomson, 1852)	Athe bru	37	34		3	17	8	12	8	15	14
191 <i>Atheta incognita</i> (Sharp, 1869)	Athe inc	93	17	1	75	45	28	20	12	44	37
192 <i>Atheta procera</i> (Kraatz, 1856)	Athe pro	75	10	18	47	41	24	10	19	30	26
193 <i>Atheta allocera</i> Eppelsheim, 1893	Athe all	15	7		8	4	6	5	1	4	10
194 <i>Atheta diversa</i> (Sharp, 1869)	Athe div	1	1				1		1		
195 <i>Atheta pilicornis</i> (Thomson, 1852)	Athe pil	38	31		7	23	8	7	14	6	18
196 <i>Atheta boleticola</i> J. Sahlberg, 1876	Athe bol	2	1		1	2					2
197 <i>Atheta crassicornis</i> (Fabricius, 1792)	Athe cra	8	5	1	2	2	6		1	2	5
198 <i>Atheta nigricornis</i> (Thomson, 1852)	Athe nic	15		8	7	2	7	6	2	2	11
199 <i>Atheta picipes</i> (Thomson, 1856)	Athe pie	42		1	41	18	17	7	3	11	28
200 <i>Atheta monticola</i> (Thomson, 1852)	Athe mon	3			3		2	1		1	2
201 <i>Atheta excellens</i> (Kraatz, 1856)	Athe exc	7		4	3	4	1	2		3	4
202 <i>Anopleta corvina</i> (Thomson, 1856)	Athe cor	8			8	4	3	1	1	3	4
203 <i>Dinaraea arcana</i> (Erichson, 1837)	Dina arc	26	1	1	24	5	3	18	9	10	7
204 <i>Lyprocorrhe anceps</i> (Erichson, 1837)	Lypr anc	1			1			1		1	
205 <i>Acrotona parvula</i> (Mannerheim, 1830)	Acro par	1			1			1	1		
206 <i>Zyras humeralis</i> (Gravenhorst, 1802)	Zyra hum	3428	3427		1	845	974	1609	1910	646	872
207 <i>Lomechusa pubicollis</i> (Bris. de Barneville, 1860)	Lome pub	1			1		1			1	
208 <i>Gyrophaena strictula</i> Erichson, 1839	Gyro str	1			1	1					1
209 <i>Gyrophaena boleti</i> (Linnaeus, 1758)	Gyro bol	1			1	1					1
210 <i>Bolitochara mulsanti</i> Sharp, 1875	Boli mul	43	43			33	7	3	8	14	21
211 <i>Leptusa pulchella</i> (Mannerheim, 1830)	Lept pul	58	18	1	39	25	6	27	18	22	18
212 <i>Leptusa fumida</i> (Erichson, 1839)	Lept fum	6			6		6			4	2
213 <i>Placusa tachyporoides</i> Waltl, 1838	Plac tac	2		2		1	1			1	1
214 <i>Placusa incompleta</i> Sjöberg, 1934	Plac inc	1			1		1				1
215 <i>Placusa suecica</i> Johnson & Lundberg, 1977	Plac sue	9		4	5	3	1	5	1	2	6
216 <i>Autalia impressa</i> (Oliver, 1795)	Aut imp	9	8	1		9				9	
217 <i>Autalia puncticollis</i> Sharp, 1864	Aut pun	1			1		1				1
218 <i>Myllaena intermedia</i> Erichson, 1837	Myll int	2	1		1		1	1	1		1
219 <i>Myllaena brevicornis</i> (Matthews, 1838)	Myll bre	3	3					3	1		2
220 <i>Stenus impressus</i> Germar, 1824	Sten imp	123	122	1		83	27	13	29	61	33
221 <i>Bibloporus bicolor</i> (Denny, 1825)	Bibl bic	89			89	47	27	15	24	26	39
222 <i>Euplectus decipiens</i> Raffray, 1910	Eupl dec	10			10	4	2	4	1	5	4

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
223 <i>Euplectes karsteni</i> (Reichenbach, 1816)	Eupl kar	22			22	14	3	5	5	10	7
224 <i>Bryaxis bulbifer</i> (Reichenbach, 1816)	Brya bul	1			1	1				1	
Geotrupidae											
225 <i>Geotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)	Geot ste	2	2				1	1			2
Scarabaeidae											
226 <i>Aphodius rufipes</i> (Linnaeus, 1758)	Apho ruf	69	4		65	15	23	31	16	20	33
227 <i>Aphodius depressus</i> (Kugelann, 1792)	Apho dep	62	2		60	6	19	37	25	5	32
228 <i>Aphodius tenellus</i> Say, 1823	Apho ten	4			4	2	2		1	1	2
229 <i>Aphodius borealis</i> Gyllenhal, 1827	Apho bor	4			4	2	1	1	1	1	2
230 <i>Aphodius nemoralis</i> Erichson, 1848	Apho nem	8			8	3	2	3	2	3	3
231 <i>Aphodius lapponum</i> Gyllenhal, 1806	Apho lap	65	4		61	7	33	25	20	15	30
232 <i>Aphodius piceus</i> Gyllenhal, 1806	Apho pic	2			2		1	1	1	1	
233 <i>Aphodius scybalarius</i> (Fabricius, 1781)	Apho scy	1			1	1					1
234 <i>Serica brunnea</i> (Linnaeus, 1758)	Seri bru	2		2		2				2	
235 <i>Trichius fasciatus</i> (Linnaeus, 1758)	Tric fas	2			2	2				2	
Hydrophilidae											
236 <i>Cercyon impressus</i> (Sturm, 1807)	Cerc imp	31	1		30	3	18	10	10	3	18
237 <i>Cercyon melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Cerc mel	5			5		1	4		1	4
238 <i>Cercyon pygmaeus</i> (Illiger, 1801)	Cerc pyg	1			1			1			1
239 <i>Cercyon lateralis</i> (Marsham, 1802)	Cerc lat	2			2			2			2
240 <i>Megasternum obscurum</i> (Marsham, 1802)	Megs obs	129	114		15	93	19	17	26	51	52
Sphaeritidae											
241 <i>Sphaerites glabratus</i> (Fabricius, 1792)	Spha gla	162	147		15	24	88	50	33	72	57
Histeridae											
242 <i>Dendrophilus pygmaeus</i> (Linnaeus, 1758)	Dend pyg	1			1			1			1
Clambidae											
243 <i>Clambus punctulum</i> (Beck, 1817)	Clam pun	1	1			1				1	
Scirtidae											
244 <i>Cyphon coarctatus</i> Paykull, 1799	Cyph coa	19		12	7	8	9	2	2	13	4
245 <i>Cyphon kongsbergensis</i> Munster, 1924	Cyph kon	1			1	1				1	
246 <i>Cyphon variabilis</i> (Thunberg, 1787)	Cyph var	5		5		4	1		2		3
247 <i>Cyphon pubescens</i> (Fabricius, 1792)	Cyph pub	1			1			1			1
248 <i>Cyphon padi</i> (Linnaeus, 1758)	Cyph pad	13		9	4	5	4	4	4	4	5
Elateridae											
249 <i>Athous subfuscus</i> (Müller, 1764)	Atho suf	155	8	54	93	21	68	66	11	99	45
250 <i>Denticollis linearis</i> (Linnaeus, 1758)	Dent lin	3		1	2		2	1		3	
251 <i>Liotrichus affinis</i> (Paykull, 1800)	Liot aff	198		16	182	8	79	111	23	127	48
252 <i>Orithales serraticornis</i> (Paykull, 1800)	Orit ser	1			1			1		1	
253 <i>Selatosomus impressus</i> (Fabricius, 1792)	Sela imp	1			1			1		1	
254 <i>Ampedus tristis</i> (Linnaeus, 1758)	Ampe tri	1			1			1			1
255 <i>Ampedus nigrinus</i> (Herbst, 1784)	Ampe nig	10			10	2		8	1	8	1
256 <i>Sericus brunneus</i> (Linnaeus, 1758)	Seru bru	1			1			1		1	
257 <i>Melanotus castanipes</i> (Paykull, 1800)	Mela cas	1			1			1	1		
Lycidae											
258 <i>Dictyoptera aurora</i> (Herbst, 1784)	Dict aur	24		7	17	7	9	8	5	11	8
259 <i>Platycis minuta</i> (Fabricius, 1787)	Plat min	5		4	1	3	1	1		5	
Cantharidae											
260 <i>Podabrus alpinus</i> (Paykull, 1798)	Poda alp	81	5	62	14	59	19	3	16	19	46
261 <i>Cantharis pellucida</i> Fabricius, 1792	Cant pel	3		3		3				3	
262 <i>Cantharis paludosa</i> Fallén, 1807	Cant pal	1		1		1					1
263 <i>Rhagonycha limbata</i> Thomson, 1864	Rhan lim	1		1		1			1		
264 <i>Rhagonycha atra</i> (Linnaeus, 1767)	Rhan atr	224	2	191	31	107	108	9	30	115	79
265 <i>Absidia schoenherri</i> (Dejean, 1837)	Absi sch	1779	65	1584	130	1108	600	71	183	822	774
266 <i>Malthinus biguttatus</i> (Linnaeus, 1758)	Malh big	14		10	4	9	3	2	3	7	4

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
267 <i>Malthinus frontalis</i> (Marsham, 1802)	Malh fro	2		1	1	2				1	1
268 <i>Malthodes marginatus</i> (Latreille, 1806)	Malt mar	47	1	46		46	1		3	15	29
269 <i>Malthodes guttifer</i> Kiesenwetter, 1852	Malt gut	8		8		6	2		3	1	4
270 <i>Malthodes flavoguttatus</i> Kiesenwetter, 1852	Malt fla	17	2	15		13	4		1	6	10
271 <i>Malthodes brevicollis</i> (Paykull, 1798)	Malt bre	42		39	3	32	10		5	28	9
272 <i>Malthodes fuscus</i> (Waltl, 1838)	Malt fus	907	23	842	42	820	66	21	160	360	387
273 <i>Malthodes pumilus</i> (Brebbison, 1835)	Malt pum	1			1	1					1
Anobidae											
274 <i>Ptinus fur</i> (Linnaeus, 1758)	Ptin fur	1			1		1			1	
275 <i>Dorcatoma punctulata</i> Mulsant & Rey, 1864	Dorc pun	1			1			1		1	
Lymexilidae											
276 <i>Hylecoetus dermestoides</i> (Linnaeus, 1761)	Hyle der	140		65	75	84	28	28	36	78	26
Cleridae											
277 <i>Thanasimus femoralis</i> (Zetterstedt, 1828)	Than fem	1			1			1			1
Aspidiphoridae											
278 <i>Aspidiphorus orbiculatus</i> (Gyllenhal, 1808)	Arpi orb	8		6	2	4	3	1	1	5	2
Brachypteridae											
279 <i>Kateretes pusillus</i> (Thunberg, 1794)	Kate pus	1			1			1			1
Nitidulidae											
280 <i>Epuraea aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	Epur aes	167	3	4	160	55	59	53	25	82	60
281 <i>Epuraea thoracica</i> Tournier, 1872	Epur tho	4			4		1	3		3	1
282 <i>Epuraea angustula</i> Sturm, 1844	Epur ang	58	3	6	49	17	14	27	8	13	37
283 <i>Epuraea binotata</i> Reitter, 1872	Epur bin	2			2	2					2
284 <i>Epuraea oblonga</i> (Herbst, 1793)	Epur obl	1			1		1		1		
285 <i>Epuraea boreella</i> (Zetterstedt, 1828)	Epur bor	72	20	4	48	41	13	18	17	19	36
286 <i>Epuraea bickhardti</i> Sainte-Claire Deville, 1906	Epur bic	15	3		12		6	9	2	6	7
287 <i>Epuraea laeviuscula</i> (Gyllenhal, 1827)	Epur lae	10			10	1	4	5	5	3	2
288 <i>Epuraea melina</i> Erichson, 1843	Epur mel	3		1	2	3			1	2	
289 <i>Epuraea rufomarginata</i> (Stephens, 1830)	Epur ruf	6			6		2	4	1	3	2
290 <i>Epuraea pygmaea</i> (Gyllenhal, 1808)	Epur pyg	446	116	6	324	133	46	267	155	141	150
291 <i>Epuraea variegata</i> (Herbst, 1793)	Epur var	2	1		1	2			1		1
292 <i>Omosita depressa</i> (Linnaeus, 1758)	Omos dep	1			1			1	1		
293 <i>Pocadius ferrugineus</i> (Fabricius, 1775)	Poca fer	1			1		1			1	
294 <i>Thalycra fervida</i> (Oliver, 1790)	Thal fer	1	1					1	1		
295 <i>Glischrochilus hortensis</i> (Geoffroy, 1785)	Glis hor	1	1					1	1		
296 <i>Glischrochilus quadripunctatus</i> (L., 1758)	Glis qua	20		3	17	7	5	8	3	6	11
297 <i>Pityophagus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1761)	Pity fer	29	4		25	11	7	11	6	15	8
Monotomidae											
298 <i>Rhizophagus parallellocollis</i> Gyllenhal, 1827	Rhiz par	1			1			1			1
299 <i>Rhizophagus ferrugineus</i> (Paykull, 1800)	Rhiz fer	158	27	3	128	64	34	60	38	70	50
300 <i>Rhizophagus dispar</i> (Paykull, 1800)	Rhiz dis	108	62	6	40	55	19	34	30	43	35
301 <i>Rhizophagus nitidulus</i> (Fabricius, 1798)	Rhiz nit	56		2	54	12	32	12	4	26	26
302 <i>Rhizophagus parvulus</i> (Paykull, 1800)	Rhiz pav	6			6	1		5	3	1	2
303 <i>Rhizophagus cribratus</i> Gyllenhal, 1827	Rhiz cri	1			1		1				1
304 <i>Monotoma angusticollis</i> (Gyllenhal, 1827)	Mono ang	1			1			1			1
Cucujidae											
305 <i>Dendrophagus crenatus</i> (Paykull, 1799)	Dena cre	43		1	42	8	7	28	7	20	16
Cryptophagidae											
306 <i>Henoticus serratus</i> (Gyllenhal, 1808)	Heno ser	1	1			1			1		
307 <i>Cryptophagus abietis</i> (Paykull, 1798)	Cryp abi	847	19	457	371	462	252	133	190	290	367
308 <i>Cryptophagus longitarsis</i> J. Sahlberg, 1900	Cryp lon	61	1	25	35	29	12	20	18	13	30
309 <i>Cryptophagus badius</i> Sturm, 1845	Cryp bad	23		2	21	13	6	4	13	5	5
310 <i>Cryptophagus confertus</i> Casey, 1900	Cryp con	1		1			1		1		
311 <i>Cryptophagus lapponicus</i> Gyllenhal, 1827	Cryp lap	5		1	4	2	2	1	3	1	1

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Stofr.
312 <i>Cryptophagus dentatus</i> (Herbst, 1793)	Cryp den	1			1	1				1	
313 <i>Cryptophagus scanicus</i> (Linnaeus, 1758)	Cryp sca	209	34	126	49	178	20	11	52	37	120
314 <i>Cryptophagus setulosus</i> Sturm, 1845	Cryp set	25	25			19	4	2	6	4	15
315 <i>Spavius glaber</i> (Gyllenhal, 1808)	Spav gla	3	3					3			3
316 <i>Caenoscelis ferruginea</i> (Sahlberg, 1820)	Caen fer	17	17			12	2	3	11	3	3
317 <i>Atomaria impressa</i> Erichson, 1846	Atom imp	1			1		1				1
318 <i>Atomaria ornata</i> Heer, 1841	Atom orn	751	125	5	621	334	26	391	149	236	366
319 <i>Atomaria peltata</i> Kraaz, 1853	Atom pel	2	2			1		1			2
320 <i>Atomaria hislopi</i> Wollaston, 1857	Atom his	1	1			1					1
321 <i>Atomaria turgida</i> Erichson, 1846	Atom tur	15	2		13	9	2	4	1	5	9
322 <i>Atomaria alpina</i> Heer, 1841	Atom alp	1			1			1		1	
323 <i>Atomaria badia</i> Erichson, 1846	Atom bad	1			1	1					1
324 <i>Atomaria affinis</i> (F. Sahlberg, 1834)	Atom aff	1			1		1			1	
325 <i>Atomaria bella</i> Reitter, 1875	Atom bel	1			1			1	1		
326 <i>Atomaria pulchra</i> Erichson, 1846	Atom pul	173	145	5	23	129	21	23	80	43	50
327 <i>Atomaria atrata</i> Reitter, 1875	Atom atr	22	4	3	15	14	8		3	8	11
328 <i>Atomaria procerula</i> Erichson, 1846	Atom pro	3	1		2	1		2	1	1	1
Erotylidae											
329 <i>Triplax scutellaris</i> Charpentier, 1825	Trip scu	19		1	18	10	3	6	6	7	6
330 <i>Triplax aenea</i> (Schaller, 1783)	Trip aen	9			9	1	4	4	1	7	1
Byturidae											
331 <i>Byturus tomentosus</i> (De Geer, 1774)	Bytu tom	27			27	8	3	16	5	16	6
Cerylonidae											
332 <i>Cerylon histeroideus</i> (Fabricius, 1792)	Cery his	8			8	7	1			4	4
333 <i>Cerylon ferrugineum</i> Stephens, 1830	Cery fer	136			136	75	21	40	47	41	48
Endomychidae											
334 <i>Endomychus coccineus</i> (Linnaeus, 1758)	Endo coc	6		3	3	1	2	3	2		4
Coccinellidae											
335 <i>Myzia oblongoguttata</i> (Linnaeus, 1758)	Myzi obl	1		1			1			1	
Corylophidae											
336 <i>Orthoperus atomus</i> (Gyllenhal, 1808)	Ortp ato	2			2	1		1	1		1
Corticariidae											
337 <i>Latridius consimilis</i> Mannerheim, 1844	Latr con	9		4	5	6	2	1		2	7
338 <i>Latridius minutus</i> (Linnaeus, 1767)	Latr min	20	2	13	5	11	7	2	6	8	6
339 <i>Enicmus fungicola</i> Thomson, 1868	Enic fun	258		3	255	111	36	111	84	98	76
340 <i>Enicmus rugosus</i> (Herbst, 1793)	Enic rug	19		3	16	13	1	5	8	5	6
341 <i>Stephostethus rugicollis</i> (Olivier, 1790)	Step rug	100	8	5	87	52	20	28	22	40	38
342 <i>Aridius nodifer</i> (Westwood, 1839)	Arid nod	9		3	6	4	5			6	3
343 <i>Corticaria abietorum</i> Motschulsky, 1867	Cori abi	37	2	21	14	13	17	7	7	14	16
344 <i>Corticaria interstitialis</i> Mannerheim, 1844	Cori int	23	2		21	4	6	13	8	8	7
345 <i>Corticaria rubripes</i> Mannerheim, 1844	Cori rub	3			3		3		2	1	
346 <i>Corticarina obfusca</i> Strand, 1937	Cort obf	1			1	1			1		
Ciidae											
347 <i>Cis lineatocribratus</i> Mellié, 1848	Cis lin	13	12		1	3	3	7	2	5	6
348 <i>Cis nitidus</i> (Fabricius, 1792)	Cis nit	4	1		3	1	1	2	1	2	1
349 <i>Cis jacquemarti</i> Mellié, 1848	Cis jac	4		1	3	1	1	2	2	1	1
350 <i>Cis hispidus</i> (Paykull, 1798)	Cis his	6			6	3	1	2		4	2
351 <i>Cis boleti</i> (Scopoli, 1763)	Cis bol	82			82	17	17	48	11	21	50
352 <i>Cis punctulatus</i> Gyllenhal, 1827	Cis pun	4			4	2		2	1	2	1
353 <i>Cis bidentatus</i> (Oliver, 1790)	Cis bid	5			5			5		4	1
354 <i>Orthocis alni</i> (Gyllenhal, 1813)	Orth aln	2			2	1		1		2	
355 <i>Orthocis festivus</i> (Panzer, 1793)	Orth fes	14			14	3	2	9	1	3	10
356 <i>Sulcacis affinis</i> (Gyllenhal, 1827)	Sulc aff	1			1	1				1	

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
Melandryidae											
357 <i>Hallomenus binotatus</i> (Quensel, 1790)	Hall bin	7			7		4	3		4	3
358 <i>Orchesia micans</i> (Panzer, 1794)	Orch mic	2		1	1	2			1	1	
359 <i>Orchesia minor</i> Walker, 1837	Orch min	3		2	1	2		1		1	2
360 <i>Xylita laevigata</i> (Hellenius, 1786)	Xyli lae	6		1	5	1	1	4	1	3	2
361 <i>Zilora ferruginea</i> (Paykull, 1798)	Zilo fer	4			4		1	3		1	3
Oedemeridae											
362 <i>Calopus serraticornis</i> (Linnaeus, 1758)	Calo ser	1		1		1				1	
Pythidae											
363 <i>Pytho depressus</i> (Linnaeus, 1767)	Pyth dep	4			4			4	1	3	
Salpingidae											
364 <i>Rabocerus foveolatus</i> (Ljung, 1823)	Rabo fov	61		2	59	3	20	38	18	25	18
365 <i>Salpingus ruficollis</i> (Linnaeus, 1761)	Salp ruf	174			174	24	71	79	29	61	84
Scraptidae											
366 <i>Anaspis schilskyana</i> Csiki, 1915	Anas sch	2		2		2			1		1
367 <i>Anaspis rufilabris</i> (Gyllenhal, 1827)	Anas ruf	93		76	17	24	57	12	15	31	47
Cerambycidae											
368 <i>Tetropium castaneum</i> (Linnaeus, 1758)	Tetr cas	20		3	17	4	3	13	7	8	5
369 <i>Rhagium mordax</i> (De Geer, 1775)	Rhag mor	15		13	2	6	7	2	3	10	2
370 <i>Rhagium inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	Rhag inq	6		4	2		5	1		3	3
371 <i>Oxymirus cursor</i> (Linnaeus, 1758)	Oxym cur	10		8	2	4	6		2	3	5
372 <i>Molorchus minor</i> (Schreber, 1759)	Molo min	1		1		1			1		
373 <i>Pogonochaerus fasciculatus</i> (De Geer, 1775)	Pogo fas	2			2	1		1	2		
Orsodacnidae											
374 <i>Syneta betulae</i> (Fabricius, 1792)	Syne bet	136		120	16	47	82	7	1	37	98
Nemonychidae											
375 <i>Cimberis attelaboides</i> (Fabricius, 1787)	Cimb att	1			1			1		1	
Attelabidae											
376 <i>Deporaus betulae</i> (Linnaeus, 1758)	Depo bet	2		2		1	1		1	1	
Brentidae											
377 <i>Apion simile</i> Kirby, 1808	Apio sim	1		1		1			1		
Curculionidae											
378 <i>Otiorhynchus nodosus</i> (Müller, 1764)	Otio nod	135	125		10	39	35	61	40	45	50
379 <i>Otiorhynchus scaber</i> (Linnaeus, 1758)	Otio sca	1143	1105	10	28	501	268	374	405	179	559
380 <i>Otiorhynchus singularis</i> (Linnaeus, 1767)	Otio sin	1	1			1					1
381 <i>Otiorhynchus lepidopterus</i> (Fabricius, 1794)	Otio lep	51	20	24	7	27	10	14		2	49
382 <i>Polydrusus pilosus</i> Gredler, 1866	Pold pil	79	4	68	7	27	49	3	40	11	28
383 <i>Polydrusus undatus</i> (Fabricius, 1781)	Pold und	370	6	344	20	137	221	12	168	61	141
384 <i>Polydrusus ruficornis</i> (Bonsdorff, 1785)	Pold ruf	2		2			2			2	
385 <i>Miarus campanulae</i> (Linnaeus, 1767)	Miar cam	1			1	1					1
386 <i>Rhyncolus ater</i> (Linnaeus, 1758)	Rhyn ate	7	7			6	1		1		6
387 <i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	Hylo abi	54	35	16	3	27	9	18	18	26	10
388 <i>Hylobius piceus</i> (De Geer, 1775)	Hylo pic	33	30	3		10	11	12	13	9	11
389 <i>Pissodes pini</i> (Linnaeus, 1758)	Piss pin	1			1		1			1	1
390 <i>Pissodes glyllenhali</i> (Sahlberg, 1834)	Piss gyl	12	1	4	7		4	8	1	5	5
391 <i>Xylechinus pilosus</i> (Ratzeburg, 1837)	Xyle pil	29			29	7	3	19	22	3	4
392 <i>Hylurgops glabratus</i> (Zetterstedt, 1792)	Hylu gla	421	1	39	381	42	67	312	84	198	139
393 <i>Hylurgops palliatus</i> (Gyllenhal, 1813)	Hylu pal	5		1	4	3		2	1	2	2
394 <i>Hylastes brunneus</i> Erichson, 1836	Hyla bru	8			8	4	4		3	4	1
395 <i>Hylastes cunicularius</i> Erichson, 1836	Hyla cun	5129	1425	773	2931	1240	1390	2499	969	1966	2194
396 <i>Phloeotribus spinulosus</i> (Rey, 1883)	Phlu spi	5		2	3	2	1	2	1	2	2
397 <i>Polygraphus poligraphus</i> (Linnaeus, 1758)	Poly pol	15			15	6	5	4	2	7	6
398 <i>Polygraphus punctifrons</i> Thomson, 1866	Poly pun	28			28	1	7	20	4	18	6
399 <i>Crypturgus subcubrosus</i> Eggers, 1933	Cryu sub	1			1		1				1

Forts. neste side

Appendix 2. Forts.

	Kode	Total	BF	MF	VF	1994	1996	1997	Kontr.	Småfr.	Storfr.
400 <i>Crypturgus pusillus</i> (Gyllenhal, 1813)	Cryu pus	2			2	1	1		1	1	
401 <i>Crypturgus hispidulus</i> Thomson, 1870	Cryu his	17			17	11	5	1	4	8	5
402 <i>Dryocoetes alni</i> (Georg, 1856)	Dryo aln	3			3	2		1	1	1	1
403 <i>Dryocoetes autographus</i> (Ratzeburg, 1837)	Dryo aut	851	61		790	85	178	588	199	320	332
404 <i>Dryocoetes hectographus</i> Reitter, 1913	Dryo hec	946	6	2	938	86	236	624	147	353	446
405 <i>Cryphalus saltuarius</i> Weise, 1891	Cryh sal	14		2	12	2	5	7	2	3	9
406 <i>Trypodendron domesticum</i> (Linnaeus, 1758)	Tryp dom	46		3	43	19	16	11	13	12	21
407 <i>Trypodendron lineatum</i> (Olivier, 1795)	Tryp lin	1021	4	20	997	544	213	264	258	376	387
408 <i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus, 1761)	Pity cha	25		4	21	9	4	12	2	11	12
409 <i>Ips typographus</i> (Linnaeus, 1758)	Ips typ	26	1		25	17	2	7	1	20	5
Sum		83644	56460	12302	14882	36119	21123	26402	21029	27929	34686