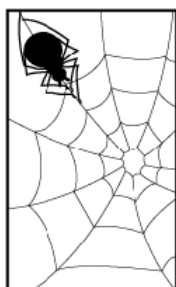


Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2008: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 135

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Deltakende institusjoner: NINA, Norsk institutt for skog og landskap, Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Norsk institutt for naturforskning

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2008: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2009. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 490. 167 s.

Oslo, juli 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2062-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Adm.dir. Norunn Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Reidar Hindrum

NØKKEWORD

Terrestrisk miljø – overvåking – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – arts-sammensetning

KEY WORDS

Terrestrial environment – monitoring – ground vegetation - epiphytes – small mammals – birds – reproduction – population variation – species composition

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

NO-7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalleen 21

NO-0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkelgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Framstad, E (red.) 2009. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 490. 167 s.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) i 2008 viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger, samt til naturlige variasjoner. Endringer i artssammensetningen for markvegetasjonen i Gutulia og Dividalen viser framgang for varmekjære og noe mer næringskrevende karplantearter, noe som kan tyde på et varmere klima og ev. noe bedre næringstilgang fra lokale kilder (jf bjørkemålere i Dividalen). Det er ikke påvist noen effekt av nitrogengjødsling i granskogsområdene i Solhomfjell og Rausjømarka. I begge disse områdene reflekterer framgang for store moser trolig en effekt av mildere klima og lengre vekstsesong. Det var tilsvarende framgang for moser i Dividalen, men i Gutulia viste mosene tilbakegang. Endringer i artssammensetningen av lav på trær i Gutulia og Dividalen tyder også på effekter av et mildere klima i overvåkingsperioden. Hekkesesongen for svarthvit fluesnapper startet noe tidligere i sørlige områder i 2008 og reflekterte høyere middeltemperatur i mai. For bestandsnivå og produksjon hos fugl og smågnagere er det ikke funnet indikasjoner på negative effekter av forurensninger. Overvåkingsområdene gjennomgår endringer i utmarksbruk, og markvegetasjonen i noen områder viser spor av beiting av sau eller tamrein. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning av lirype. Det er heller ikke observert noen fremmede arter i overvåkingsområdene. Det er observert noen få truede og sårbare arter, i hovedsak fuglearter. Observerte endringer hos smågnagere har ikke vært helt som forventet i alle områder, og mer omfattende analyser trengs for å belyse dette.

Markvegetasjonen har siden oppstart i 1988 blitt overvåket i 11 områder i granskog (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Universitetet i Oslo) og i 6 områder i bjørkeskog (i regi av NINA). Markvegetasjonen i disse områdene registreres hvert 5. år ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. I Gutulia har mengden gras og urter gått noe fram, mens mose- og lavararter har gått til dels betydelig tilbake i tidligere 5-årsperioder. I Dividalen har mer varmekjære og næringskrevende karplanterarter gått noe fram, mens nitrogenfølsomme lav har gått tilbake. I Solhomfjell var det fortsatt framgang for store moser, spesielt etasjemose, mens flere karplanterarter har gått tilbake. I Rausjømarka er det også økning for enkelte store moser (bl.a. etasjemose), en klar tilbakegang for små moser og en viss tilbakegang for karplanter. Framgangen for moser i de sørlige granskogsområdene er konsistent med observasjonene fra flere av overvåkingsområdene i sør og kan knyttes til mildere klima og lengre vekstsesong gjennom overvåkingsperioden. Endringene for karplanter i granskogsområdene er vanskelige å knytte til noen bestemt årsaksfaktor.

I de 17 områdene med overvåking av markvegetasjonen har de noe mer basekrevende artene gaukesyre og fugletelg vist tilbakegang i sørlige områder fram til 1998, noe som er konsistent med en tidsforskjøvet respons på langvarig jordforsuring og utarming av jorda. For fugletelg har tilbakegangen fortsatt i flere områder også etter 1998, mens gaukesyre har hatt framgang i flere områder. Graset smyle har hatt framgang i flere av de sørlige områdene, noe som kan knyttes til en gjødslingseffekt ved nitrogentilførsel i nedbøren. Framgang for smyle i fjellbjørkeskog kan også knyttes til lokal påvirkning fra bjørkemålerangrep. I de fleste av områdene, unntatt helt i nord, har etasjemose hatt klar framgang sammen med andre større moser, noe som kan knyttes til lengre og mildere høster de siste 20 årene.

Epifyttvegetasjonen (lav, moser, sopp, alger) på stammer av bjørk (furu i Solhomfjell) blir kartlagt med 5 års mellomrom i TOV-områdene. I 2008 ble epifytter igjen kartlagt i overvåkingsområdene i Gutulia og Dividalen. Dekningen av lav har alltid vært høy i disse områdene, men har likevel økt i perioden 1993-2008. Særlig deknningen av de mer varmekjære artene vanlig kvistlav og gul stokklav har økt, noe som kan knyttes til en trend mot mildere klima og lengre vekstsesong. Andel skadd lav har også gått ned.

For kongeørn viser tidsseriene (1990/93-2008) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. For kongeørn registrerte vi en produksjon på <0,5 unger pr territorium for 5

av 6 områder, der Åmotsdalen hadde lavest og Børgefjell høyest produksjon (hhv 0,40 og 0,77 unger pr territorium). For jaktfalk var det i 2008 middels produksjon av unger i alle tre områdene (Børgefjell 0,7, Åmotsdalen 0,9, Møsvatn 0,8 unger pr territorium).

I 2008 var det godt tilslag for svarthvit fluesnapper i fuglekassene i Åmotsdalen, mens det var nokså få par som brukte kassene i Lund, Solhomfjell og særlig i Gutulia. De parene som hekket, hadde nokså god produksjon, unntatt i Gutulia der 3 av 5 reir ble forlatt før ungene var flygedyktige. Det har ikke vært systematiske forskjeller mellom nordlige og sørlige områder de siste 10 årene. Takseringene av spurvefugler de siste 18 årene viser ingen forskjeller i bestandsvariasjoner mellom de to sørlige og mest forurensede områdene og de fem områdene lengre nord. Antall observasjoner av regulært forekommende spurvefuglarter var i 2008 lavere enn i foregående år for samtlige områder, men fremdeles med verdier høyere enn medianen for 1991-2007 for 4 av områdene. For artene med mest typisk invasionsartet opptreden registrerte vi en klar nedgang i bestandene for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik i områdene i sentrale deler av Norge, mens det var økning i sør (Lund, Solhomfjell, Møsvatn) og i nord (Dividalen). Det ble registrert lite frø på bjørk i alle områdene, men en økning i mengden målerlarver i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn. Vi har ingen klar årsak til de lave observasjonstallene for spurvefugl i 2008.

Et arealrepresentativt nettverk med ca 500 takseringsruter for bestandsovervåking av terrestriske hekkfugler er planlagt for landet. Hittil er det etablert slike rutenett i Midt-Norge, Øst-Norge, Sørlandet og Vestlandet, der hhv 85, 89, 55 og 34 statistisk representative takseringsruter er valgt ut. For 2008 er det hittil rapportert takseringer for hhv 60, 73, 48 og 32 av disse rutene i Midt-Norge, Øst-Norge, Sørlandet og Vestlandet, med observasjon av 160 identifiserte arter og ca 26 600 'par' fugler knyttet til disse rutene. Dette gir i snitt ca 125 par pr rute. Løvsanger er gjennomgående mest vanlige art (15-24 % av observasjonene), men ellers varierer de mest dominante artene noe mellom regionene. Tellingene så langt indikerer at ca 60 arter er så vanlige at vi vil kunne få holdbar informasjon om deres bestandsendringer på landsbasis innenfor en 10-årsperiode. Rundt 25 arter av spurvefugl, heilo og enkeltbekkasin, samt flaggspett, ringdue, gjøk og fiskemåke er tilstrekkelig vanlige til å få holdbare resultater på regionalt nivå. For arter sterkt tilknyttet jordbrukslandskapet, er det behov for å fortette rutenettet for å få holdbare resultater. Endelig kvalitetssikring av observasjonene og prosedyrer rundt disse gjenstår, og vi kan derfor ikke her gi tall for endringer i bestandsnivå.

Mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsesong i fjellet forventes å gi økte fuglebestander i disse områdene. En bestandsindeks basert på data fra 1000 faste tellepunkt i overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser økning i bestanden av arter knyttet til skogshabitater, mens arter som foretrekker åpne naturtyper, ser ut til å ha en mer stabil bestandsutvikling. Siden økningen for skogsartene ikke har skjedd ved en fortregning av arter som hekker åpent, tolker vi de langsiktige endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre vekstsesong) enn som en effekt av endringer i habitat. Også reproduksjonstidspunkt hos svarthvit fluesnapper viser en klar sammenheng med maitemperaturen.

Viktigste mål med smågnager- og rypetakseringene er å få en grov oversikt over deres bestandsutvikling som grunnlag for å kunne tolke endringer i andre observasjoner, bl.a. ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Fangstene av smågnagere høsten 2008 viste lave til meget lave bestander i alle TOV-områdene (0 fangster pr 100 felledøgn i Lund, Solhomfjell, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, og hhv 1 og 1,75 fangster per 100 felledøgn i Dividalen og Møsvatn). Ut fra tidligere års takseringer av lirype gikk bestandene tilbake og ungeproduksjonen ned i Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Lund, til hhv 12, 9, 20, 1 og 35 fugl pr km². Produksjonen gikk svakt opp i Møsvatn, til 19,5 fugl pr km². For Solhomfjell tyder jaktstatistikken på god bestand av orrfugl, med litt økning fra foregående år. Våre data om forekomst av smågnagere og hønsefugl høsten 2008 tyder på begrenset produksjon for både kongeørn og jaktfalk i 2009 for de fleste av TOV-områdene.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2009. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2008: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. – NINA Rapport 490. 167 s.

The results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) in 2008 document changes in observations that may be related to changes in climate and pollution loads. An increase for somewhat thermophilous and nutrient-demanding species in the ground vegetation at the Gutulia and Dividalen sites indicate effects of a milder climate and somewhat improved nutrient supply from local sources. There are no indications of eutrophication in the spruce forest sites Solhomfjell and Rausjømarka. Increases for large bryophytes in both these sites probably indicate an effect of a milder climate and a longer growing season. There was a similar increase for large bryophytes in Dividalen, but in Gutulia many bryophytes decreases. Changes in the species composition of lichens on trees in Gutulia and Dividalen show effects of a milder climate with longer growing season in recent years. The breeding season for pied flycatchers started somewhat earlier in the southern sites in 2008, reflecting higher mean temperatures in May. There were no apparent effects of pollution on birds or small rodents. The monitoring sites undergo long-term changes in land use, and in some sites the ground vegetation is affected by trampling and grazing by sheep or reindeer. There is no indication of effects of excessive harvesting of game. No alien, invasive species have been observed at the monitoring sites. A few threatened or vulnerable species, mainly birds, have been observed at the sites. Some of the observed changes in small mammals have not been quite as expected and further study is needed to clarify underlying causes.

Since the start in 1988, the ground vegetation has been monitored in 11 sites in spruce forest (10 run by the Norwegian Institute for Forest and Landscape, 1 run by the University of Oslo) and in 6 sites in birch forest (run by NINA). The ground vegetation at the monitoring sites is surveyed as small quadrat frequencies at 5-year intervals. In Gutulia, the amount of grasses and herbs have increased somewhat, whereas bryophyte and lichen species have decreased substantially during the previous 5-year periods. In Dividalen, somewhat thermophilous and nutrient-demanding vascular plant species have increased moderately, whereas nitrogen-sensitive lichens have decreased. In Solhomfjell, large bryophytes, especially *Hylocomium splendens*, continued their increase, whereas several vascular plant species decreased. In Rausjømarka, some large bryophytes (incl. *H. splendens*) increased as well, but small bryophytes decreased and vascular plants showed some decline. The increase for bryophytes in these southern spruce forest sites are consistent with observations from several southern monitoring sites and may be linked to a milder climate and a longer growing season during the monitoring period. The changes for vascular plants in the spruce forest sites are difficult to tie to any specific cause.

In the 17 sites with ground vegetation monitoring, the somewhat nutrient-demanding species *Oxalis acetosella* and *Gymnocarpium dryopteris* have shown a clear decrease in abundance in southern sites until 1998. This is consistent with a delayed response of plants to long-term acidification and nutrient leakage from the soil. Whereas the decrease for *G. dryopteris* has continued also after 1998 in several sites, *O. acetosella* has increased in abundance in several sites. The grass *Avenella flexuosa* has increased in several of the southern sites. This may be due to a eutrophication effect from nitrogen deposition in the precipitation. The increase for *A. flexuosa* in birch forest may also be linked to local effects from attacks by defoliating moths. For most sites, the northern-most excepted, *H. splendens* and other larger mosses have increased, probably due to a tendency for longer and milder autumns the last 20 years.

Epiphytes on tree trunks are surveyed at 5-year intervals at the monitoring sites. At the monitoring sites Gutulia and Dividalen, surveyed in 2008, the already high lichen cover on birch trunks had increased further since 1993. Particularly, there has been an increase in the cover of *Hypogymnia physodes* and *Parmeliopsis ambigua*, species preferring a warmer climate. This may be linked to a milder climatic trend and longer growing season. The damage frequency for lichens has also decreased.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2008) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. We recorded a production of <0.5 young per territory for golden eagles for 5 of 6 sites, where Åmotsdalen had the lowest and Børgefjell the highest production (respectively, 0.40 and 0.77 young per territory). Gyrfalcons had medium production of young in all three sites in 2008 (Børgefjell 0.7, Åmotsdalen 0.9, Møsvatn 0.8 young per territory).

In 2008, pied flycatchers used provided nest boxes to a considerable degree in Åmotsdalen, less so in Lund, Solhomfjell and especially Gutulia. Nesting pairs had rather good production in most sites, except for Gutulia where 3 of 5 nests were abandoned before fledging. The observations for the last 10 years indicate no clear differences in reproductive success between the most polluted southern sites and the northern reference sites. The census of passerine birds over the last 18 years also do not indicate any particular differences in population variation between the two southern sites and the five more northern sites. The number of observations of 'stationary' species was lower in 2008 than in previous years for all sites, but still above the median value for 1991-2007 for four of the sites. Species with a 'nomadic' life style (various finches) had lower abundances in 2008 for sites in central Norway and an increase for northern (Dividalen) and southern (Lund, Solhomfjell, Møsvatn) sites. There was a clear increase in the amount of larvae of defoliating moths on birch trees in Åmotsdalen, Gutulia and Møsvatn. We see no clear cause for the low census numbers for passerines in 2008.

A spatially representative network of about 500 census plots for population monitoring of terrestrial breeding birds is planned for Norway. So far, 263 statistically representative census plots have been established in all regions except Northern Norway. Census results from 213 of these plots have been reported, covering 160 identified species with about 26 600 'pairs'. This represents about 125 pairs per plot. Willow warbler was the overall most common bird (15-24 % of observations). Otherwise, the dominant species varied somewhat between the regions. Counts so far indicate that about 60 species are common enough to ensure reliable estimates of their population changes over a 10-year period. About 25 species of passerines and a handful of other species are sufficiently common to allow estimates of regional population trends. For species strongly linked to the agricultural landscape, a denser network of plots will be needed to allow reliable inferences of population trends. Final quality assurance of procedures etc is not finished, and we can therefore not yet give numbers for changes in population levels.

A milder climate and a longer breeding season in the mountains are expected to result in increased bird populations in these areas. A population index based on the information from 1000 permanent census points for five mountain sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) indicated an increase in the population level of species mainly associated with forest habitats, whereas the population level of species of open habitats was rather stable. We interpret the long-term trends as a direct effect of a milder climate (through earlier spring, longer breeding season), rather than as an indirect effect of changes in the habitat. The timing of breeding in pied flycatchers also reflects a response to spring temperatures.

The main aim of the monitoring of small rodents and grouse is to document their population levels as background for interpretation of other changes in the ecosystems. Trapping of small rodents in 2008 indicated very low populations in all sites (0 catches per 100 trapnights in Lund, Solhomfjell, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, and 1 and 1.75 catches per 100 trapnights in Dividalen and Møsvatn, respectively). Compared to the census results for willow grouse in previous years, population levels and production of young decreased in Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia and Lund (to 12, 9, 20, 1 and 35 birds per km², respectively). Production increased weakly in Møsvatn, to 19.5 birds per km². Hunting statistics from Solhomfjell indicated good autumn population levels of black grouse, with an increase from 2007. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2008, we would expect rather limited production in 2008 for both golden eagles and gyrfalcons in most monitoring sites.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Beskrivelse av TOV-områdene	11
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen	16
3.1 Metoder.....	16
3.2 Gutulia, endringer i perioden 1993-2008.....	17
3.3 Dividalen, endringer i perioden 1993-2008	25
3.4 Diskusjon	34
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell	43
4.1 Metoder.....	43
4.2 Resultater.....	47
4.3 Diskusjon	64
4.4 Konklusjon	68
5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus.....	70
5.1 Områdebeskrivelse	70
5.2 Metoder.....	70
5.3 Resultater: endringer i perioden 1988-2008 i flatene i Rausjømarka	72
5.4 Diskusjon	75
5.5 Konklusjon	77
6 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2008	80
7 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividalen og Gutulia.....	85
7.1 Metoder.....	85
7.2 Resultater fra Dividalen.....	87
7.3 Resultater fra Gutulia	96
7.4 Diskusjon	104
8 Smågnagere	110
8.1 Metoder.....	110
8.2 Resultater.....	111
8.3 Diskusjon	113
9 Rovfugler	119
9.1 Metoder.....	119
9.2 Resultater.....	120
9.3 Diskusjon	120
10 Hønsefugler.....	124
10.1 Metoder.....	124
10.2 Resultater.....	126
10.3 Diskusjon	129

11 Spurvefugler.....	130
11.1 Metoder.....	130
11.2 Resultater.....	132
11.3 Diskusjon	137
12 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl.....	143
12.1 Metoder.....	143
12.2 Resultater.....	145
12.3 Diskusjon	146
13 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer.....	154
14 Litteratur	158

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 8, 13	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Per Arild Aarrestad, NINA, 7485 Trondheim (per.a.aarrestad@nina.no)
Kap. 4	Rune Halvorsen, Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo (rune.halvorsen@nhm.uio.no)
Kap. 5, 6	Tonje Økland, Norsk institutt for skog og landskap, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@skogoglandskap.no)
Kap. 7	Inga E. Bruteig, NINA, 7485 Trondheim (inga.bruteig@nina.no)
Kap. 9, 10, 11, 12	John Atle Kålås, NINA, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking med vekt på vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene (men overvåking på Svalbard er ikke lenger del av TOV). I programmet inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og pattedyr, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Direktoratet for naturforvaltning (DN) har finansiert grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, men vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2008, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjon, epifytter og fauna. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2008, samt å gi en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. Her inkluderer vi også presentasjon av resultatene fra undersøkelser av markvegetasjonen i Rausjømarka naturreservat (Akershus), et av overvåkingsområdene i barskog som drives av Norsk institutt for skog og landskap med støtte fra DN. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Univ. i Oslo) og de 6 TOV-områdene i bjørkeskog. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for markvegetasjon i bjørkeskog, Tonje Økland og Rune Halvorsen for markvegetasjon i granskog, Marianne Evju og Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2008 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog takkes avdelingsingeniør Jan Erik Jacobsen ved Norsk institutt for skog og landskap for kjemisk analyse av jordprøver fra Gutulia og Dividalen, og Marianne Evju for statistiske analyser av jorddataene.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog utført av Skog og landskap, takkes Gro Wollebæk for hjelp med feltarbeidet i Rausjømarka i 2008, samt Oslo kommune, Friluftsetaten ved Rune Askvik og Rigmor Johannesen for hjelp med logistikk (utlån av båt etc.). Dan Aamlid, Halvor Solheim og Rune Halvorsen takkes for kommentarer til kap.5, og Rune Halvorsen takkes spesielt for sin innsats med mosebestemmelsene.
- Anne Molia og Signe Nybø takkes for bistand i felt med epifyttundersøkelsene, Marte Thosen for pH-analysene og Dagmar Hagen for hjelp med tilrettelegging.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Torbjørn Berglund (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke Jan Ove Gjershaug, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor Spidsø, Karl-Birger Strann, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og Ingve Birkeland, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog - Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen, Øyvind Spjøtvoll og Lars Lorentzen (rovfugl, spurvefugl og ryper). Statskog Nordland har også gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2008/09 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Kjetil Aadne Solbakken, Beate E. B. Solbakken, Ole Reitan, Øystein Ålbu og John Atle Kålås, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære og Ane Marte Gjershaug. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad, Vegard Ankerstad Larsen, Alf Tore Mjøs og Torleif Tysse, mens fuglekassene er kontrollert av Bjørnar Skjærpe. Kartlegging av forekomster av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse. I Solhomfjell og Møsvatn er spurvefugltakseringene organisert av Erik Edvardsen med feltassistanse fra Frøydis Haga, Stian Edvardsen og Jørn Helge Magnussen, og NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Gjerstad Jeger- og Fiskerforening ved Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2008/09. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av rovfugl i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har i den forbindelse hatt assistanse i felt av Helge Midtgard og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn, og Vegard Moi har utført rypetakseringene i Lund med assistanse av Mette Møllerop. For oversikt over deltagere ved den ekstensive fugletakseringene i Sør-Norge viser vi til kap. 12.

Disse, samt alle andre som har gitt oss assistanse underveis, takkes hjerteligst.

Oslo, juni 2009
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990 "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Overvåkingen ble lagt til 7 områder geografisk spredt fra sørvest til nord i landet og i hovedsak med plassering i fjellbjørkeskog i vernete områder. I disse områdene ble det lagt opp til integrerte studier av nedbør, jord, markvegetasjon, lav, moser og alger på trær, fugler og pattedyr, samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr. I tillegg har det vært gjennomført landsomfattende kartlegging av organiske miljøgifter i rovfugl, tungmetaller i hønsefugl og forekomst av lav, moser og alger på trær.

Motiveringen for programmet har de siste årene blitt dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til det planlagte ekstensive, arealrepresentative overvåkingsnett som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

Programmet er innrettet mot endringer i vanlige naturtyper og vanlig forekommende arter. Det fanger i liten grad opp effekter på truede naturtyper og arter. Egne programmer eller moduler må utvikles spesielt for å overvåke endringer i truet natur. Arbeidet for å følge opp truet natur er i gang gjennom den interdepartementale satsingen som følger opp stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

Overvåking av markvegetasjonen er motivert dels ut fra vegetasjonens viktige rolle i alle terrestriske økosystemer, som produksjonsgrunnlag, næring og habitat for andre organismer. De mange artene i markvegetasjonen representerer også et bredt spekter av ulike tilpasninger til økologiske forhold og potensielt ulik respons på forskjellige menneskelige påvirkninger. For epifytter på trær, i stor grad lav, er det spesielt artenes potensielle følsomhet for endringer i klima, tilgang på næringsstoffer og forurensningsbelastninger som gjør dem interessante i overvåkingen.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter), samt bestandsovervåking for nøkkelarter (smågnagere og lirype/orrfugl), dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. For å vurdere effekter av langtransporterte luftforurensninger sammenlignes produksjon og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av slike forurensninger. Overvåkingen har som mål å dokumentere eventuell særegen reproduksjonssvikt eller bestandsnedgang for de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger. De mange artene av spurvefugl i overvåkingsområdene har ulike økologiske krav og kan dermed også forventes å svare forskjellig på endringer i klimaet eller i menneskers arealbruk.

Her rapporterer vi derfor resultatene fra undersøkelsene av markvegetasjon og epifytter i bjørkeskog i Gutulia og Dividalen, markvegetasjon i granskog i Solhomfjell, utført av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, markvegetasjon i granskog i Rausjømarka (Østmarka naturreservat), utført av Norsk institutt for skog og landskap, smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2008. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugler. Rapporten gir en kortfattet presentasjon av materialet og metoder og foreløpige vurderinger av resultatenes betydning. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen og til presentasjon av TOV på internett (<http://www.nina.no/?io=1001450>) med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format.

2 Beskrivelse av TOV-områdene

Denne rapporten dekker resultater for 2008 fra de sju overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord som reflekterer store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008). Områdene dekker også vide gradienter i klima og geografiske forhold. Områdene er imidlertid plassert slik at de i liten grad er utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. De fleste områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. Se for øvrig **tabell 2.1** for karakteristika ved områdene. Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2**. Generelt har gjennomsnittstemperaturen pr kvartal ligget nær det normale på midten av 1990-tallet, men ellers noe over det normale for alle områder. Gjennomsnittsnedbøren har ligget nær det normale i det meste av perioden, med noe variasjon mellom områdene. Både temperatur og nedbør viser betydelig variasjon mellom ulike kvartaler og år.

Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene. – *Characteristics of the various monitoring sites.*

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Troms
breddegrad	58°33'N	58°57'N	59°51'N	62°01'N	62°28'N	65°04'N	68°43'N
lengdegrad	6°26'E	8°50'E	8°18'E	12°10'E	9°25'E	13°49'E	19°47'E
UTM-referanse	LK 50,92	ML 86-92, 33-36	MM 60,35	UJ 48-53, 80-87	NQ 21-23, 25-27	VN 44-45, 15	DB 50-51, 22
vernestatus	naturreservat, privat	naturreservat	landskapsvernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskapsvernomr.	nasjonalpark	nasjonalpark
høyde over havet	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
vegetasjonssone	mellomboreal	sørboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal
vegetasjonsseksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt oseanisk (O1)	overgangsseksjon (OC)	svakt oseanisk (O1)	svakt oseanisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	meta-rhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
totalt svovel-nedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
totalt svovel-nedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
totalt nitrogen-nedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
totalt nitrogen-nedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, Gutulia, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjonsseksjon er angitt for områdene på litt grovere skala; klima gjelder standard normaler for 1961-1990 beregnet ut fra geografisk plassering og høyde over havet; forurensningsdata fra Hole & Tørseth 2002, fig.4 (mg S/m²/år) og fig.5 (mg N/m²/år)



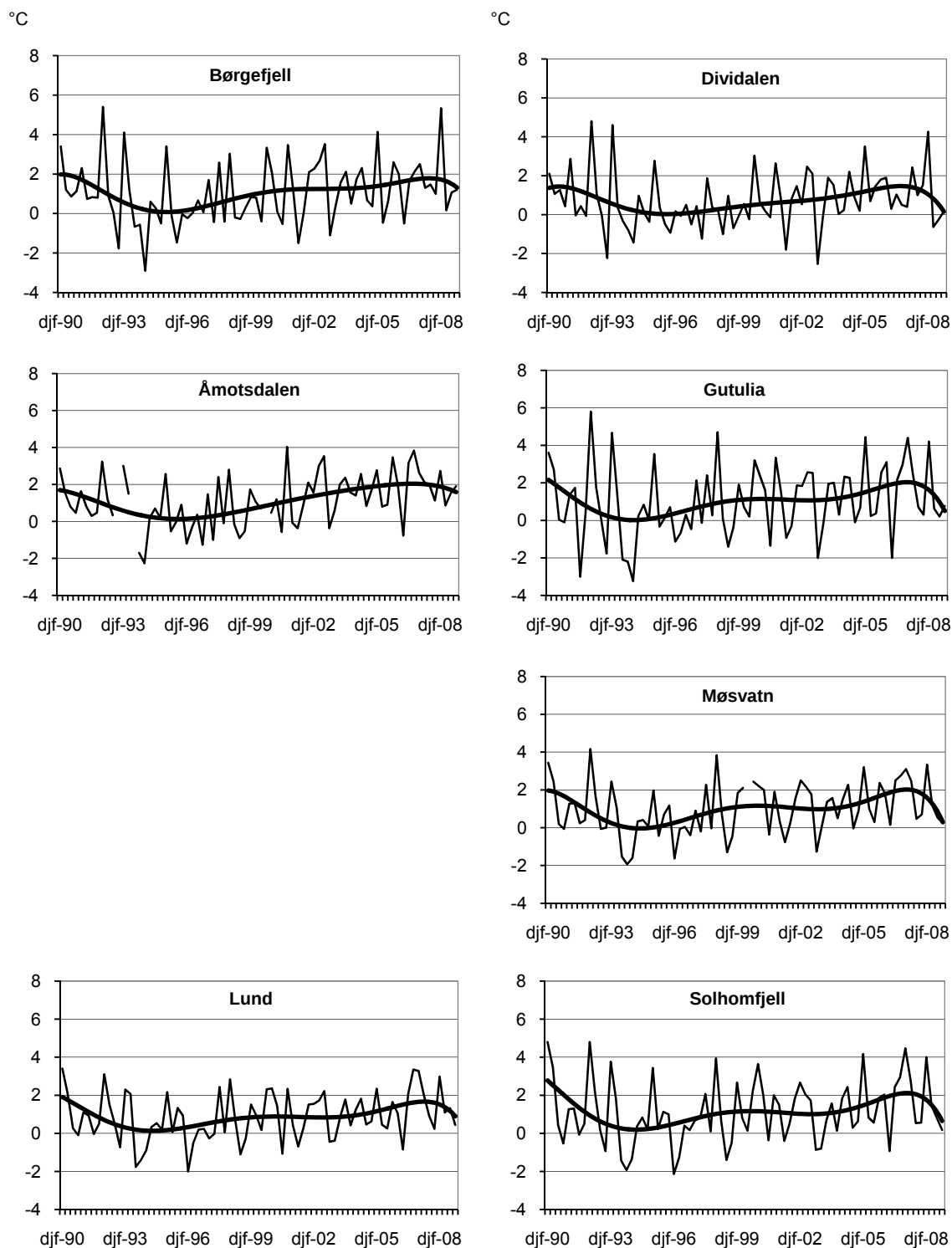
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV. – Geographical location of the intensive study sites of the Norwegian Terrestrial Monitoring Programme TOV.

Dividalen

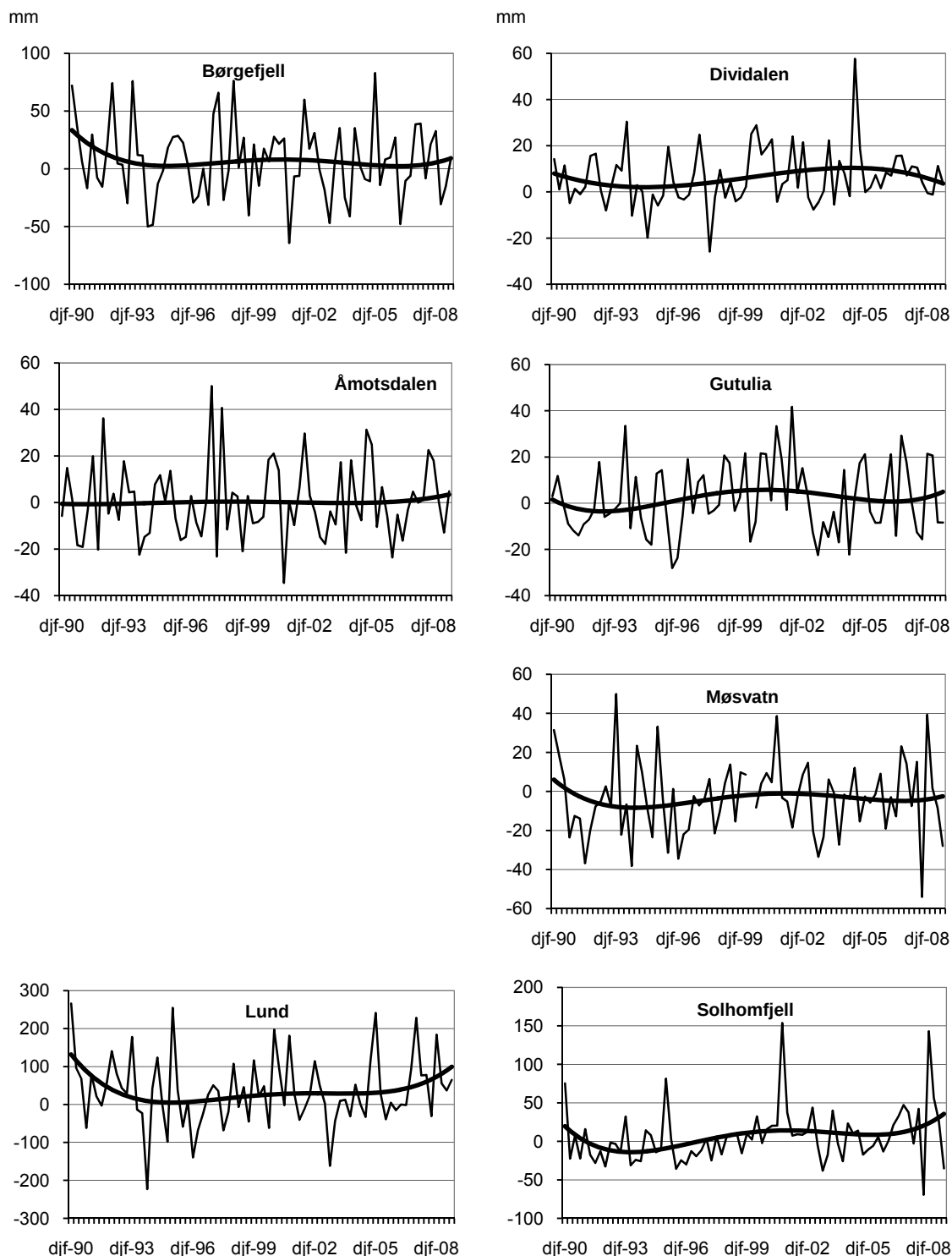
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 m o.h. Berggrunnen i området veksler i rikhet, med sure bergarter (granitt) i de sørlige og østlige delene og rikere bergarter (glimmerskifer, leirskifer og amfibolitt) i de nordlige og vestlige delene. I de lavereliggende områdene domineres skogen av store furutrær. Tregrensa ligger omkring 600 m o.h. og dannes av bjørk. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

Børgefjell

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 450 til 1000 m o.h. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skog-



Figur 2.2A Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsmiddeltemperaturer (°C) fra 30-årsnormalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2008. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations in mean monthly temperatures (°C) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov), from December 1989 to November 2008.



Figur 2.2B Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsnedbør (mm) fra 30-års-normalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2008. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations (mm) in monthly precipitation (mm) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov), from December 1989 to November 2008.

typer (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Åmotsdalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 650 til 1200 m o.h. På grunn av heterogen og flekkvis rik berggrunn og variert topografi har området høy vegetasjonsdiversitet. Heivegetasjonen domineres imidlertid av fattige typer. Vierkratt og bjørkeskog har derimot større innslag av rike typer (Holten et al. 1990). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

Gutulia

Overvåkingsområdet ligger øst for den sørlige delen av Femunden i Engerdal kommune, Hedmark (62°01'N, 12°10'Ø), og er knyttet til Gutulia nasjonalpark. Området dekkes av kartblad M711 1719 II, Elgå. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 600 til 1000 m o.h. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 m o.h. Berggrunnen består hovedsakelig av sparagmitt, og relativt fattige vegetasjonstyper dominerer. Her finnes imidlertid også innslag av noe rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Often (1994).

Møsvatn

Overvåkingsområdet ligger ved den sørøstlige delen av Møsvatn-Austfjell i Tinn kommune, Telemark (59°51'N, 8°18'Ø), og er knyttet til landskapsvernområdet som ligger her. Området dekkes av kartblad M711 1514 I, Frøystaul. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 950 til 1200 m o.h. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

Solhomfjell

Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca 300 til 650 m o.h. Heihabitatene domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmo tjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er i store områder under rask tilgroing med bjørk. Mesteparten av myrene er små og av fattig type (Holten et al. 1990). Området ligger i høydenivået 100-700 m o.h., det preges av åslandskap, i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Anders Often, Odd Egil Stabbetorp og Bodil Wilmann

Markvegetasjonen utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet TOV. Hvert overvåkingsområde omfatter 10 felter med 5 analyseruter (prøveflater) à 1x1m i hvert felt, totalt 50 analyseruter i hvert område.

Overvåkingfeltene for vegetasjon i Gutulia ble etablert i 1993 (Eilertsen & Often 1994) og senere reanalysert i 1998 (Bakkestuen et al. 2000) og i 2003 (Bakkestuen et al. 2004). Feltene i Dividalen ble etablert samme år som i Gutulia (Eilertsen & Brattbakk 1994) og reanalysert tilsvarende år (Bakkestuen et al. 2000, 2004). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon fra 1993 til 2008, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2008. Endringer i jordkjemi rapporteres fra tiårsperioden 1998 til 2008.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) og Universitetet i Oslo (jf T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er vist i Lawesson et al. (2000). En fullstendig beskrivelse av metodikk og resultater fra første-gangsanalysene er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2009). Feltarbeidet i Gutulia ble utført i midten av juli og i Dividalen i begynnelsen av august 2008 etter samme metodikk som tidligere år. Jordprøver ble samlet inn og analysert ved Norsk institutt for skog og landskap.

Vegetasjonsanalyser

De vegetasjonsøkologiske analysene omfatter studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm² i hver av 50 prøveflater à 1 m² med begrenset tilfeldig utlegging i de viktigste økologiske gradienter i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver prøveflate. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng og tresjikt.

Jordsmonnsanalyser

Jordprøver ble samlet inn rett utenfor analyserutene for vegetasjonens artssammensetning, langs de fire sidene, i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta. Prøvene ble tatt fra det øvre humuslaget ned til 5 cm. Flere jordstikk er tatt fra hver rute og blandet til en prøve representativ for analyseruta.

Humusprøvene ble analysert for pH (vann og 0,01M CaCl₂ ekstraksjon), glødetap (GI), Kjeldahl-nitrogen (Kj-N) og NH₄NO₃-ekstraherbare kationer etter metoder beskrevet i Ogner et al. (1999). Jordprøvene ble ekstrahert med 1M NH₄NO₃, titrert for utbyttbar aciditet (H⁺) og analysert på ICP for utbyttbare ioner og ekstraherbare elementer (Al, B, Ba, Be, C, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Si, Sr, Ti, V, og Zn). Utbyttingskapasitet av kationer (Kap) ble regnet ut i henhold til $Kap_{NH_4NO_3} = \text{utbyttbar aciditet (H}^+) + Na^+ + K^+ + Ca^{++} + Mg^{++}$ (mmol(p+)/kg) jord. Basemetning (Base) ble regnet ut i henhold til $Base_{NH_4NO_3} = (Na^+ + K^+ + Mg^{++} + Ca^{++})/Kap_{NH_4NO_3} \times 100 \%$. Videre ble det utført en total elementanalyse (ICP) ved syreoppløsning.

Databehandling

Strukturen i artenes forekomst i prøveflater studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis-DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 50 prøveflatene som er undersøkt i 1993, 1998, 2003 og 2008, er det kjørt en DCA-ordinasjon der prøveflatene fra hvert år er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning vises til R.H. Økland & Nordbakken (2004).

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. Vi har benyttet Ellenbergs faktortall for europeiske arter (Ellenberg et al. 1992) modifisert for britisk flora (Hill et al. 1999) og Dahls estimer for klimabegrensende faktorer for nordeuropeiske arter (Dahl 1998). Ellenbergs faktortall er basert på plantesosiologiske studier i Europa og Storbritannia, og de må benyttes med forsiktighet for norske forhold. Dahls verdier er bare angitt for en del av karplantene. Faktortallene beskriver den enkelte arts preferanser med hensyn til viktige økologiske variabler. Rent numerisk framkommer endringene enten som et resultat av at arter i den ene enden av variasjonsbredden i verdier går fram, at arter i den andre enden av variasjonsbredden går tilbake, eller en kombinasjon av disse.

Vi har benyttet Ellenberg-verdiene for fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og temperatur. Dahls verdier er basert på sammenhengen mellom geografisk artsutbredelse og viktige klimaparametere knyttet til temperatur, og verdier er kun angitt der klimaparameterne synes å være begrensende for artens utbredelsesområde. Vi har bare benyttet tallene for Dahls respirasjonssum (Dahls r), som er et mål for artens varmekrav gjennom vekstsesongen. Prøveflateverdiene basert på Ellenbergs og Dahls indikatorverdier ble beregnet som gjennomsnittet av de artene som har angitte verdier og som forekommer i prøveflata, veid med artenes dekningsgrad (Diekmann 2005). For å nedtone dominante arter, ble prosentdekningen transformert til Hult-Sernanders dekningsskala (Du Rietz 1921) før beregning.

Jordprøvene som ble tatt i 1993, ble analysert ved Jordforsk laboratorium, mens jordprøvene fra 1998 og 2008 ble analysert ved Norsk institutt for skog og landskap. I 2003 ble det ikke utført jordsmonnsanalyser. Siden de to laboratoriene ikke har samme analysemetodikk, har vi valgt å presentere endringene for perioden 1998 til 2008. Det er gjort et utvalg av kjemiske parametere knyttet til næringstilgang og forsurening. Hvorvidt endringer av kjemiske jordparametere mellom de to analyseårene 1998 og 2008 var statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon et-tutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er parameterens verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS.

Nomenklatur

Navn på arter følger Lid & Lid (2005) for karplanter og Frisvoll et al. (1995) for bladmoser og levermoser. Vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004). Norske navn på blad- og busklav følger Krog et al. (1994).

3.2 Gutulia, endringer i perioden 1993-2008

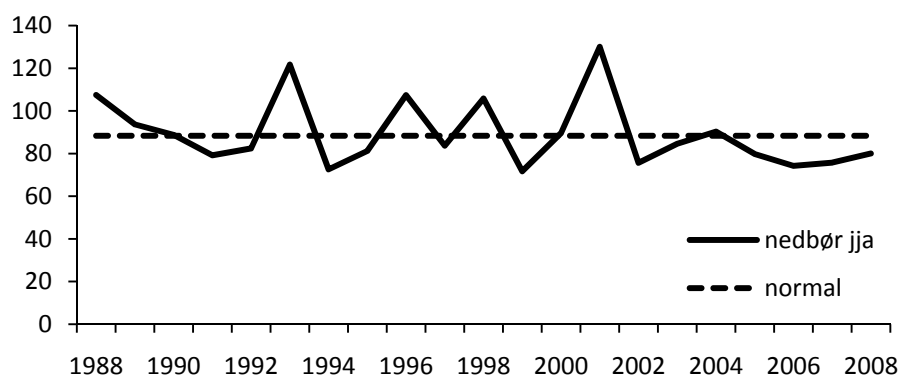
Egenskaper ved felter og overvåkingsområdet, klimaendring

Detaljert informasjon om plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og prøveflatene i Gutulia er gitt i Eilertsen & Often (1994). Feltene er lagt ut i en høyde- og en frodighetsgradient. Feltene G01-G03 ligger i frodig blåbærbjørkeskog med innslag av lågurter ca 770-775 m o.h. Feltene er omkranset med enkelte bestander av gran og er et av de mer produktive bjørkeskogsområdene i Gutulia. Felt G04 ved 810 m o.h. utgjør en overgangstype mellom den velutviklede bjørkeskogen i feltene G01-G03 og de høyereliggende fjellbjørkeskogsutformingene i feltene G05-G10. Feltene G05-G06 ligger i blåbærbjørkeskog 830 m o.h., og feltene G07-G10 er alle skoggrensebestand av fattigere blåbær/blokkebær/krekling typer ca 850-860 m o.h., der felt G07 og G08 er tørre utforminger, mens feltene G09 og G10 er fuktigere utforminger.

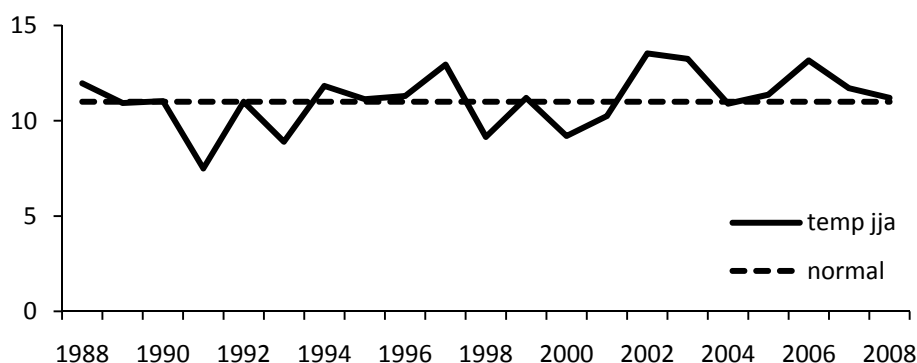
Det ble ikke registrert inngrep i overvåkingsområdet som hogst eller terrenginngrep. Området er fortsatt påvirket av et svakt beitepress. Skit fra elg ble observert i noen av rutene, men ingen beitemende dyr verken av hjortedyr eller sau ble observert. Flere trær var imidlertid døde eller døende med mye greinavbrekk og økt kvisttilgang på bakken. Generelt ble det observert en fortetting av feltsjiktet med lyng, einer og gras, økt strølag av visst bjørkelauv og et noe redusert bunnsjikt med tilbakegang av lavarter og mindre dekning av moser.

Data fra en nærliggende meteorologisk stasjon (Valdalen) viser at den gjennomsnittlige nedbøren i vekstsesongen juni til august har variert noe fra år til år i analyseperioden, men siste analyseperiode 2003 til 2008 var betraktelig mindre nedbørrik enn perioden frem til 2003 (**figur 3.1**). Gjennomsnitt nedbør fra 1993 til 2003 for juni-august var 93 mm, mens gjennomsnittet for de samme månedene i perioden 2003 til 2008 var 81 mm. Normalverdien for normalperiode 1961-1990 var 88 mm. Sommeren 2008 var relativt tørr med gjennomsnitt nedbør på 80 mm. Nedbørsmengdene i vekstsesongen i Gutulia har således avtatt de senere år.

Gjennomsnittstemperaturen for juni-august de siste fem år var også noe høyere enn for perioden 1993-2003, henholdsvis 11,9 °C og 11,1 °C, mot en normalverdi for klimaperioden 1961-1990 på 11,0 °C (**figur 3.2**). Det har således skjedd en svak temperaturøkning i vekstsesongen, sammenlignet med normalen fra 1961-1990. Gjennomsnittstemperaturen for sommeren 2008 var 11,2 °C.



Figur 3.1 Gjennomsnittlig nedbør (mm) for månedene juni-august (jja) de siste 20 årene og normalnedbør (1961-1990) for samme tidsrom i Gutulia, basert på klimadata fra Valdalen meteorologiske stasjon. – Mean precipitation (mm) of June-August (jja) the last 20 years and the precipitation normal (1961-1990) for the same period in Gutulia, based on climatic data from Valdalen weather station.



Figur 3.2 Gjennomsnittlig temperatur (°C) for månedene juni til august (jja) de siste 20 år og temperaturnormal (1961-1990) for samme tidsrom i Gutulia, basert på klimadata fra Drevsjø meteorologiske stasjon. – Mean temperature (°C) of June-August (jja) the last 20 years and the temperature normal (1961-1990) for the same period in Gutulia, based on climatic data from Drevsjø weather station.

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper observert i prøveflatene i overvåkingsområdet Gutulia i hver av analyseårene og totalt registrerte arter. – The number of species of various groups observed in the sample plots from the Gutulia monitoring area for each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter				
	1993	1998	2003	2008	Totalt
Karplanter	41	44	46	45	46
Bladmoser	18	18	19	18	21
Levermoser	11	11	11	11	14
Lav	16	18	16	16	20
Totalt	86	91	92	90	101

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

Antall arter som er registrert hvert analyseår siden 1993 har vært relativt konstant, både innen hver av artsgruppene karplanter, bladmoser, levermoser og lav, og totalt (**tabell 3.1, vedlegg 3.1**). Fram til 2003 var det en svak økning fra totalt 86 arter til 92 arter. I 2008 ble det registrert 90 arter. Totalt har det vært registret 101 arter i analyseperioden. Svært få arter har forsvunnet og svært få har etablert seg. Noen få arter har imidlertid "kommet og gått". Felles for disse artene er at de har hatt små forekomster. Noen er små moser som kan ha blitt med i samleposen ett år, men ikke et annet år. Den eneste karplanten som ikke ble gjenfunnet i 2008 var olavsstake, som kun var registret i 2003. Gutulia viser således høy stabilitet i artsforekomster.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene og forskjeller mellom felter

Det har ikke skjedd signifikante endringer i karplantetetthet i prøveflatene i Gutulia i noen av periodene (**tabell 3.2**). Bladmoser, levermoser og lav, viser imidlertid en betydelig signifikant tilbakegang i artstetthet fra 1993 til 2008. Hele 26 ruter viser tilbakegang for bladmoser, 34 ruter for levermoser og 32 ruter for lav. For levermoser og lav er den en gjennomsnittlig tilbakegang på 1,2 arter per rute, mens bladmoser i gjennomsnitt går tilbake med 0,7 arter per rute. Det har imidlertid ikke skjedd signifikante endringer for disse artsgruppene i siste periode 2003 til 2008. De største endringene ser således ut til å ha skjedd i perioden 1993 til 2003. Endringene er imidlertid små. Stabiliteten av antall karplanter er således god, mens antall kryptogamer har vist en svak reduksjon.

Endring i mengder av arter i prøveflatene

Det har skjedd få signifikante endringer i mengder av enkeltarter den siste femårsperioden, men for 15 årsperioden 1993 til 2008 er det flere arter som viser tydelige endringer, enten som frekvens i småruter eller som prosent dekning eller ved begge mengdemål (**tabell 3.3 og 3.4**).

Tabell 3.2 Endring i antall arter innen ulike artsgrupper i 50 prøveflater på 1m² (artstetthet) i overvåkingsområdet Gutulia i siste 5-årsperiode 2003-2008 og for hele overvåkingsperioden 1993-2008. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ angir antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, p sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, p<0,05 er uthevet). – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1m² (species density) for various species groups at the Gutulia monitoring area from 2003 to 2008 and the periode 1993 to 2008. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period, n- and n+ show the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, p the probability of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed ranks test, p<0.05 in bold).

Artsgruppe	n	Endring 2003–2008					Endring 1993–2008				
		n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
Karplanter	50	12	18	0,20	1,20	0,166	18	19	0,12	1,56	0,680
Bladmoser	50	12	12	-0,06	1,26	0,501	26	8	-0,70	1,31	0,001
Levermoser	50	16	8	-0,18	0,87	0,161	34	4	-1,26	1,45	0,000
Lav	50	16	6	-0,28	1,07	0,101	32	4	-1,20	1,46	0,000

Fra 1993 til 2008 har det skjedd en signifikant mengdeøkning av einer, linnea, småmarimjelle, skogstjerne, bregna fugletelg og graminidene gulaks, smyle, sølvbunke, myskegras og hårfrytle. Av disse har småmarimjelle, smyle, gullris og skogstjerne gått noe tilbake siste femårsperiode. Av karplantene er det kun beitesvæver og molte som har vist signifikant tilbakegang i perioden 1993 til 2008.

Svært mange moser og lav har vist en tilbakegang fra 1993 til 2008. Dette gjelder bladmosene ribbesigd, furumose, storbjørnemose, vegnikke og einerbjørnemose; levermosene lyngskjeggmosse, gåsefotmose, myrglefsemose, buttflik, samlegruppen grokorn/skogflik og frynsemose, samt lavene lys reinlav, skogsyl, traktlav, pigglav, rødbeger og fausklav/begerfausklav. Den eneste mosen som viser tendens til framgang er etasjemose med signifikant framgang siste femårsperiode.

Arter i feltsjiktet har således generelt gått fram i mengde, mens arter i bunnsjiktet har gått tilbake (figur 3.3).

Tabell 3.3 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i frekvens av arter i småruter i siste 5-årsperiode 2003-2008 og for hele overvåkingsperioden 1993-2008 i Gutulia. *n+* angir antall prøveflater der arten økte og *n-* antall prøveflater der arten avtok i mengde, *p* sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in frequency of species in sub plots during the last 5-year period 2003-2008 and during the monitoring period 1993-2008 at Gutulia monitoring area. *n+* is the number of plots where the species increased in frequency and *n-* the number of plots where the species decreased, *p* is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed ranks test, $p \leq 0.05$ in bold).

Arter	2003-2008			1993-2008		
	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>p</i>	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>p</i>
Karplanter						
Blokkebær - <i>Vaccinium uliginosum</i>	2	10	0,017	6	12	0,159
Fugletelg - <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	5	14	0,059	4	16	0,012
Beitesvæver – <i>Hieracium</i> Sect. <i>Vulgata</i>	3	0	0,109	4	0	0,046
Linnea - <i>Linnaea borealis</i>	8	13	0,391	6	17	0,024
Stormarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	11	1	0,027	5	7	0,968
Molte – <i>Rubus chamaemorus</i>	3	1	0,705	6	1	0,041
Myskegras – <i>Milium effusum</i>	1	5	0,056	0	6	0,024
Bladmoser						
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	25	18	0,347	35	8	0,001
Etasjemose – <i>Hylocomium splendens</i>	6	18	0,016	9	18	0,063
Furumose – <i>Pleurozium schreberi</i>	22	15	0,323	30	14	0,009
Vegnikke – <i>Pohlia nutans</i>	2	1	0,285	13	1	0,002
Storbjørnemose – <i>Polytrichum commune</i>	8	8	0,583	20	3	0,001
Einerbjørnemose – <i>Polytrichum juniperinum</i>	2	2	1,000	8	1	0,028
Levermoser						
Lyngskjeggmosse – <i>Barbilophozia floerkei</i>	6	5	0,927	33	5	0,001
Gåsefotskjeggmosse – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	17	22	0,395	30	11	0,001
Myrglefsemose – <i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	1	0,414	10	3	0,010
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	10	5	0,262	12	5	0,027
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	7	3	0,294	20	2	0,001
Frynsemose – <i>Ptilidium ciliare</i>	0	1	0,317	7	1	0,031
Lav						
Lys reinlav/Fjellreinlav – <i>Cladonia arbuscula</i>	5	2	0,602	10	1	0,006
Traktlav – <i>Cladonia crispata</i>	1	0	0,317	7	0	0,018
Syllav – <i>Cladonia gracilis</i>	3	1	0,197	5	0	0,039
Rødbeger – <i>Cladonia coccifera</i> coll.	11	4	0,167	22	6	0,013
Fausklav/Begerfausklav – <i>Cladonia sulphurina/deformis</i>	1	1	1,000	10	0	0,005

Tabell 3.4 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i prosent dekning i løpet av siste femårsperiode 2003-2008 og i overvåkingsperioden 1993-2008 i Gutulia. n+ angir antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde, p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in percentage cover during the last 5-year period 2003-2008 and during the monitoring period 1993-2008 at the Gutulia monitoring area. n+ is the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased, p is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed ranks test $p \leq 0,05$ is in bold).

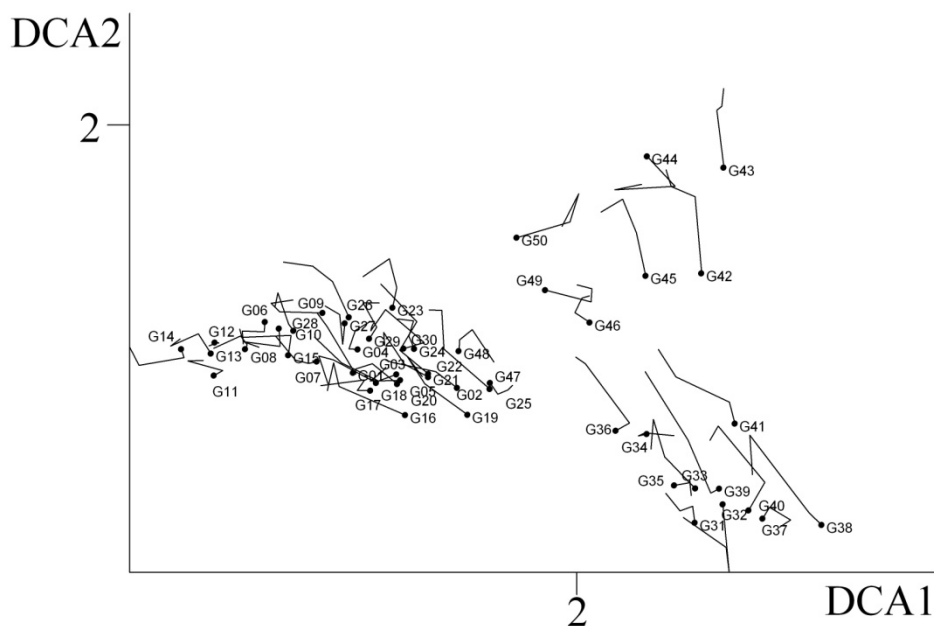
Arter	2003-2008			1993-2008		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter						
Einer – <i>Juniperus communis</i>	5	4	1,000	2	10	0,011
Fugleteig – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	7	15	0,049	4	17	0,006
Linnea – <i>Linnaea borealis</i>	6	9	0,931	2	17	0,002
Småmarimjelle – <i>Melampyrum pratense</i>	19	15	0,027	3	13	0,031
Stormarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	7	1	0,028	3	7	0,090
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	9	2	0,022	0	10	0,004
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	16	10	0,051	3	16	0,001
Gulaks/Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	2	2	0,705	0	6	0,020
Smyle – <i>Avenella flexuosa</i>	21	10	0,052	9	38	0,001
Sølvbunke – <i>Deschampsia cespitosa</i>	3	1	0,257	1	7	0,024
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	7	6	0,886	1	18	0,001
Myskegras – <i>Milium effusum</i>	2	0	0,180	0	7	0,017
Bladmoser						
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	2	10	0,011	30	3	0,001
Etasjemose – <i>Hylocomium splendens</i>	3	16	0,003	12	12	0,989
Furumose – <i>Pleurozium schreberi</i>	6	10	0,495	24	5	0,001
Vegnikke- <i>Pohlia nutans</i>	1	1	1,000	12	1	0,002
Einerbjørnemose – <i>Polytrichum juniperinum</i>	1	1	1,000	6	0	0,020
Levermoser						
Lyngskjeggmoser – <i>Barbilophozia floerkei</i>	3	2	0,655	27	1	0,001
Gåsefotskjeggmoser – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	6	9	0,250	17	8	0,038
Myrglefsemose – <i>Cephalozia lunulifolia</i>	0	0	1,000	10	2	0,021
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	7	3	0,206	9	2	0,033
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	4	3	0,705	14	1	0,001
Lav						
Lys reinlav/Fjellreinlav – <i>Cladonia arbuscula</i>	3	1	0,257	8	0	0,007
Skogsyl – <i>Cladonia cornuta</i>	3	1	0,317	6	0	0,014
Traktlav – <i>Cladonia crispata</i>	1	0	0,317	7	0	0,008
Pigglav – <i>Cladonia uncialis</i>	0	0	1,000	4	0	0,046
Rødbeger – <i>Cladonia coccifera</i> coll.	6	1	0,059	18	4	0,003
Fausklav/Begerfausklav – <i>Cladonia sulphurina/deformis</i>	1	0	0,317	7	0	0,008

Endring i prøveflatenes artssammensetning

DCA ordinasjonen av de 50 prøveflatene fra de fire analyseårene (1993, 1998, 2003 og 2008) spenner ut en lang vegetasjonsgradient langs første DCA akse og viser en signifikant endring i prøveflatenes artssammensetning langs de tre første aksene (**figur 3.4, tabell 3.5**). Førsteaksens gradientlengde er 3,1 SD-enheter og andreaksens er 1,9. Hele 41 av de 50 prøveflatene viser en signifikant forflytning mot lavere verdier langs DCA akse 1 fra 1993 til 2008, og 39 viser en forflytning mot høyere verdier på akse 2. DCA akse 1 er hovedsakelig relatert til næringstilgang og surhet i jordsmonnet og er negativt korrelert med bl.a. pH, utbyttbare kationer og total nitrogen, mens akse 2 viser positive korrelasjoner for total nitrogen (Bakkestuen et al. 2009). Vegetasjonens artssammensetning ser således ut til å ha endret seg mot mer næringskrevende (nitrogen) vegetasjon, mindre påvirket av surhet i jordsmonnet.



Figur 3.3 Økt dekn-
ing av gras, små-
bregner og lågurter i
blåbærskog i Gutulia
– Increased cover of
grasses, small ferns
and low herbs in bil-
berry forest in Gutu-
lia.



Figur 3.4 DCA-ordinasjon av 50 prøveflater (frekvensdata) fra 1993, 1998, 2003 og 2008 fra overvåkingsområdet Gutulia, aksene 1 og 2. Prøveflatenes posisjoner i 1993 er vist som punkter, mens streker viser prøveflatenes forflytninger i påfølgende år. – DCA-ordination of 50 sample plots (frequency abundance data) from 1993, 1998, 2003 and 2008 at the Gutulia monitoring area, axis 1 and 2. The position of the sample plot in 1993 is marked with a dot and the displacement of the sample plots the following years are marked with lines.

Tabell 3.5 Forflytning av prøveflater langs de fire første DCA-aksene for perioden 1993-2008 (ordinasjon av 50 prøveflater fra fire analysetidspunkter) basert på frekvens data fra Gutulia. *M* og *SD* angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i perioden, *n*- og *n*+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, *p* sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, *p*<0,05 er uthevet). – Displacement of sample plots along the first four DCA axes during the period 1993-2008 (ordination of 50 sample plots from four sampling occasions) based on species frequency data from Gutulia. *M* and *SD* indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period, *n*- and *n*+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, *p* the probability of the median displacement not being different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, *p*<0.05 in bold).

	n	Forflytning 1993–2008				
		n–	n+	M	SD	p
DCA-akse 1	50	41	9	0,123	-0,142	0,000
DCA-akse 2	50	11	39	-0,123	-0,149	0,000
DCA-akse 3	50	37	13	-0,090	0,108	0,000
DCA-akse 4	50	21	29	0,022	0,125	0,290

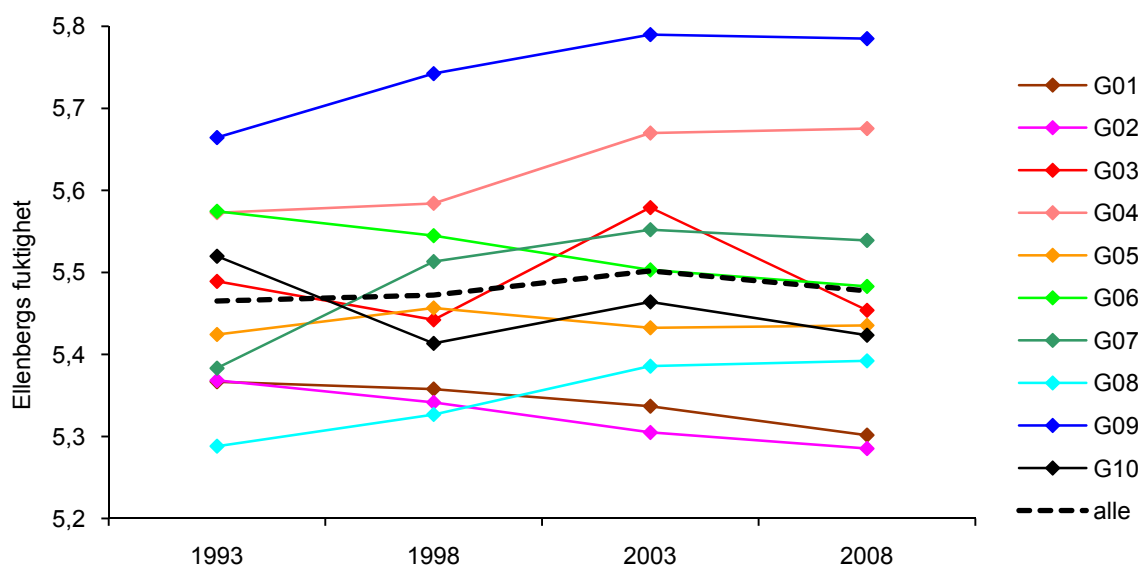
Endringer i artssammensetning relatert til økologiske indikatorverdier

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og Dahls *r* (artens varmekrav gjennom vekstsesongen) for de enkelte artene (**tabell 3.6**). Ellenbergs fuktighetsindikator viser en signifikant tilbakegang for perioden 2003 til 2008 (31 ruter tilbake), mensindikatoren for næringstilgang (nitrogen) viser en signifikant framgang for perioden 1993 til 2008 (32 ruter fram). Ingen andre indikatorer viste signifikante endringer. Endringene i artssammensetning indikerer således at de økologiske forholdene er blitt tørrere siden 2003 og at tilgangen til nitrogen har økt noe i hele perioden.

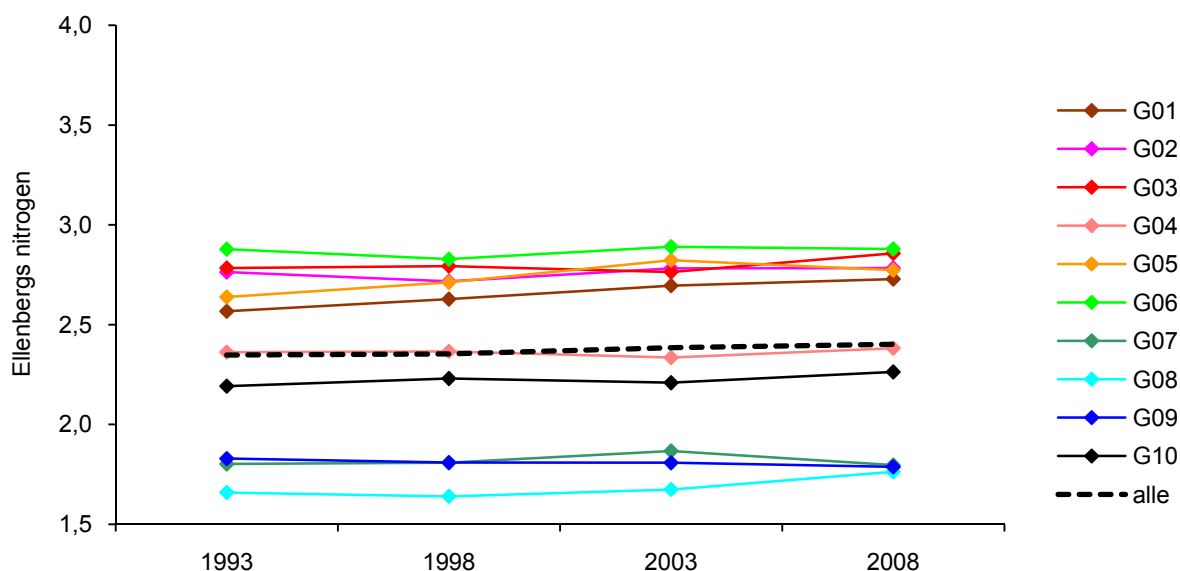
Endringsmønsteret for Ellenbergs fuktighet varierer over tid og noe fra felt til felt (**figur 3.4**). Fra 1993 til 2003 har verdiene økt noe, men fra 2003 stabiliseres eller avtar disse. Særlig felt G03 viser en tilbakegang i denne perioden. Ellenbergs nitrogenindeks viser en svak, men jevn økning for de fleste av feltene (**figur 3.5**).

Tabell 3.6 Endring i prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen, samt Dahls verdier for respirasjonssummer. Antall arter *m*/verdi er angitt (gjennomsnittlig antall pr. rute i parentes). *M* og *SD* angir middel og standardavvik for variabelen i angitt tidsperiode, *n*- og *n*+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere verdi enn ved periodens begynnelse, *p* sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, *p*<0,05 er uthevet). – Changes in the sample plots' values for Ellenberg's indicator values for nitrogen, base saturation, light and moisture, and Dahl's values for respiration sums. The number of species with reported values (mean number per sample square in parenthesis). *M* and *SD* indicate the mean and the standard deviation for the relevant period, *n*- and *n*+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing values, *p* the probability of the median displacement not being different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, *p*<0.05) in bold.

Indikator	n	Endring 2003–2008					Endring 1993–2008				
		n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
Lys	50	26	20	-0,007	0,103	0,840	31	18	-0,032	0,123	0,062
Fuktighet	50	31	14	-0,024	0,083	0,025	27	21	0,012	0,139	0,845
Baserikhet	50	17	28	0,028	0,111	0,072	24	25	0,021	0,162	0,608
Nitrogen	50	17	23	0,017	0,084	0,156	16	32	0,054	0,137	0,017
Dahls <i>r</i>	50	23	18	0,002	0,024	0,861	25	22	0,000	0,032	0,711



Figur 3.5 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for fuktighet fra 1993 til 2008 i 10 overvåkingsfelter fra Gutulia. Felt G01-G03 i blåbærbjørkeskog med lågurter, G05-06 blåbærbjørkeskog, G07-08 tørr blåbær-kreklingstype og G09-10 fuktigere blåbærtype. – Change in average values per site of Ellenberg's indicator value for humidity from sample plots in 10 monitoring sites at Gutulia from 1993 to 2008. Site G01-G03 in bilberry/low-herb birch woodland, G05-06 bilberry-birch woodland, G07-08 dry bilberry-crowberry type and G09-10 wet bilberry type.



Figur 3.6 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for næring/nitrogen fra 1993 til 2008 i 10 overvåkingsfelter fra Gutulia. Felt G01-G03 i blåbærbjørkeskog med lågurter, G05-06 blåbærbjørkeskog, G07-08 tørr blåbær-kreklingstype og G09-10 fuktigere blåbærtype. – Change in average values per site of Ellenberg's indicator value for nitrogen from sample plots in 10 monitoring sites at Gutulia from 1993 to 2008. Site G01-G03 in bilberry/low-herb birch woodland, G05-06 bilberry-birch woodland, G07-08 dry bilberry-crowberry type and G09-10 wet bilberry type.

Jordsmonnsendringer

Fra 1998 til 2008 har det skjedd en signifikant økning av Kjeldahl-nitrogen og ammoniumnitrat-ekstraherbart fosfor i humusjiktet fra analyserutene i Gutulia (**tabell 3.7**). 36 analyseruter viser framgang for nitrogen og fosfor, mens 14 viser tilbakegang. I snitt har nitrogeninnholdet i det organiske materialet økt med ca 7 % i forhold til 1998 og fosfor har økt med ca 20 % (verdiene er justert i forhold til humusinnholdet/glødetapet). Innholdet av syreløselig (total) svovel har gått signifikant tilbake, og det har skjedd en generell nedgang i utbyttingskapasitet og basemetningsgrad, noe som skyldes en betydelig tilbakegang av natrium i prøvene. Selv om utbyttbart hydrogen har gått signifikant fram har pH ikke endret seg.

Tabell 3.7 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske parametere i Gutulia fra 1998 til 2008. Glødetap (GI) og basemetning (Base) i %. pH i vannekstrakt (pH-v) og pH i CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumacetat-ekstraherbart P, H, Na, K, Ca, Mg i mmol/kg tørr jord/glødetap. Utbyttingskapasitet (Kap) og syreoppløselig svovel (Tot S) i mmol/kg. Statistisk signifikante endringer med uthevet skrift (Wilcoxon ettutvalgstest av endringer i femti prøver mellom to år, $p \leq 0,05$). n- er antall analyseruter der variabelen har gått tilbake, n+ er antall analyseruter der variabelen har gått fram. M og SD angir middel og standardavvik for variabelen i angitt tidsperiode. – Average values and changes in soil chemical variables in Gutulia from 1998 to 2008. Loss-on-ignition (GI) and base saturation (Base) in %. pH by water extraction (pH-v) og pH by CaCl₂-extraction (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammonium-nitrate-exchangeable P, H, Na, K, Ca, Mg in mmol/kg dry soil/GI. Cation-exchange capacity (Kap) og sulphur by acid digestion (Tot S) in mmol/kg. – Statistically significant changes in bold (Wilcoxon ranked sign test of changes in 50 plots between two years, $p \leq 0,05$). n- the number of plots where the variable increased and n+ the number of plots where the variable increased. M and SD indicate the mean and the standard deviation for the relevant period.

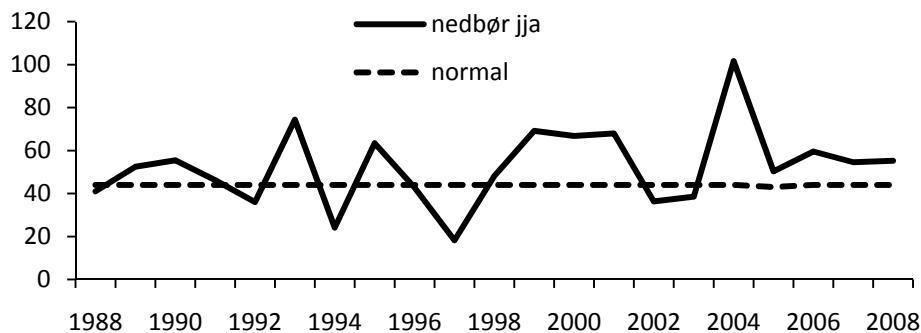
	GI	pH-v	pH-Ca	Kj-N/GI	Tot S	P/GI	H/GI	Na/GI	K/GI	Ca/GI	Mg/GI	Kap	Base
1998	81,4	4,3	3,7	16,4	65,5	0,076	1,05	0,096	0,34	1,12	0,22	373,5	64,6
SD	15,4	0,3	0,6	2,0	19,9	0,055	0,48	0,020	0,12	0,43	0,11	61,8	9,9
2008	77,9	4,3	3,7	17,6	62,3	0,091	1,23	0,036	0,30	1,08	0,23	345,4	60,4
SD	21,8	0,6	0,7	2,2	22,7	0,062	0,49	0,012	0,11	0,58	0,15	88,2	12,5
Endring	-3,5	0,0	0,0	1,2	-3,2	0,015	-0,18	-0,060	-0,04	-0,04	0,01	-28,1	-4,2
n-	27	28	28	14	30	14	11	50	34	30	25	32	34
n+	23	20	21	36	20	36	39	0	16	20	25	18	16
M	-3,56	-0,038	0,019	1,235	-3,22	0,015	0,186	-0,060	-0,040	-0,039	0,005	-28,19	-4,21
SD	14,019	0,207	0,235	1,908	12,88	0,026	0,354	0,019	0,080	0,292	0,070	82,93	8,01
p	0,380	0,266	0,750	0,000	0,037	0,001	0,001	0,000	0,002	0,135	0,839	0,023	0,001

3.3 Dividalen, endringer i perioden 1993-2008

Egenskaper ved felter og overvåkingsområdet, klimaendringer

Informasjon om plassering av felter og prøveflater i Dividalen er beskrevet i Eilertsen & Brattbakk (1994). Feltene er lagt ut i en høydegradient fra 385 til 615 m o.h. fra relativt termofil dalbunnvegetasjon til et kjølig klima i overgang til fjellvegetasjon. Det er også en stor variasjon i næringstilgang fra fattige podsoljordsmonn til rike, leirholdige brunjordstyper i sigevannspåvirkede områder.

Felt D01 (385 m o.h.) ligger nederst i gradienten på oversiden av en erosjonskant langs Hagembekken. Store trær av gråor og bjørk og mye leger karakteriserer området. Det har skjedd en betydelig endring av vegetasjonen i feltet ved en sterk tilgroing av storvokste graminider som engrapp, myskegras og skogrørkvein, økning av fugletelg og reduksjon av flere små urter som skrubbær, perlevintergrønn, linnea og moser som krever lystilgang. Endringen er så stor at det ikke bare kan skyldes langtidseffekter av klima og forurensing. Vi antar at vegetasjonen har blitt påvirket av endret vannregime og avleiring av sedimenter fra bekken fra stor vannføring sommeren 2004 (**figur 3.7**), og fra et redusert beitepress. Det bør vurderes om feltet bør tas ut av overvåkingsprogrammet.



Figur 3.7 Gjennomsnittlig nedbør (mm) for månedene juni til august (jja) de siste 20 år og normalnedbør (1961-1990) for samme tidsrom i Dividalen, basert på klimadata fra Dividalen og Bardufoss meteorologiske stasjoner. - Mean precipitation (mm) of June-August (jja) the last 20 years and the precipitation normal (1961-1990) for the same period in Dividalen, based on climatic data from Dividalen and Bardufoss weather stations.

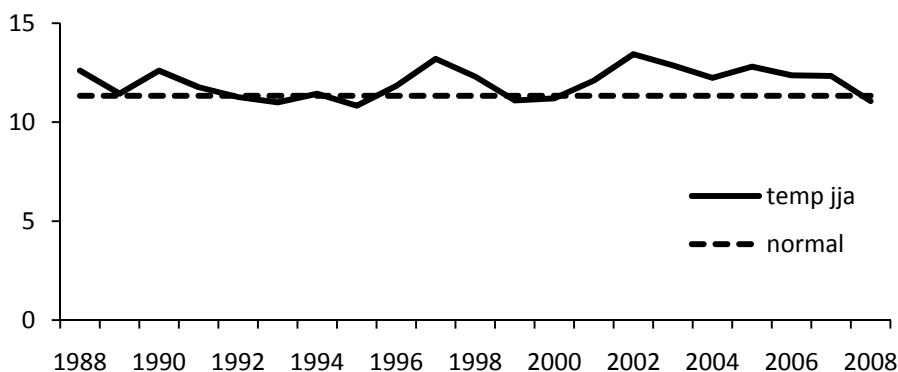
Felt D02 (450 m o.h.) er en middels artsrik blåbær-småbregne type med innslag av lite næringskrevende lågurter. Rute D08 viste store endringer pga leger fra et veltet bjørketre som dekket store deler av ruta. Nedbrytningen av trestammen var kommet langt og den var til dels overgrodd. Skrubbær var erstattet med et tett dekke av småbregna fugletelg, og flere moser viste sterk tilbakegang. **Felt D03** (475 m o.h.) er svakt tørrere enn felt D02 og mer dominert av krekling, men fortsatt med et høyt innslag av småbregner og låge urter.

Felt D04 (535 m o.h.) er en artsfattig krekling/blåbærtype på fuktig, slak skrånende mark med innslag av sneller, molte og skrubbær. Vegetasjonens sammensetning minner mye om fattig myrvegetasjon, men torvmoser mangler. **Felt D05** (555 m o.h.) er en svært artsrik lågurtttype med innslag av høgstauder som skogstorkenebb og engsoleie og med stor variasjon i mosearter. Feltet er svakt påvirket av sigevann med relativt god næringstilgang. **Felt D06** (555 m o.h.) ligger rett ved siden av felt D05, men er betraktelig artsfattigere, og vegetasjonen er her dominert av skrubbær og blåbær. Rute D26 ble analysert på feil sted i 2003, og denne er utelatt i DCA analysene for endringer i vegetasjonens artssammensetning.

Felt D07 (580 m o.h.) ligger på en tørr, veldrenert rygg midt i lia og er karakterisert av krekling og dvergbjørk med innslag av mange lavararter. **Feltene D08** (610 m o.h.) og **D09** (615 m o.h.) er de mest frodige og næringsrike feltene i undersøkelsesområdet, og vegetasjonen er karakterisert av mange lågurter, høgstauder og store gress. Flere av artene er svakt kalkkrevende eller svakt termofile, slike som dvergjamne, marinøkkel, fjellrapp, ballblom, fjelltistel, svarttopp og fjellfrøstjerne. **Felt D10** (615 m o.h.) ligger på en tørr kolle i overgang mot lågalpin sone, med lite dekning av kortvokste fjellbjørk. Vegetasjonen er karakterisert av tørketålende lyngarter, dvergbjørk og flere lavararter. Fjellplanter som bleikmyrklegg, blålyng, stivstarr og rabbesiv er vanlige i rutene.

Det ble ikke registrert inngrep som hogst eller terrenginngrep i overvåkingsområdet. Området er fortsatt påvirket av reinbeite, men ingen beitende dyr verken av hjortedyr eller sau ble observert. Flere trær var døde eller døende med mye greinavbrekk og stedvis økt kvisttilgang på bakken.

Data fra nærliggende meteorologiske stasjoner (Dividalen og Bardufoss) viser at den gjennomsnittlige nedbøren i vekstsesongen juni til august har variert noe fra år til år i analyseperioden, men siste analyseperiode 2003 til 2008 var noe mer nedbørrik enn perioden frem til 2003 (**figur 3.7**). Gjennomsnitt nedbør fra 1993 til 2003 for juni-august var 50 mm, mens gjennomsnittet for de samme månedene i perioden 2003 til 2008 var 60 mm. Forskjellen skyldes hovedsakelig svært høy nedbør sommeren 2004. Normalverdien for normalperiode 1961-1990 var betraktelig lavere med 44 mm. Sommeren 2008 lå også over normalen med gjennomsnitt nedbør på 55 mm. Sett over en lengre periode er overvåkingsområdet i Dividalen således blitt noe mer nedbørsrikt.



Figur 3.8 Gjennomsnittlig temperatur (°C) for månedene juni til august (jja) de siste 20 år og temperaturnormal (1961-1990) for samme tidsrom i Gutulia, basert på klimadata fra Dividalen og Bardufoss meteorologiske stasjoner. – Mean temperature (°C) of June-August (jja) the last 20 years and the temperature normal (1961-1990) for the same period in Dividalen, based on climatic data from Dividalen and Bardufoss weather stations.

Gjennomsnittstemperaturen for juni-august de siste fem år var også svakt høyere enn for perioden 1993-2003, henholdsvis 12,3 °C og 11,9 °C, mot en normalverdi for klimaperioden 1961-1990 på 11,3 °C (**figur 3.8**). Det har således skjedd en generell temperaturøkning i vekstsesongen, sammenlignet med normalen fra 1961-1990. Gjennomsnittstemperaturen for sommeren 2008 var 11,0 °C.

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

Dividalen er det overvåkingsområdet i TOV som har høyest artsdiversitet. Hele 176 arter er registrert i perioden 1993 til 2008 (**tabell 3.8**). Antall karplanter og lav har vært relativt konstant, mens antall moser har variert en del med laveste antall i 1998. Antall bladmoser ser ut til å ha økt på bekostning av levermoser.

Det totale antall registrerte arter i hele perioden ligger noe høyere enn verdiene for hvert enkelt analyseår. Dette skyldes at noen arter har forsvunnet og nye har etablert seg (**vedlegg 3.2**). Felles for alle disse artene er at de har hatt eller har små forekomster. Eksempler på arter som er blitt borte er karplanter som lappvier, kjeldemjølke, grasstjerneblom og svartaks, og moser som stjernetornemose, raudsliremose, murtustmose, raudmuslingmose, sumptvibladmose og storkoggdann. Arter som har etablert seg etter oppstart er for eksempel karplanter som svartvier, kjeldemarikåpe, marinøkkel, fjellstjerneblom, smårørkvein, og moser som strølundmose, glansjammemose, bakkefrynse og furutorvmose.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

Wilcoxon's ettvalgstest for ulike artsgrupper viser en signifikant framgang av antall karplanter i analyserutene fra Dividalen, både for hele perioden fra 1993 til 2008 og spesielt for siste femårsperiode, der hele 26 ruter viser framgang i antall karplanter med en midlere økning på 0,83 arter per rute (**tabell 3.9**). Artstettheten av bladmoser har økt fra 2003 til 2008, mens det ikke har skjedd noen signifikante endringer i artstetthet hos levermoser for noen av periodene. Antall lav i

Tabell 3.8 Antall arter av ulike artsgrupper observert i prøveflatene i overvåkingsområdet Dividalen i hvert av analyseårene og totalt registrerte arter. – The number of species of various groups observed in the sample plots from the Dividalen monitoring area for each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter				
	1993	1998	2003	2008	Totalt
Karplanter	78	77	79	82	93
Bladmoser	24	16	20	28	34
Levermoser	17	13	14	14	21
Lav	25	24	20	23	28
Totalt	144	130	133	147	176

Tabell 3.9 Endring i antall arter innen ulike artsgrupper i 50 prøveflater på 1m² (artstetthet) i overvåkingsområdet Dividalen i siste 5-årsperiode 2003-2008 og for hele overvåkingsperioden 1993-2008. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, p sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon et-tutvalgstest, $p < 0,05$ er uthevet). – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1m² (species density) for various species groups at the Dividalen monitoring area from 2003 to 2008 and the period 1993 to 2008. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, p the probability of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed ranks test, $p < 0.05$ in bold).

Artsgruppe	n	Endring 2003–2008					Endring 1993–2008				
		n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
Karplanter	50	15	26	0,69	2,15	0,015	13	20	0,84	2,38	0,023
Bladmoser	50	5	18	0,51	1,34	0,011	20	20	0,14	1,85	0,460
Levermoser	50	8	7	0,02	0,78	0,952	13	11	-0,12	1,32	0,586
Lav	50	9	8	-0,08	0,76	0,519	17	6	-0,76	1,62	0,003

rutene har imidlertid gått signifikant tilbake i perioden 1993 til 2008. Hele 17 ruter viser tilbakegang for lav med en midlere nedgang på 0,76 arter per rute. Selv om endringene er signifikante er gjennomsnittsverdiene (M) for antall arter små.

Endring i mengder av arter i prøveflatene

I Dividalen har det skjedd betydelige endringer i mengde av enkeltarter, både i siste femårsperiode og i perioden fra 1993 til 2008 (**tabell 3.10** og **3.11**). Dette gjelder hovedsakelig framgang av frodige urter og gras, der flere arter er næringskrevende, og en tilbakegang av krekling, blåbær og tørketålende moser og lav.

Av forvedede arter viser einer, bleikvier, blokkebær og tyttebær en signifikant framgang for perioden 1993 til 2008. Fremgang er også registrert for mer næringskrevende urter som svarttopp, glattmarikåpe, skogstorkenebb, svæver, fjelltistel, ballblom, gullris og løvetenner (**figur 3.9**). Flere av disse artene er også varmekrevende. Svært få urter viser tilbakegang. Sneller og graminider som engsnelle, skogsnelle, smyle, smårørkvein, sauesvingel, hårfrytle, fjellrapp og engrapp øker i mengde, noen i siste femårsperiode og noen for hele perioden. Det eneste graset som viser signifikant tilbakegang er gulaks i perioden 1993-2008.



Figur 3.9 Flere felter i Dividalen viser en mengdeøkning av næringskrevende og basekrevende planter. – Several sites in Dividalen show an increase in the abundance of nutrient and base demanding species.

Tabell 3.10 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i frekvens av arter i småruter i siste 5-årsperiode 2003-2008 og for hele overvåkingsperioden 1993-2008 i Dividalen. n+ angir antall prøveflater der arten økte, n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in frequency of species in sub plots during the last 5-year period 2003-2008 and during the monitoring period 1993-2008 at Dividalen monitoring area. n+ show the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. p is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, $p \leq 0.05$ is in bold).

Arter	2003-2008			1993-2008		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter						
Krekling – <i>Empetrum nigrum</i>	15	7	0,017	20	6	0,001
Blåbær – <i>Vaccinium myrtillus</i>	7	10	0,905	12	4	0,009
Blokkebær – <i>Vaccinium uliginosum</i>	9	10	0,377	7	18	0,011
Tyttebær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	7	17	0,223	3	30	0,001
Svartopp – <i>Bartsia alpina</i>	0	4	0,066	0	5	0,042
Skogarve – <i>Cerastium fontanum</i>	3	6	0,550	8	1	0,011
Skrubbær – <i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	14	7	0,013	20	3	0,001
Engsnelle – <i>Equisetum pratense</i>	3	16	0,006	5	14	0,023
Skogstorkenebb – <i>Geranium sylvaticum</i>	4	13	0,045	3	14	0,015
Fugleteig – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	3	5	0,137	2	8	0,026
Skogssvæver – <i>Hieracium</i> Sect. <i>Hieracium</i>	0	5	0,039	0	6	0,026
Beitesvæver – <i>Hieracium</i> Sect. <i>Vulgata</i>	3	6	0,672	3	10	0,041
Linnea – <i>Linnaea borealis</i>	7	23	0,016	13	18	0,498
Småmarimjelle – <i>Melampyrum pratense</i>	3	16	0,012	8	12	0,338
Stormarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	9	16	0,040	13	17	0,578
Fjellminneblom – <i>Myosotis decumbens</i>	3	3	0,752	7	0	0,018
Bleikmyrklegg – <i>Pedicularis lapponica</i>	10	6	0,430	18	0	0,001
Perlevintergrønn – <i>Pyrola minor</i>	0	8	0,011	4	9	0,150
Engsoleie – <i>Ranunculus acris</i>	6	7	0,722	11	4	0,009
Engsyre – <i>Rumex acetosa</i>	2	10	0,048	4	7	0,400
Fjelltistel – <i>Saussurea alpina</i>	4	8	0,127	2	12	0,019
Dvergjamne – <i>Selaginella selaginoides</i>	0	5	0,039	3	3	0,673
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	6	13	0,013	15	10	0,141
Ballblom – <i>Trollius europaeus</i>	0	6	0,03	1	8	0,012
Gulaks/Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	11	8	0,430	11	3	0,035
Sauesvingel – <i>Festuca ovina</i>	4	14	0,005	3	14	0,013
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	3	9	0,025	4	4	1,000
Fjellrapp – <i>Poa alpina</i>	1	8	0,013	2	7	0,028
Engrapp – <i>Poa pratensis</i>	1	14	0,001	5	7	0,814
Bladmoser						
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	0	12	0,002	2	13	0,003
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	14	13	0,735	21	8	0,007
Einerbjørnemose – <i>Polytrichum juniperinum</i>	10	4	0,021	18	5	0,001
Levermoser						
Lyngskjeggmoser – <i>Barbilophozia floerkei</i>	1	6	0,033	6	7	0,261
Gåsefotskjeggmoser – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	19	7	0,019	18	17	0,948
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	6	9	0,209	2	12	0,003
Lav						
Lys reinlav/Fjellreinlav – <i>Cladonia arbuscula</i>	7	3	0,332	9	0	0,007
Blomsterlav – <i>Cladonia bellidiflora</i>	4	0	0,059	5	0	0,038
Pulverbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i>	4	1	0,131	10	1	0,006
Storvrenge – <i>Nephroma arcticum</i>	7	3	0,162	9	1	0,007

Tabell 3.11 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i prosent dekning i løpet av siste femårsperiode 2003-2008 og i overvåkingsperioden 1993-2008 i Dividalen. n+ angir antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in percentage cover during the last 5-year period 2003-2008 and during the monitoring period 1993-2008 at the Dividalen monitoring area. n+ is the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. p is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, $p \leq 0.05$ is in bold).

Arter	2003-2008			1993-2008		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter						
Krekling – <i>Empetrum nigrum</i>	24	8	0,009	21	14	0,123
Einer – <i>Juniperus communis</i>	0	4	0,066	0	5	0,042
Bleikvier – <i>Salix hastata</i>	1	4	0,157	0	5	0,039
Blåbær – <i>Vaccinium myrtillus</i>	20	17	0,257	26	8	0,002
Blokkebær – <i>Vaccinium uliginosum</i>	11	6	0,140	3	22	0,001
Tyttbær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	16	26	0,047	3	43	0,001
Glattmarkåpe – <i>Alchemilla glabra</i>	3	6	0,135	1	6	0,028
Engsnelle – <i>Equisetum pratense</i>	4	9	0,137	0	15	0,001
Skogsnelle – <i>Equisetum sylvaticum</i>	4	8	0,936	1	13	0,003
Fugleteig – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	2	7	0,028	0	11	0,003
Skogssvæver – <i>Hieracium</i> Sect. <i>Hieracium</i>	0	3	0,083	0	6	0,014
Linnea – <i>Linnaea borealis</i>	10	18	0,219	6	28	0,001
Stri kråkefot – <i>Lycopodium annotinum</i>	8	1	0,016	6	8	0,578
Fjellminneblom – <i>Myosotis decumbens</i>	3	3	0,915	6	0	0,027
Bleikmyrklegg – <i>Pedicularis lapponica</i>	9	3	0,083	9	1	0,011
Perlevintergrønn – <i>Pyrola minor</i>	0	6	0,020	3	8	0,094
Engsyre – <i>Rumex acetosa</i>	1	8	0,020	2	8	0,237
Fjelltistel – <i>Saussurea alpina</i>	2	9	0,028	0	14	0,001
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	18	11	0,219	2	25	0,001
Fjell-løvetenner – <i>Taraxacum croceum</i> agg.	3	2	0,581	0	5	0,034
Løvetannselekt – <i>Taraxacum</i> spp.	0	2	0,157	0	6	0,026
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	4	9	0,177	3	14	0,004
Ballblom – <i>Trollius europaeus</i>	1	9	0,012	1	9	0,007
Fjellfiol – <i>Viola biflora</i>	5	7	0,666	9	6	0,029
Smyle – <i>Avenella flexuosa</i>	15	25	0,019	10	32	0,067
Småryrkvein – <i>Calamagrostis neglecta</i>	7	5	0,509	2	10	0,013
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	4	4	0,558	1	7	0,031
Engrapp – <i>Poa pratensis</i>	1	11	0,011	9	6	0,531
Bladmoser						
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	0	10	0,004	2	12	0,022
Strølundmose – <i>Brachythecium starkei</i>	2	6	0,107	10	4	0,042
Bergsigd – <i>Dicranum fuscescens</i>	0	0	1,000	4	0	0,046
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	14	3	0,002	18	2	0,001
Etasjemose – <i>Hylocomium splendens</i>	8	20	0,002	29	8	0,001
Furumose – <i>Pleurozium schreberi</i>	10	15	0,055	8	25	0,002
Storbjørnemose – <i>Polytrichum commune</i>	9	10	0,587	2	19	0,001
Rosettmose – <i>Rhodobryum roseum</i>	1	8	0,020	1	5	0,246
Levermoser						
Myrskjeggmose – <i>Barbilophozia kunzeana</i>	0	0	1,000	4	0	0,046
Lav						
Lys reinlav/Fjellreinlav – <i>Cladonia arbuscula</i>	4	0	0,046	1	1	1,000
Blomsterlav – <i>Cladonia bellidiflora</i>	4	0	0,046	2	0	0,180
Pulverbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i>	2	1	0,564	7	1	0,034
Fausklav/Begerfausklav – <i>Cladonia sulphurina/deformis</i>	2	0	0,157	4	0	0,046
Storvrenge – <i>Nephroma arcticum</i>	7	1	0,028	5	2	0,263

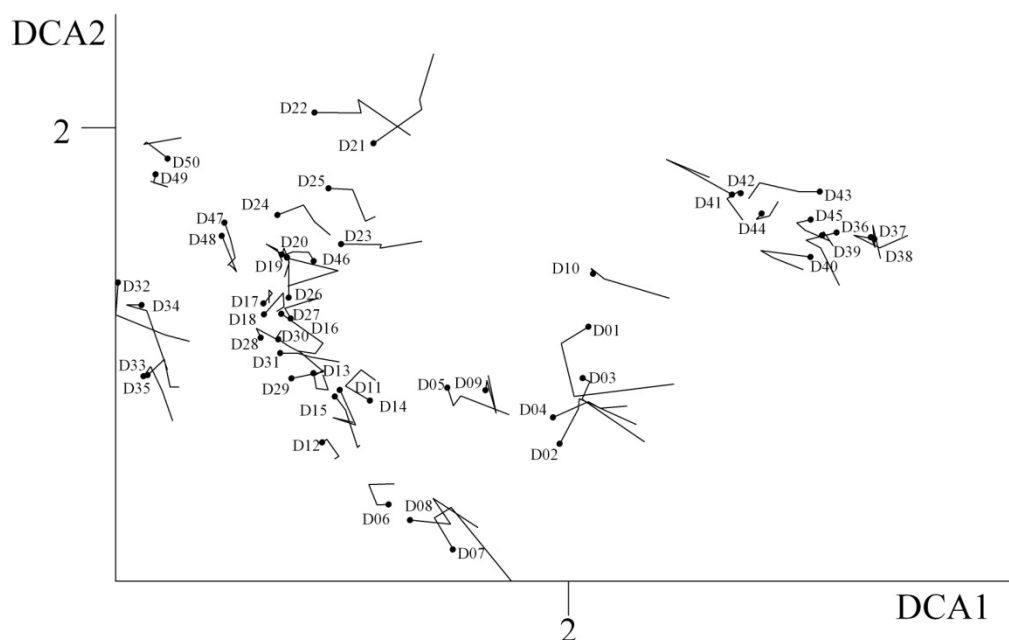
Mosene lilundmose, furumose og storbjørnemose øker i mengde, mens bergsigd, ribbesigd og einerbjørnemose går noe tilbake. Etasjemose viste en sterk tilbakegang fra 1993 til 1997, trolig på grunn av smågnagere (se kap. 6), men arten viser nå en signifikant framgang den siste femårsperioden fra 2003 til 2008.

Lavene lys reinlav, blomsterlav, pulverbrunbeger, fausklav/begerfausklav og storvrenge viser alle en signifikant tilbakegang fra 1993 til 2008.

Feltene i Dividalen ligger langs en høydegradient og ulike arter kan ha ulik endringer relatert til gradienten. Skrubbær viser en betydelig tilbakegang i nedre deler av lia, mens den har økt i mengde i midtre deler. Arten viser imidlertid en signifikant tilbakegang for overvåkingsområdet sett under ett.

Endring i prøveflatenes artssammensetning

DCA ordinasjonen av de 50 prøveflatene fra de fire analyseårene (1993, 1998, 2003 og 2008) spenner ut en lang vegetasjonsgradient langs første DCA akse og viser en signifikant endring i prøveflatenes artssammensetning langs de tre første aksene (**figur 3.10, tabell 3.12**). Førsteaksens gradientlengde er 3,5 SD-enheter og andreaksens er 2,3 SD. Hele 44 av de 50 prøveflatene viser en signifikant forflytning mot høyere verdier langs DCA akse 1 fra 1993 til 2008, og 32 viser en forflytning mot lavere verdier på akse 2. DCA akse 1 er hovedsakelig relatert til næringstilgang og baserikhet i jordsmonnet og er positivt korrelert med bl.a. pH, utbyttbare kationer som Ca og total nitrogen, mens akse 2 viste negative korrelasjoner for fosfor og positive korrelasjon med høyde over havet, dvs med kaldere klima (Bakkestuen et al. 2009). Vegetasjonens artssammensetning ser således ut til å ha endret seg mot mer basekrevende og næringskrevende (nitrogen og fosfor) vegetasjon, kanskje også mot mer termofil vegetasjon.



Figur 3.10 DCA-ordinasjon av 50 prøveflater (frekvensdata) fra 1993, 1998, 2003 og 2008 fra overvåkingsområdet Dividalen, aksene 1 og 2. Prøveflatenes posisjoner i 1993 er vist som punkter, mens streker viser prøveflatenes forflytninger i påfølgende år. – DCA-ordination of 50 sample plots (frequency abundance data) from 1993, 1998, 2003 and 2008 at the Dividalen monitoring area, axis 1 and 2. The position of the sample plot in 1993 is marked with a dot and the displacement of the sample plots the following years are marked with lines.

Tabell 3.12 Forflytning av prøveflater langs de fire første DCA-aksene for perioden 1993-2008 (ordinasjon av 50 prøveflater fra fire analysetidspunkter) basert på frekvens data fra Dividalen. *M* og *SD* angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i perioden, *n*- og *n*+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, *p* sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p < 0,05$ er uthevet). – Displacement of sample plots along the first four DCA axes during the period 1993-2008 (ordination of 50 sample plots from four sampling occasions) based on species frequency data from Dividalen. *M* and *SD* indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period, *n*- and *n*+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, *p* the probability of the median displacement not being different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, $p < 0.05$ in bold).

	Forflytning 1993–2008					
	<i>n</i>	<i>n</i> –	<i>n</i> +	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>p</i>
DCA-akse 1	50	6	44	0,119	0,147	0,000
DCA-akse 2	50	32	18	-0,053	0,125	0,002
DCA-akse 3	50	28	22	-0,026	0,077	0,039
DCA-akse 4	50	16	34	0,054	0,148	0,017

Endringer i artssammensetning relatert til økologiske indikatorverdier

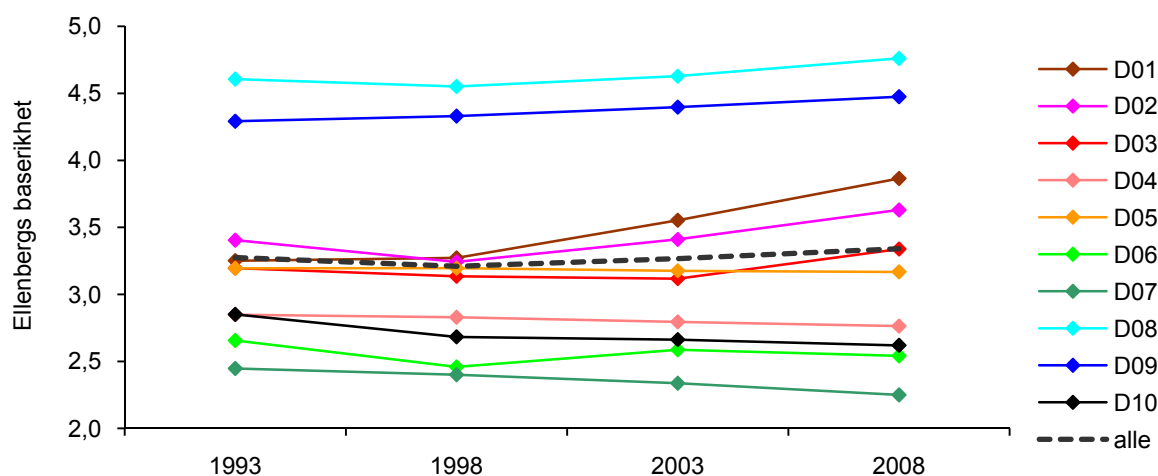
Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og Dahls *r* (artens varmekrav gjennom vekstsesongen) for de enkelte artene (**tabell 3.13**). Baserikhet viser signifikant framgang fra 2003 til 2008 med en økning i 33 av de 50 rutene. Næring (nitrogen) og Dahls *r* viser signifikant framgang både fra 2003 til 2008 og for hele perioden 1993 til 2008.

Indikatorverdiene varierer noe mellom feltene. Ellenbergs baserikhet har økt mest i feltene D01, D02 og D03 som ligger lengst nede i transektet (**figur 3.11**). D01 er en frodig grasdominert skogstype, mens D02 og D03 er blåbær/småbregnetyper av intermediær næringsstatus. D08 og D09, som er de mest næringsrike høgstaudetypene, viser også noe økning i baserikhetsindikator, mens artsfattige og tørre kreklingstyper (D04, D07, D10) viser en svak tilbakegang. Ellenbergs nitrogen har økt mest i felter i nedre del av lia (D01, D02, D03 og D06), og økningen er størst i siste periode 2003 til 2008 (**figur 3.12**). Endringene i Dahls *r* viser ingen spesiell variasjon etter høydegradienten, og økningen gjelder først og fremst for perioden 2003 til 2008 (**figur 3.13**). De øko-

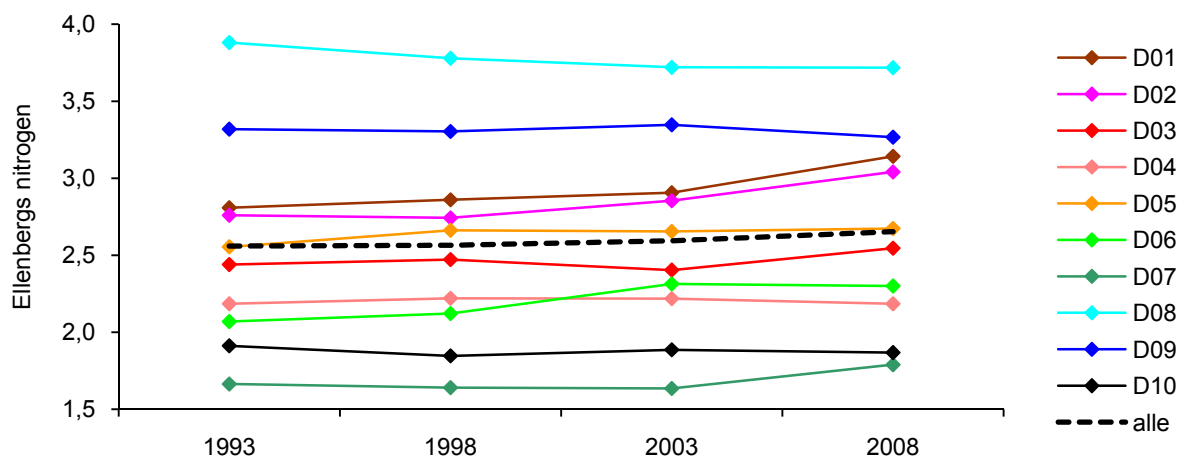
Tabell 3.13. Endring i prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen, samt Dahls verdier for respirasjonssummer. Antall arter *m*/verdi er angitt (gjennomsnittlig antall pr. rute i parentes). *M* og *SD* angir middel og standardavvik for variabelen i angitt tidsperiode, *n*- og *n*+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere verdi enn ved periodens begynnelse, *p* sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p < 0,05$ er uthevet). – Changes in the sample plots' values for Ellenberg's indicator values for nitrogen, base saturation (acidity), light and moisture, and Dahl's values for respiration sums. The number of species with reported values (mean number per sample square in parenthesis). *M* and *SD* indicate the mean and the standard deviation for the relevant period, *n*- and *n*+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing values, *p* the probability of the median displacement not being different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon signed rank test, $p < 0.05$ in bold).

Indikator	<i>n</i>	Endring 2003–2008					Endring 1993–2008				
		<i>n</i> –	<i>n</i> +	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>p</i>	<i>n</i> –	<i>n</i> +	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>p</i>
Lys	50	29	23	-0,001	0,159	0,629	25	25	-0,008	0,178	0,508
Fuktighet	50	31	19	-0,029	0,121	0,081	20	29	0,009	0,139	0,477
Baserikhet	50	16	33	0,074	0,221	0,016	23	27	0,066	0,297	0,404
Nitrogen	50	22	27	0,059	0,170	0,043	19	31	0,093	0,196	0,002
Dahl's <i>r</i>	50	20	29	0,009	0,028	0,026	16	33	0,012	0,033	0,006

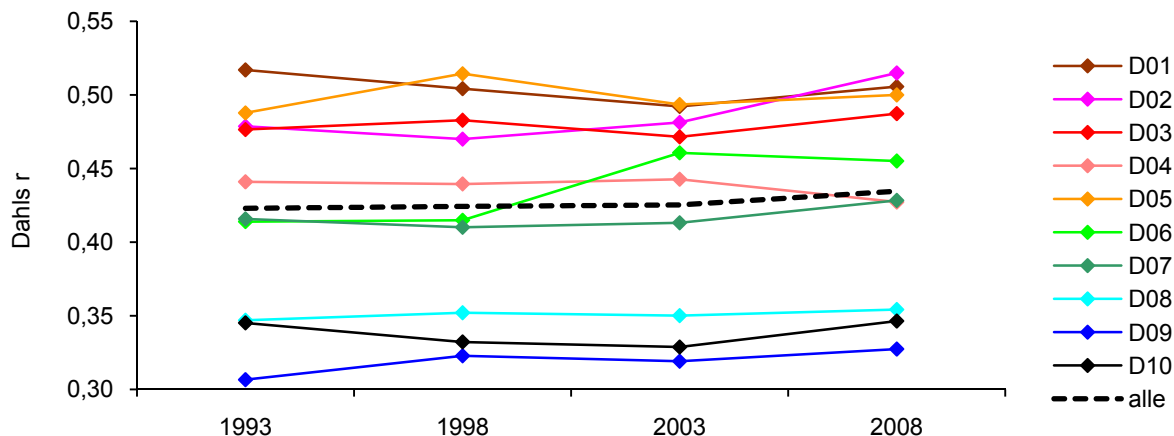
logiske faktortallene gir således indikasjoner på vegetasjonsendringer knyttet til en svak økning i tilgang på baserikhet og nitrogen (særlig i de fra før middels rike til rike vegetasjonstypene), samt endringer knyttet til en svak temperaturheving i vekstperioden.



Figur 3.11 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for baserikhet fra 1993 til 2008 i 10 overvåkingsfelter fra Dividalen. Felt D01 i gras/urte-dominert bjørkeskog, D02 blåbær/småbregnetype, D03 kreklingstype med lågurter, D04 fuktig snellerik blåbær/kreklingstype, D05 artsrik lågurtype, D06 fattig blåbær/skrubbærtype, D07 tørr krekling/lav type, D08-D09 rik høgstaudetype, D10 tørr krekling/dvergbjørk/lav type. – Change in average values per site of Ellenberg's indicator value for base saturation (acidity) from sample plots in 10 monitoring sites at Dividalen from 1993 to 2008. Site D01 grass/herb woodland type, D02 bilberry/low fern type, D03 crowberry/low herb type, D04 moist horsetail type, D05 species rich low herb type, D06 poor bilberry/crowberry type, D07 dry crowberry/lichen type, D08-D09 rich tall herb type, D10 dry crowberry/lichen type.



Figur 3.1. Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for næring/nitrogen fra 1993 til 2008 i 10 overvåkingsfelter fra Dividalen. Felt D01 i gras/urte-dominert bjørkeskog, D02 blåbær/småbregnetype, D03 kreklingstype med lågurter, D04 fuktig snellerik blåbær/kreklingstype, D05 artsrik lågurtype, D06 fattig blåbær/skrubbærtype, D07 tørr krekling/lav type, D08-D09 rik høgstaudetype, D10 tørr krekling/dvergbjørk/lav type. – Change in average values per site of Ellenberg's indicator value for nitrogen from sample plots in 10 monitoring sites at Dividalen from 1993 to 2008. Site D01 grass/herb woodland type, D02 bilberry/low fern type, D03 crowberry/low herb type, D04 moist horsetail type, D05 species rich low herb type, D06 poor bilberry/crowberry type, D07 dry crowberry/lichen type, D08-D09 rich tall herb type, D10 dry crowberry/lichen type.



Figur 3.13 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Dahls *r* fra 1993 til 2008 i 10 overvåkingsfelter fra Dividalen. Felt D01 i gras/urte-dominert bjørkeskog, D02 blåbær/småbregnetype, D03 kreklingstype med lågurter, D04 fuktig snellerik blåbær/kreklingstype, D05 artsrik lågurtype, D06 fattig blåbær/skrubbærttype, D07 tørr krekling/lav type, D08-D09 rik høgstaudetype, D10 tørr krekling/dvergbjørk/lav type. – Change in average values per site of Dahl's *r* from sample plots in 10 monitoring sites at Gutulia from 1993 to 2008. Site D01 grass/herb woodland type, D02 bilberry/low fern type, D03 crowberry/low herb type, D04 moist horsetail type, D05 species rich low herb type, D06 poor bilberry/crowberry type, D07 dry crowberry/lichen type, D08-D09 rich tall herb type, D10 dry crowberry/lichen type.

Jordsmonnsendringer

Jordprøvene fra Dividalen viser generelt små endringer fra 1998 til 2008 (**tabell 3.14**). Glødetapet har gått signifikant fram med en økning i 40 av de 50 analyserutene. Som i Gutulia har innhold av natrium (justert for humusinnhold) gått betydelig tilbake, og jordprøvene fra Dividalen viser også en svak, men signifikant tilbakegang av kalium og magnesium. pH og total svovel, Kjeldahl-nitrogen, ekstraherbart fosfor, utbyttingskapasitet og basemetning viser ingen signifikante endringer.

3.4 Diskusjon

Gutulia

Status 2003

Overvåkingsområdet Gutulia ligger utenfor området i Sør-Norge som har blitt sterkest berørt av langtransportert forurensing, og har derfor fungert som et referanseområde i forhold til slik påvirkning. Ved tredjegangsgjenanalyse i 2003 var artsforekomster og vegetasjonens artssammensetning relativt stabil, og det ble ikke registrert endringer i vegetasjonen som kunne knyttes til forurensing, verken forsurening eller eutrofiering av nitrogen (Bakkestuen et al. 2004). Derimot ble det registrert en tilbakegang i mengder av moser og lav. Tilbakegangen av moser ble tolket som et resultat av ugunstige klimatiske vekstforhold i 2002 og 2003 før analysen, og reduksjon i lav ble sett i sammenheng med et høyt beitetrykk av rein.

Artsforekomster og artstetthet

Analysen i 2008 viste en fortsatt høy stabilitet i artenes forekomst, og artstettheten (antall arter per rute) av karplanter hadde heller ikke endret seg (**tabell 3.1** og **3.2**). Tilbakegangen i artstetthet av moser og lav som ble registrert i 2003 har opphørt, da det ikke ble registrert signifikante endringer i perioden 2003-2008. For perioden 1993 til 2008 er imidlertid endringen fortsatt signifikant, og markvegetasjonen i Gutulia viser således fortsatt en lavere artstetthet av moser og lav enn grunnlagsundersøkelsen i 1993.

Tabell 3.14 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske parametere i Dividalen fra 1998 til 2008. Glødetap (Gl) og basemetning (Base) i %. pH i vannekstrakt (pH-v) og pH i CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumacetat-ekstraherbart P, H, Na, K, Ca, Mg i mmol/kg tørr jord/glødetap. Utbyttingskapasitet (Kap) og syreoppløselig svovel (Tot S) i mmol/kg. Statistisk signifikante endringer med uthevet skrift (Wilcoxon ettutvalgstest av endringer i femti prøver mellom to år, $p \leq 0,05$). n- er antall analyseruter der variabelen har gått tilbake, n+ er antall analyseruter der variabelen har gått fram. M og SD angir middel og standardavvik for variabelen i angitt tidsperiode. – Average values and changes in soil chemical variables in Gutulia from 1998 to 2008. Loss-on-ignition (Gl) and base saturation (Base) in %. pH by water extraction (pH-v) og pH by CaCl₂-extraction (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammonium-nitrate-exchangeable P, H, Na, K, Ca, Mg in mmol/kg dry soil/Gl. Cation-exchange capacity (Kap) og sulphur by acid digestion (Tot S) in mmol/kg. – Statistically significant changes in bold (Wilcoxon signed rank test of changes in 50 plots between two years, $p \leq 0.05$). n- the number of plots where the variable decreased and n+ the number of plots where the variable increased. M and SD indicate the mean and the standard deviation for the relevant period.

	Gl	pH-v	pH-Ca	Kj-N/Gl	Tot S	P/Gl	H/Gl	Na/Gl	K/Gl	Ca/Gl	Mg/Gl	Kap	Base
1998	72,2	4,5	3,9	15,6	56,9	0,086	0,72	0,092	0,33	2,40	0,58	502,4	84,9
SD	14,1	0,5	0,6	2,9	9,0	0,036	0,39	0,037	0,07	1,20	0,19	108,3	8,6
2008	78,1	4,6	3,9	15,6	57,8	0,092	0,71	0,046	0,29	2,50	0,51	538,6	83,9
SD	17,0	0,5	0,6	3,3	12,0	0,032	0,44	0,017	0,06	1,50	0,20	191,6	9,5
Endring	5,9	0,1	0,0	0,0	0,9	0,004	-0,01	-0,046	-0,04	0,10	-0,07	36,2	-1,0
n-	10	23	27	27	25	22	23	49	30	27	41	22	29
n+	40	26	22	23	25	28	27	1	20	23	9	28	21
M	5,905	0,073	0,028	0,051	0,878	0,007	-0,011	-0,046	-0,035	0,092	-0,065	36,23	-0,936
SD	11,699	0,261	0,308	1,954	11,06	0,029	0,292	0,026	0,069	0,644	0,108	144,7	5,511
P	0,001	0,146	0,858	0,956	0,602	0,120	0,900	0,000	0,003	0,954	0,000	0,168	0,172

Mengdeendringer av arter og endring i artssammensetning

I Gutulia har det fra 1993 til 2008 skjedd en svak fortetning av feltsjiktet med økning av bregna fugletelg og flere gras som gulaks, smyle, sølvbunke og myskegras (**tabell 3.3** og **3.4**). Dette skyldes hovedsakelig en utvikling fra 1993 til 2003 og kan være en medvirkende årsak til tilbakegangen av moser og lav i samme periode, pga økt strømengde og mindre tilgang på lys og dermed endrede konkurranseforhold. Dette kommer i tillegg til ugunstige klimaforhold for moser (mindre nedbør (**figur 3.1**) og høyt lavbeite (se ovenfor)). Bare etasjemose og ribbesigd viser signifikant framgang i siste periode.

Tilbakegangen av moser i Gutulia står i motsetning til andre resultater fra overvåkingsprogrammet i bjørkeskog og barskog, der det har vært påvist en vedvarende økning i mosearters mengde og artsantall i de fleste områder (T. Økland et al. 2004a). Framgangen er også observert i overvåkingsprogrammer for terrengkalking (Aarrestad & Bakkestuen 2001, Aarrestad et al. 2003, Brandrud et al. 2001, 2003). Økningen er sannsynligvis et resultat av en klimaendring med mange relativt lange, milde og ofte fuktige høster der skogsmosene har hatt lange, gode vekstsesonger. Fra midten av 1990-tallet er det rapportert om klar tilbakegang av små moser i gran-skogsflatene, noe som skyldes at de overvokses av de store skogsmosene (T. Økland et al. 2004b). Dette fenomenet er ikke observert i Gutulia, der både store og små moser har gått tilbake.

En svak økning i mengde av feltsjiktarter kan settes i sammenheng med økt tilgang på næringsstoffer som nitrogen og fosfor (**tabell 3.7**). En generell heving av temperaturen i vekstsesongen (**figur 3.2**) kan også øke næringstilgangen, da nedbrytningshastigheten av organisk materiale er avhengig av temperatur (Stålfelt 1969, Schroeder 1984). Endringen mot en mer nitrogenkrevende vegetasjon støttes av ordinasjonen av analyserutene fra alle analyseår (**figur 3.4** og Bakkestuen et al. 2009) og endringen i Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen (**figur 3.6**). Økningen av Ellenbergs fuktighetsindikator fram mot 2003 og reduksjonen av denne fram mot 2008 sammenfaller både med tilbakegang av nedbør (**figur 3.1**) og heving av temperatur i vekstsesongen (**figur 3.2**), noe som kan påvirke mosenes vekst.

Selv om det er registrert signifikante endringer i vegetasjonen, er hovedkonklusjonen at markvegetasjonen i Gutulia er relativt stabil. De små registrerte endringene kan imidlertid være knyttet til økt nitrogenpåvirkning og et tørrere og varmere klima, og dette bør vurderes nøye i framtiden. Man skal heller ikke se bort i fra at mindre vegetasjonsendringer kan være et resultat av naturlige suksesjoner og vegetasjonsutvikling over tid.

Dividalen

Status 2003

Overvåkingsområdet Dividalen ligger lengst mot nord av bjørkeskogsflatene i TOV og har vært lite berørt av langtransportert forurensing. Dividalen har derfor fungert som et referanseområde i forhold til slik påvirkning. Ved tredjengangs gjenanalyse i 2003 ble det ikke registrert endringer i vegetasjonen som kunne knyttes til forurensing, verken forurning eller eutrofiering av nitrogen (Bakkestuen et al. 2004). Etter en innledende stor reduksjon i arter fra 144 arter i 1993 til 130 i 1998 (**tabell 3.8**) økte antallet noe i 2003 til 130. Noen arter, særlig moser, hadde imidlertid forsvunnet og noen nye arter hadde etablert seg. Dividalen var således før analysen i 2008 karakterisert av en viss variasjon i artsforekomster.

Artsforekomster og artstetthet

I perioden 2003 til 2008 har artsantallet økt til 147, særlig gjelder dette bladmoser. Det er fortsatt en del utskifting av arter, men pga overvåkingsområdets generelt høye artsantall, som skyldes forekomster av kalkrik berggrunn, må artstallene regnes som relativt stabile. Det er imidlertid skjedd en signifikant økning i artstetthet av både karplanter og bladmoser fra 2003 til 2008. For lav har antall arter gått tilbake fra 1993 til 2008 (**tabell 3.9**), noe som indikerer en viss endring i påvirkningsfaktorer.

Mengdeendringer av arter og endring i artssammensetning

Økningen i mengde av nærings- og basekrevende og til dels varmekrevende urter og gras som svarttopp, skogstorkenebb, fjelltistel, ballblom, smyle, småryrkvein, fjellrapp samtidig med en tilbakegang av mindre næringskrevende arter som krekling, blåbær, og tørketålende moser og lav (**tabell 3.10** og **3.11**) tyder på at næringsforhold og klima kan ha endret seg. Endringen mot mer base-/næringskrevende og termofil vegetasjon støttes også av ordinasjonen av analyserutene fra alle analyseår (**figur 3.10** og Bakkestuen et al. 2009), samt analysen av økologiske indikatorverdier. Ellenbergs baserikhet har gått fram siden 1988 (**figur 3.11**) og Ellenbergs nitrogen har økt svakt i hele analyseperioden (**figur 12**). Dahls *r*, som viser artenes varmekrav gjennom vekstsesongen, viser en økning etter 2003 (**figur 3.13**), og resultatene her stemmer godt overens med et varmere sommerklima vist ved klimamålinger fra nærliggende værstasjoner (**figur 3.8**).

En generell heving av temperaturen i vekstsesongen (**figur 3.2**) kan også øke næringstilgangen, da nedbrytningshastigheten av organisk materiale er avhengig av temperatur (Stålfeldt 1969, Schroeder 1984). Flere års angrep av bjørkemåler i overvåkingsområdet kan ha tilført jordsmonnet nitrogen ved at bjørkemålerlarvene spiser opp lauvverket i tresjiktet og nitrogenrik avføring faller ned på bakken (jf Hogstad 1998).

Tilbakegangen av lyngartene blåbær og krekling kan knyttes til nitrogenpåvirkning, da slike arter har lave nitrogenkrav og er følsomme for økt nitrogenpåvirkning (Ellenberg et al. 1992, Achermann & Bobbink 2003). Disse artene gikk også tilbake ved reanalysene av TOV-feltet i Møsvatn i 2007 (Aarrestad et al. 2008). Gjødslingsforsøk med nitrogen i skog viser ofte en tilbakegang av lyngarter (f. eks. van Dobben et al. 1999, fra furuskoger i Sverige). Tilbakegang av blåbær kan også knyttes til indirekte effekter av nitrogen, da økt nitrogentilgang øker skadefrekvensen av naturlige predatorer som sommerfugl-larver og sykdomsframkallende parasittiske sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøying av bladverket (Nordin et al. 1998, Strengbom et al. 2002, 2006). Skadefrekvensen øker også ved økt sommernedbør (jf **figur 3.7**). Tilbakegang av bakkelevende lav kan i tillegg til beite også skyldes høy nitrogentilførsel (Strengbom et al. 2001).

Framgangen av graset smyle kan settes i sammenheng med nitrogen, da graset har vist økt vekst i flere nitrogengjødslingsforsøk i skog (Hallbäck & Zhang 1998, van Dobben et al. 1999, Strengbom et al. 2002). Sammen med økt lystilgang pga avdøying av trær og redusert kronedekke

ved gjentatte bjørkemålerangrep kan dette forklare den store framgangen av smyle (jf Strengbom et al. 2004).

De kjemiske analysene av jordsmonnet viste imidlertid ingen særlige endringer for verken næringstilgang eller baserikhet i perioden 1998 til 2008. Jordsmonn reagerer generelt sent på ytre påvirkningsfaktorer som økt nitrogentilførsel og endrete klimaforhold, og trolig er påvirkningstiden her for kort til at endringer kan oppdages.

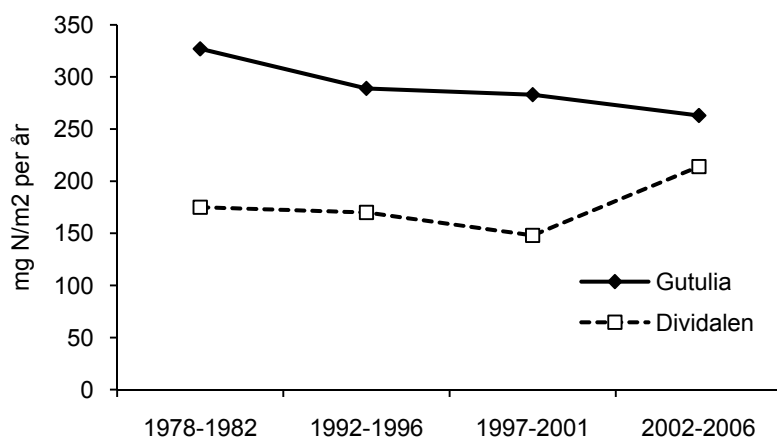
Hovedkonklusjonen er at markvegetasjonen i Dividalen er under endring mot frodigere vegetasjon, trolig knyttet til økt næringstilgang i form av nitrogen og basekationer, men også til endringer i klima med varmere sommermåneder.

Nitrogentålegrenser

For både Gutulia og Dividalen er økt tilgang på nitrogen framsatt som en mulig forklaringsvariabel på vegetasjonsendringer. Grensen for hvor mye nitrogen naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs at de er fastsatt på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt & Thörnelöf 1992, Achermann & Bobbink 2003). Nitrogentålegrensen for skogvegetasjon er satt til 1000 mg N/m² per år (Achermann & Bobbink 2003). Denne tålegrensen er imidlertid fastsatt på bakgrunn av forskning i mer termofile skoger. Nyere forskning fra Sverige anbefaler en nedre tålegrense for boreale skoger på 600 mg N/m² per år (Nordin et al. 2005). Fjellbjørkeskogen har også mye til felles med fjellvegetasjon, som har en nedre tålegrense på 500 mg N/m² per år.

Nitrogenavsetningen i Gutulia og Dividalen ligger godt under de aksepterte og foreslåtte tålegrensene (**figur 3.14**). Dagens avsetning i Gutulia, basert på perioden 2002-2006, er 263 mg N/m² per år (Aas et al. 2008). Avsetningen har avtatt noe siden perioden 1978-1982, da avsetningen var 327 mg N/m² per år (Hole & Tørseth 2002). Dagens avsetning i Dividalen er 214 mg N/m² per år. Det har imidlertid her vært en sterk økning i nitrogenavsetning sammenlignet med perioden 1978-2001. Avsetningen over tid har således vært betydelig større i Gutulia enn i Dividalen.

Siden avsetningen i overvåkingsområdene ligger godt under tålegrensen for skog, skulle man anta at langtransportert nitrogen ikke skulle påvirke vegetasjonen i disse områdene. Økt nitrogentilgang vil da hovedsakelig skyldes nitrogenrik avføring fra bjørkemålerlarver og fra økt nedbrytning av humus pga økt temperatur. Imidlertid er kunnskapen om nivåene for nitrogentålegrensene i boreale og alpine områder dårlig, og man skal ikke se bort fra at lengre tids vedvarende nitrogenavsetning, eller plutselige økninger i nedfallet, kan påvirke vegetasjonen selv om avsetningen ligger under de aksepterte tålegrensene.



Figur 3.14 Total nitrogenavsetning i ulike tidsperioder i Gutulia og Dividalen (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008). – Total nitrogen deposition at different periods at Gutulia and Dividalen (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008).

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Gutulia 1993 - 2008

Plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Gutulia i 1993, 1998, 2003 og 2008. Antall analyseruter der arten forekommer – Overview of plant species found in the monitoring plots in Gutulia in 1993, 1998, 2003 and in 2008. Number of sample plots where the species occur.

Latinske navn	Norske navn	1993	1998	2003	2008
Lyng og dvergbusker					
<i>Andromeda polifolia</i>	Kvitlyng	1	1	1	1
<i>Arctous alpinus</i>	Rypebær	1	1	1	1
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	5	3	4	5
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	4	3	4	3
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	15	12	9	10
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	29	25	24	22
<i>Juniperus communis</i>	Einer	9	11	13	12
<i>Picea abies</i>	Gran	0	1	1	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	12	13	14	13
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	50	50	50	50
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (Skinntryte)	15	17	16	18
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	48	49	48	49
Urter og karsporeplanter					
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	1	1	1	1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	4	2	2	2
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	1	3	1	2
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	25	25	25	26
<i>Hieracium</i> Sect. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver	0	1	1	1
<i>Hieracium</i> Sect. <i>Vulgata</i>	Beitesvæver	4	3	4	3
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	23	22	23	25
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	0	1	3	1
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	19	18	18	21
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	44	42	38	47
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	13	13	13	11
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	0	0	1	0
<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre	11	12	11	11
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengjeveng	1	1	1	1
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	9	7	8	8
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn	0	0	01	1
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie (smørblom)	2	1	1	1
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	9	8	7	6
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	6	6	6	5
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	18	18	19	19
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	39	39	40	39
Gras og halvgras					
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	2	2	4	4
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks/Fjellgulaks	7	7	9	9
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	50	50	50	50
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	2	2	2	2
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	2	2	2	3
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	6	6	5	5
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	8	8	8	8
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	5	5	4	5
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	27	28	29	29
<i>Melica nutans</i>	Hengjeaks	1	1	1	1
<i>Milium effusum</i>	Myskegras	7	7	7	7
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	2	2	2	2
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	5	6	6	7
Bladmoser					
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	30	35	25	24
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	14	17	12	12
<i>Buxbaumia aphylla</i>	Brunsko	1	0	0	0
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	2	5	3	4
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	0	4	1	1
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	50	49	47	48
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusemose	0	0	1	0
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	28	31	29	30
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	0	5	4	1

Latinske navn	Norske navn	1993	1998	2003	2008
<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	Glans-/Flakjamnemoser	23	24	17	19
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	42	41	40	40
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	13	11	2	2
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemoser	23	22	20	21
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemoser	9	7	4	4
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjørmoser	2	1	2	2
<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmoser	11	10	7	6
<i>Rhytidiadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	Eng-/Fjørkransmoser	2	2	3	2
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmoser	1	1	2	1
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmoser	5	6	6	5
<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmoser	1	1	1	1
<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmoser	1	0	0	0
Levermoser					
<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmose	2	1	0	1
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmose	1	2	1	1
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmose	37	22	12	11
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose	46	43	44	43
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak	6	6	5	4
<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmoser			2	1
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose	12	14	4	4
<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsemose	0	0	1	1
<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose	0	4	0	0
<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik	1	0	0	0
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	1	6	2	0
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	18	19	15	11
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik	22	23	11	10
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	8	7	3	4
Lav					
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	6	7	3	4
<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav/Fjellreinlav	11	13	8	6
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav	7	10	7	5
<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger	0	1	1	0
<i>Cladonia coccifera</i>	Grynrodbeger	14	13	11	10
<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl	0	0	0	1
<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl	24	25	16	11
<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav	0	2	0	0
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav	11	7	7	5
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	7	2	1	0
<i>Cladonia macrophylla</i>	Trevlelav	5	10	5	2
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav	0	0	0	1
<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull	6	7	6	5
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav	2	6	3	1
	Pulverbrunbe-				
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	ger/Kornbrunbeger	8	8	7	8
<i>Cladonia coccifera</i> coll.	Rødbeger	9	11	2	4
<i>Cladonia furcata</i> coll.	Gaffellav/Gryngaffel	3	3	2	3
<i>Cladonia sulphurina/deformis</i>	Fausklav/Begerfausklav	10	6	5	4
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	6	4	2	2
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn	2	1	0	0

Vedlegg 3.2 Planter registrert i Dividalen 1993 - 2008

Plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Dividalen i 1993, 1998, 2003 og 2008. Antall analyse-ruter der arten forekommer – Overview of plant species found in the monitoring plots in Dividalen in 1993, 1998, 2003 and in 2008. Number of sample plots where the species occur.

Latinske navn	Norske navn	1993	1998	2003	2008
Lyng og dvergbusker					
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	9	9	9	9
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	11	9	8	7
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	41	41	40	37
<i>Juniperus communis</i>	Einer	4	4	4	5
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	Småtranebær	0	0	1	0
<i>Phyllodoce caerulea</i>	Blålyng	5	4	4	4
<i>Salix caprea</i>	Selje	3	3	3	2
<i>Salix glauca</i>	Sølvvier	6	8	8	9
<i>Salix hastata</i>	Bleikvier	2	2	4	6
<i>Salix lapponum</i>	Lappvier	1	0	0	0
<i>Salix myrsinifolia</i>	Svartvier	0	0	0	1
<i>Salix phylicifolia</i>	Grønvier	3	3	1	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	1	1	1	1
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	44	44	41	41
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (Skinntryte)	26	27	27	27
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	47	48	49	48
Urter og karsporeplanter					
<i>Alchemilla glabra</i>	Glattemarikåpe	9	9	10	9
<i>Alchemilla glomerulans</i>	Kjeldemarikåpe	0	0	0	1
<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	Marikåper	0	1	0	0
<i>Antennaria dioica</i>	Kattefot	3	2	1	1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	0	1	1	0
<i>Astragalus alpinus</i>	Setermjelt	1	1	1	1
<i>Bartsia alpina</i>	Svarttopp	4	5	5	5
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	2	3	1	3
<i>Botrychium lunaria</i>	Marinøkkel	0	0	0	1
<i>Cerastium fontanum</i>	Skogarve	10	8	5	6
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	33	33	33	28
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	2	2	0	1
<i>Cirsium heterophyllum</i>	Kvitbladtistel	1	1	1	1
<i>Coeloglossum viride</i>	Grønkurle	1	4	5	2
<i>Diphasiastrum complanatum</i> ssp. <i>complanatum</i>	Vanleg skogjamne	1	1	1	3
<i>Epilobium alsinifolium</i>	Kjeldemjølke	1	1	0	0
<i>Epilobium hornemannii</i>	Setermjølke	0	2	3	4
<i>Equisetum arvense</i>	Åkersnelle	0	2	0	0
<i>Equisetum palustre</i>	Myrsnelle	0	0	1	1
<i>Equisetum pratense</i>	Engsnelle	17	18	19	22
<i>Equisetum scirpoides</i>	Dvergsnelle	2	0	0	0
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	19	18	18	20
<i>Equisetum variegatum</i>	Fjellsnelle	0	0	2	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt	0	0	1	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	18	19	20	21
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	12	13	13	14
<i>Hieracium alpinum</i> agg.	Fjellsvæver	2	2	2	2
<i>Hieracium</i> Sect. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver	1	3	4	6
<i>Hieracium</i> Sect. <i>Vulgata</i>	Beitesvæver	7	9	8	10
<i>Hieracium</i> spp.	Svæveslekta	0	0	0	1
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	36	37	37	36
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	4	4	4	3
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	18	16	18	18
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	14	16	17	21
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	22	21	18	24
<i>Myosotis decumbens</i>	Fjellminneblom	8	6	6	6
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt	6	6	5	6
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrøn	8	10	10	8
<i>Pedicularis lapponica</i>	Bleikmyrklegg	20	19	15	12
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	0	0	0	1

Latinske navn	Norske navn	1993	1998	2003	2008
<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure	2	2	2	2
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn	9	8	8	11
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie (smørblom)	14	14	13	13
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	13	13	11	13
<i>Rubus saxatilis</i>	Tågebær (teiebær)	1	1	1	1
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	11	10	11	13
<i>Saussurea alpina</i>	Fjelltistel	11	11	13	14
<i>Selaginella selaginoides</i>	Dvergjamne	4	4	2	5
<i>Silene dioica</i>	Raud jonsokblom	2	2	1	2
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	35	37	34	37
<i>Stellaria borealis</i>	Fjellstjerneblom	0	0	2	2
<i>Stellaria graminea</i>	Grassstjerneblom	1	0	0	0
<i>Taraxacum croceum</i> agg.	Fjell-løvetenner	5	5	5	6
<i>Taraxacum</i> spp.	Løvetannselekta	6	6	6	6
<i>Thalictrum alpinum</i>	Fjellfrøstjerne	1	1	1	1
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	24	24	22	25
<i>Trollius europaeus</i>	Ballblom	10	10	10	10
<i>Veronica alpina</i> ssp. <i>alpina</i>	Vanleg fjellveronika	2	2	1	2
<i>Viola biflora</i>	Fjellfiol	14	15	15	15
Gras og halvgras					
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks/Fjellgulaks	16	18	18	17
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	50	50	50	50
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	6	4	4	4
<i>Carex nigra</i> var. <i>nigra</i>	Vanleg slåtestarr	13	14	14	14
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	1	0	1	1
<i>Calamagrostis lapponica</i>	Finnmarksrøyrkvein	11	8	7	8
<i>Calamagrostis neglecta</i>	Smårøyrkvein	0	3	4	2
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrøyrkvein	28	30	30	30
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	4	4	4	4
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	11	10	13	15
<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv	1	1	1	1
<i>Luzula multiflora</i> ssp. <i>frigida</i>	Seterfrytle	1	0	0	0
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	12	12	14	12
<i>Milium effusum</i>	Myskegras	3	3	2	3
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	5	3	9	10
<i>Poa alpina</i>	Fjellrapp	4	7	7	9
<i>Poa pratensis</i>	Engrapp	12	9	13	15
<i>Trisetum spicatum</i>	Svartaks	1	0	0	0
Bladmoser					
<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	1	0	0	1
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	21	22	24	25
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	6	8	8	14
<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose	16	16	13	15
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmose	0	0	0	1
<i>Bryum</i> sp.	Vrangmose	1	0	1	2
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	4	3	0	0
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	1	0	0	0
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	31	30	31	31
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	37	38	39	37
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	0	0	1	0
<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose	10	10	10	10
<i>Mnium stellare</i>	Stjernetornemose	1	0	0	0
<i>Philonotis fontana</i>	Teppekjeldemose	0	0	0	1
<i>Plagiothecium</i> sp.	Jamnemose	4	3	4	3
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjammemose	0	0	0	1
<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	Glans-/Flakjammemose	0	0	0	1
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	36	36	37	36
<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke	2	0	0	0
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	6	4	2	4
<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose	1	0	2	4
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose	0	0	1	1
<i>Polytrichastrum longisetum</i>	Brembinnemose	0	0	0	1
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose	25	25	26	30
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose	24	21	18	18
<i>Polytrichum piliferum</i>	Rabbebjørnemose	0	0	0	1
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	0	0	0	1

Latinske navn	Norske navn	1993	1998	2003	2008
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	Storrundmose	4	4	4	3
<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose	2	1	1	1
<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose	11	11	10	13
<i>Sanionia uncinata</i>	Kobleikmose	4	2	1	2
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose	0	0	1	1
<i>Timmia austriaca</i>	Raudsliremose	1	0	0	1
<i>Tortula muralis</i>	Murtustmose	1	0	0	0
Levermoser					
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser	1	0	0	2
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser	10	9	6	8
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser	5	1	1	1
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser	45	44	44	43
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak	2	1	1	1
<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmose	0	0	1	0
<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose	4	4	3	3
<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsemose	0	0	2	3
<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose	1	0	0	0
<i>Cephaloziella rubella</i>	Raudpistremose	0	1	0	0
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Bekkeblonde	0	1	1	1
<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde	2	2	2	2
<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose	3	3	3	3
<i>Lophozia heterocolpos</i>	Piskflik	1	0	0	0
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	12	15	16	17
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik	8	6	6	5
<i>Mylia taylorii</i>	Raudmuslingmose	1	0	0	0
<i>Pellia epiphylla</i>	Flikvårmoser	1	1	1	1
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	4	5	5	5
<i>Scapania irrigua</i>	Sumptvibladmose	1	0	0	0
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann	1	0	0	0
Lav					
<i>Cetraria ericetorum</i>	Smal islandslav	2	2	1	1
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	2	1	0	1
<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav/Fjellreinslav	10	10	10	9
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav	6	7	6	5
<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger	3	5	4	3
<i>Cladonia chlorophaea</i>	Pulverbrunbeger	12	12	7	6
<i>Cladonia coccifera</i>	Grynørdbeger	3	2	5	7
<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl	1	0	0	1
<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav	2	2	1	0
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger	5	4	2	2
<i>Cladonia ecmocyna</i>	Snøsyl	14	14	11	10
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav	10	12	8	6
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	7	6	7	6
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinslav	11	9	7	8
<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav	0	0	0	1
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav	6	5	4	2
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	6	6	5	6
<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe	1	0	0	0
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn	0	1	0	0
<i>Lobaria linita</i>	Fjellnever	3	3	0	1
<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge	12	12	10	10
<i>Peltigera aphthosa</i>	Grønnever	9	9	9	8
<i>Peltigera degenii</i>	Blank bikkjenever	2	0	0	0
<i>Peltigera malacea</i>	Mattnever	4	2	3	3
<i>Peltigera polydactylon</i>	Fingernever	2	1	1	1
<i>Peltigera rufescens</i>	Brunnever	1	1	0	0
<i>Peltigera</i> sp.	Årennever	0	1	1	1
<i>Stereocaulon paschale</i>	Vanlig saltlav	4	3	3	3

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell

Rune Halvorsen, Vegar Bakkestuen og Anders K. Wollan

Undervegetasjonen i skog inneholder et bredt spekter av planteartsgrupper, som representerer mange ulike livsformer og tilpasninger til miljøet og derfor utgjør et stort sett av indikatorer som er følsomme overfor mange ulike påvirkningsfaktorer (T. Økland et al. 2001, 2004a). Overvåking av undervegetasjonen i gran- og furuskog har pågått i Solhomfjell-området siden 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Fra 2001 har overvåkingen i Solhomfjell vært samordnet med tilsvarende overvåking i regi av NIJOS (nå Norsk institutt for skog landskap) og NINA (innenfor TOV) i 'Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog', innenfor 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold' (St.meld. 42 (2000-2001)).

Resultater etter fullført tredje analyseomløp i de 11 granskogsområdene (Solhomfjell-området og 10 områder undersøkt av Norsk institutt for skog og landskap, fra Vennesla i sør til Rana i nord) i 2002 (T. Økland et al. 2004b) viste to hovedtrender: (1) Vedvarende tilbakegang for mange karplantearter i de sørligste/sørøstligste områdene. (2) Økning i moseartenes mengde og artsantall. Men mens det i første femårsperiode (etablering 1988–92, første reanalyse 1993–97) ble observert en generell mengdeøkning for et flertall av moseartene, fortsatte mengdeøkningen for store moser også i neste periode (1993/97–1998/2002), samtidig som det var en klar tendens til at mengden av mindre moser avtok i mange områder. Disse endringene ble henholdsvis tolket som en tidsforskjøvet respons på langvarig forsurening av skogsjorda relatert til langtransportert forurensing og som en umiddelbar respons på generelt gode voksebetingelser for moser gjennom 1990-tallet og fram til 2002. T. Økland et al. (2004b) forklarer de mindre mosenes tilbakegang med at de i økende grad overvokses av større moser. I Solhomfjell-området ble imidlertid kun ubetydelige endringer observert for moser fra 1993 til 1998 (R. Økland et al. 2000).

Fjerde analyseomløp i Solhomfjell-området (i 2003) viste tegn på at karplanteartenes tilbakegang hadde stoppet opp, mens de store skogsmosene økte signifikant i mengde i granskogen. Moser som avtok i mengde i perioden 1998–03 var mindre enn gjennomsnittsmosen; i tråd med observasjonene i de andre overvåkingsområdene i granskog. Dette endringsmønsteret har seinere blitt bekreftet ved reanalyse av vegetasjonsflater i Urvatnet (Sør-Trøndelag) av T. Økland & Bratli (2008) og i Rausjømarka (Akershus) av T. Økland et al. (kap. 5). Som en ny hovedtrend (3) ble det observert betydelig økt dekning av smyle (*Avenella flexuosa*) i granskogen, et endringsmønster som også er kjent fra andre undersøkelser og som er forklart som resultat av høye antropogene tilførsler av nitrogen (Falkengren-Grerup 1995, Odell & Ståhl 1998, Nordin et al. 2005, Hülber et al. 2008). Smyleøkningen i Solhomfjell fram til 2003 stemte dermed overens med et større regionalt mønster (T. Økland et al. 2008).

Klare endringsmønstre i artssammensetning i undervegetasjonen i granskog etter 1988 (i furuskogen i Solhomfjell har det aldri vært observert veldig klare og konsistente endringsmønstre; se R. Økland & Nordbakken 2004) gjør at det knytter seg stor interesse til det videre endringsforløpet. I denne rapporten oppsummeres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Solhomfjell-området 1988–2008, med særlig vekt på femårsperioden 2003–08.

4.1 Metoder

Utvalgsmetodikk

Hovedtrekkene i prøveflateplassering og dataanalysemetoder følger et konsept beskrevet i detalj i Lawesson et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). I Solhomfjell-området ble først 8 transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene. Posisjoner for 100 storflater á 16 m² ble så valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble plassert to flater, hver 1 m², i faste posisjoner. En flate i hver storflate, til sammen 100 flater, er analysert fem ganger. De 61 flatene som er typifisert som granskog og

de 39 som er typifisert som furuskog er, med unntak for ordinasjonsanalysen, bearbeidet som to separate datasett i denne rapporten (jf R. Økland & Eilertsen 1993).

Artsregistrering

I alle flater ble ved alle analysetidspunkter forekomst/fravær av alle arter (bortsett fra frøplanter av trær) notert i hver av 16 småruter, og smårutefrekvens (mellom 0 og 16) beregnet som mål på artsmengde. Fra 1993 ble også prosent dekning (subjektivt estimert) registrert for hver art som et tilleggsmål på mengde. Fra 1993 (i 1993 og 1998 bare for et utvalg på 50 flater) er også total prosentvis dekning av kryptogamer registrert.

Registrering av økologiske faktorer, treinnflytelse og klima

Ved første gangs analyse i 1988 ble 33 miljøvariabler (topografi, treinnflytelse, jordkjemi og jordfysikk m.m.) registrert i tilknytning til alle de 200 flatene (R. Økland & Eilertsen 1993). Disse ble benyttet til tolkning av sammenhenger mellom gradienter i artssammensetning, identifisert ved DCA-ordinasjon (R. Økland & Eilertsen 1993). Fordi tidsserier av jordvariabler viser stor variabilitet på fin romlig skala og gjennom året (Skjellberg 1991), er ikke jordprøver analysert etter 1993. Store datamengder og lange tidsserier er ansett som nødvendige for å kunne påvise sikre trender (R. Økland et al. 2000).

Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data fra første gangs analyse i 1988

Grunnlaget for å analysere vegetasjonsendringer i Solhomfjell-området er en DCA-ordinasjon (Hill 1979) av observerte frekvenser av arter i småruter innen hver flate i 1988 (200 flater med 171 arter) (R. Økland & Eilertsen 1993). DCA-ordinasjonen ble utført med programmet CANOCO versjon 3.12 (ter Braak 1987, 1990). Standardvalg ble brukt, bortsett fra segmentdetrending og nedveiling av arter med lavere frekvens i materialet enn medianfrekvensen (Eilertsen et al. 1990). DCA-ordinasjonen ble bekreftet (R. Økland 1996) ved sterk overensstemmelse med aksene i en parallell LNMDs-ordinasjon (Minchin 1987), utført med programmet DECODA versjon 2.01 (Minchin 1990). På grunnlag av korrelasjonskoeffisienter mellom flatenes skårer langs aksene og de økologiske variablene, tolket R. Økland & Eilertsen (1993, 1994) DCA-aksene 1 og 2.

DCA-akse 1 var relatert til topografi (på grov skala) og skilte granskog (Delsett A; aksekskårer < 3,25 S.D.-enheter) fra furuskog (Delsett B). I granskogen avtok pH og humuslagets innhold av næringsstoffer langs denne aksene, mens jorddybden avtok og vegetasjonens preg av tørkeutsatthet økte langs aksene i furuskog. Granskog og furuskog ble videre inndelt i skogtyper, tilsammen fire, som avløser hverandre langs DCA-akse 1: (A1) Rikere granskog; middels rik, frisk skog av lågurt- og småbregnegranskogstype, i nedre del av lisider og forsenkninger i terrenget (skårer < 2,00 S.D.-enheter). (A2) Fattig granskog; fattig, frisk granskog av blåbærgranskogstype (i snever forstand), på plane til konkave lisider (skårer mellom 2,00 og 3,25 S.D.-enheter). (B1) Lyngfuruskog; middels tørr lyngdominert furuskog i konvekse lisider (skårer mellom 3,25 og 4,50 S.D.-enheter). (B2) Lavrik furuskog; ekstremtørr lavdominert furuskog på koller og rygger (skårer > 4,50 S.D.-enheter).

DCA-akse 2 var relatert til fin-skala forsumpning, og gjenspeilte først og fremst variasjonen i kryptogamvegetasjon fra vanligvis relativt fuktige voksesteder mellom trær (lave skårer) til voksesteder under trær som vanligvis er mindre fuktige (høye skårer).

DCA-ordinasjon av 500 analyser (1988, 1993, 1998, 2003 og 2008)

Ny DCA-ordinasjon ble utført på smårutefrekvensdata for 174 arter i 500 observasjonsenheter (100 prøveflater × 5 analysetidspunkter). Programbiblioteket *vegan* (versjon 1.11.1; Oksanen et al. 2007) i R versjon 2.7.1 (Anonym 2008) ble benyttet, med de samme valg som i ordinasjonen av 200 prøveflater analysert i 1988 (se over). Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient beregnet mellom skårer for de 100 1988-analysene langs tilsvarende akser i de to ordinasjonsanalysene viste at de to førsteaksene var tilnærmet identiske (Kendall's $\tau = 0,9525$, $P < 0,0001$, $n = 100$). Også andreaksene var sterkt korrelert (Kendall's $\tau = 0,4464$, $P < 0,0001$, $n = 100$). Punktvermenes form skiller seg på ett vesentlig punkt mellom de to ordinasjonene: I ordinasjonen av 200 prøveflater for 1988 var prøveflatene jevnt spredd langs DCA-akse 2 både for lave (granskog) og høye (furuskog) skårer langs DCA-akse 1 (R. Økland & Eilertsen 1993: Fig. 10). Ordinasjonen av 500 observasjonsenheter hadde derimot en sterk tungeeffekt (Minchin

1987, R. Økland 1990), det vil si at prøveflater med høye skårer langs akse 1 (furusogsflatene) hadde liten spredning langs akse 2. I slike tilfeller bør ikke akse 2 tolkes samlet fordi tungeformen er et produkt av (en artifakt ved) metoden, og ikke nødvendigvis en egenskap ved datamaterialet. I tråd med anbefalinger gitt av R. Økland (1996), gjorde vi derfor en parallell GNMDS-ordinasjon (Oksanen 2007), først av artssammensetningen i de 100 prøveflatene i 1988 (dimensjonalitet = 2, antall startkonfigurasjoner = 100, maksimalt antall iterasjoner = 200, konvergenskriterium = 0,999999). Aksene i GNMDS-ordinasjonen var parvis korrelert med aksene i de to DCA-ordinasjonene, men andreaksen i GNMDS-ordinasjonen var til dels en bueformet forvrengning av førsteaksen. Til tross for tungeeffekten, valgte vi derfor å legge DCA-ordinasjonen til grunn for analyser av endring i artssammensetning. Vi beregnet imidlertid korrelasjoner mellom flateskårer langs andreaksene i de to DCA-ordinasjonene separat for de to deldatasettene. Resultatene viste at overensstemmelsen mellom andreaksene var bedre innenfor hvert deldatasett enn for hele materialet sett under ett (deldatasett A – granskog: Kendall's $\tau = 0,6263$, $P < 0,0001$, $n = 61$; deldatasett B – furuskog: Kendall's $\tau = 0,5518$, $P < 0,0001$, $n = 39$). Tolkningen av DCA-aksene 1 og 2 basert på 1988-materialet gjelder derfor også for DCA-aksene i ordinasjonen av reanalysedataene.

Analyser av endringer mellom to analysetidspunkter

Endringer er i hovedtrekk analysert med samme metodikk som tidligere (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Resultater fra tidligere reanalyser (femårsperiodene 1988–93, 1993–98, 1998–2003) er, når det har vært nødvendig for å vise utviklingen over tid, repetert. Hovedfokuset i denne rapporten er imidlertid på endringer 2003–2008 og 1988–2008. Det er noen små forskjeller mellom de endringsmønstre som rapporteres her sammenliknet med tidligere rapporterte resultater for samme prøveflateutvalg. Dette skyldes at noen (få) opplagte feil i artsregistreringene, oppdaget etter feltarbeidet i 2008, ble rettet før ny bearbeiding. Forskjeller fra de endringsmønstrene for artstetthet for kryptogamer 1998–2003 som ble rapportert av R. Økland & Nordbakken (2004) skyldes at R. Økland & Nordbakken (2004) ved en feiltakelse hadde utelatt lav fra analysene av artstetthet. All testing er gjort separat for gran- og furuskog (med henholdsvis 61 og 39 flater).

Følgende indikatorvariabler ble testet for endringer (hypotese: median endring = 0, mot tosidig alternativhypotese) ved bruk av ikke-parametrisk ettutvalgs Wilcoxon-test (Sokal & Rohlf 1995): (1) Endring i mengder (smårutefrekvens) for enkeltartene. Testing ble utført for arter med mengdeendring i ≥ 5 flater i en gitt skogtype (gran- eller furuskog) i den aktuelle tidsperioden. Ved tolkning av artsendringsmønstrene ble også artenes ettårspersistens (R. Økland 1995a,b), det vil si deres tendens til å forbli i ei prøveflate og ikke kolonisere nye flater i løpet av ett år (jf Herben et al. 1993), trukket inn. Ettårspersistensen ble beregnet på grunnlag av årlige observasjoner av artenes forekomst i 50 prøveflater i perioden 1988–93 og er i henhold til R. Økland (1995d) og R. Økland et al. (2000) angitt på en firedelt skala: svært lav, lav, høy, svært høy. Tolket endring er angitt på en nitrinsskala: meget sterk endring (– – –,+++), sterk endring (– –,++), svak endring (–, +), mulig endring [(–),(+)] og tilsynelatende ingen endring (0). (2) Endring i antall karplantearter og antall kryptogamarter (fordelt på bladmose-, levermose- og lavarter) – artstetthet (Grace 1999) – i hver flate. Testing ble utført for skogtyper med minst 2 arter i gjennomsnitt pr. prøveflate, perioden 1988–2008 sett under ett. (3) Endring i artssammensetning, uttrykt som forflytning av prøveflater langs DCA-aksene 1 og 2.

Ved fjerde gangs reanalyse i 2003 (R. Økland & Nordbakken 2004) ble endring i treinnflytelse på hver enkelt prøveflate beregnet for bruk som forklaringsvariabel for prøveflatenes forflytninger i ordinasjonsdiagrammet. Da ingen signifikante sammenhenger mellom endring i treinnflytelse og endring i artssammensetning ble funnet, er ikke tilsvarende analyser utført denne gangen.

Hypotesen 'antall arter i en gitt artsgruppe som økte (respektivt avtok) signifikant i mengde i en gitt tidsperiode var større enn det forventede antallet (lik $0,025 \cdot n$, der n = antallet arter som ble testet)', ble testet ved bruk av den eksakte testen basert på binomialfordelingen med $P = 0,025$ i hvert enkelt forsøk, mot det ensidige alternativet 'større enn' (Sokal & Rohlf 1995). Småplanter av trær og de ettårige marimjelle-artene *Melampyrum* spp. ble ikke tatt med i disse testene på grunn av stor variasjon fra år til år (R. Økland 1995b).

Sammenheng mellom endringer i kryptogamartenes mengde og deres størrelse ble testet etter beregning av en størrelsesindeks S for alle observerte kryptogamarter (R. Økland 1995a), en subjektivt estimert indeks som angir største lengde * bredde i mm^2 for ett års normal vekst med verdier på en 9-punkts logaritmisk skala (< 4 , $4-8$, $8-16$, $16-32$, $32-64$, $64-128$, $128-256$, $256-512$, $> 512 \text{ mm}^2$). Grunnlaget for angivelse av S er dels opplysninger i litteraturen, dels egne felt-observasjoner i undersøkelsesområdet.

De to hypotesene 'det er ingen tendens til at store (små) kryptogamer går signifikant mer fram enn små (store)' ble testet for hvert tidsintervall der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet økte i mengde (og tilsvarende for tidsintervaller der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet avtok i mengde). Til dette ble benyttet en skreddersydd randomiseringstest (Monte Carlo permuteringstest; Legendre & Legendre 1998), beskrevet i detalj hos T. Økland et al. (2004b).

Utvikling i populasjoner av etasjemose

Populasjonsbiologiske studier av etasjemose (*Hylocomium splendens*) har foregått i 1 m^2 -flatene i Solhomfjell-området og seks av overvåkingsområdene til Skog og landskap i granskog (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia og Granneset; T. Økland et al. 2001) siden 1990, se R. Økland (1995c). I Solhomfjell-området brukes 101 av de 200 flatene som ble merket opp og analysert i 1988 i etasjemoseundersøkelsen. Dette flateutvalget omfatter alle flater som er typifisert som frisk granskog (voksestedstype 5) av R. Økland & Eilertsen (1993). Demografiske registreringer blir foretatt i ei flate fra det året det var minst 8 etasjemosevekstpunkter (se nedenfor) innenfor et forhåndsdefinert areal (vanligvis smårute 3 fra venstre i nedre rad, 625 cm^2) innenfor flata. En standardisert metode har blitt benyttet for å redusere eller øke dette arealet når antallet vekstpunkter kom utenfor intervallet 6–50 (fra 2001 endret til 8–32, fra 2008 8–28). Antallet flater med demografiske registreringer var 19 da registreringene startet i 1990, men har gradvis økt. I 2008 tilfredsstilte 27 flater inngangskravet for demografiske registreringer. Detaljerte beskrivelser av arten, datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder finnes hos R. Økland (1995c), se også R. Økland (1997a).

Etasjemosen har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, R. Økland 1995c). Arten er representativ for store moser i skogbunnen fordi den i likhet med de fleste andre store skogbunnsmoser er ektohydrisk (Buch 1945, 1947), det vil si at den opptar vann og næringsstoffer gjennom hele overflata. Ektohydriske mosers vekst er i hovedsak styrt av lengden på perioden med lys-, temperatur- og fuktighetsforhold som muliggjør vekst (Stålfelt 1937, R. Økland 1997a). Slike moser er derfor følsomme overfor endringer i klimaet. Etasjemoseskudd er bygd opp ved repetisjon av moduler ('etasjer') som i prinsippet er like. Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt vekstpunkt fra ryggsida av hovedstengelen, ved foreining av ett år gammelt vev. Samme høst utvikler det nye vekstpunktet greiner av første og ofte også andre orden. I august det påfølgende året, ved ett og et halvt års alder, har det nå dobbelt fjærgreinete vekstpunktet nådd full størrelse og blitt et modent segment. Vekstpunkter kan imidlertid også utvikle seg fra skuddfragmenter og ved regenerering fra hvilende anlegg på eldre deler av skuddene (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes kontinuerlig ned fra grunnen, men de siste 2-8 segmentene holdes normalt sammen i en skuddkjede om ikke skuddet blir fysisk skadet.

Årlige registreringer ble utført hvert år 1990–2008 mellom 10. september og 10. oktober, dvs etter at de nye segmentene var fullt utvokst, men før første snøfall. Ved hver årlig registrering ble alle vekstpunkter som ble registrert forrige høst forsøkt gjenfunnet. Alle intakte vekstpunkter ble kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (R. Økland 1995c). Utviklingen i mosedekket år for år er beskrevet ved hjelp av seks variabler: (1) Mosedekningen i det aktive arealet i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (2) Dekningen av etasjemose i samme. (3) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI) med startår 1989 (R. Økland et al. 2000). (4) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt angitt i $1/10 \text{ mg}$. Tørrvektestimering ble gjort på grunnlag av målinger av (i) segmentlengde, (ii) antall første ordens greiner med greiner av andre orden, og (iii) lengste første ordens grein, ved bruk av en re-

gresjonsmodell som forklarer 91,3 % av variasjonen i segmentstørrelse (R. Økland 1995c). (5) Etasjemoseproduksjonen (g/m^2), beregnet som et produkt av tettheten i inneværende år og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne året før. Vekstpunkttettheten (antall vekstpunkter pr. m^2) ble beregnet som gjennomsnittlig tetthet i de 101 prøveflatene som er med i undersøkelsen (dvs også inkludert flater uten etasjemose). (6) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle segmenter som ble modne i år t, angitt på en seksdelt skala (R. Økland 2000) på grunnlag av prosentandelen av segmentet som var synlig ovenfra (dekningen av segmentets egne dattersegmenter ikke tatt i betraktning): 0 (begravd; mindre enn 5 % synlig ovenfra), 1 (lavt plassert; 5-25 % synlig), 2 (intermediær plassering; 25-75 % synlig), 3 (høyt plassert; 75-95 % synlig), 4 (på toppen; 95-100 % synlig, men skuddet hadde kontakt med substratet eller andre moser), og 5 (oppstikkende; 100 % synlig og uten kontakt med substrat eller andre moser). Den optimale plasseringen av skuddene med hensyn til balansen mellom lystilgang og gunstige fuktighetsforhold er i klasse 3 (R. Økland 2000).

4.2 Resultater

Endring i totalt antall arter

Det totale antallet arter i de 61 1-m^2 flatene i granskog var 121 i 2008, fordelt på 54 karplantearter, 33 bladmosearter, 5 torvmosearter, 27 levermosearter og 2 lavararter (**tabell 4.1**). Artsantallet var relativt stabilt fra starten i 1988 fram til 2003, men avtok med 5 fra 2003 til 2008. Fire av karplanteartene som ble observert i flatene i 2003, manglet i 2008 (skogmarihånd *Dactylorhiza fuchsii*, vårerteknapp *Lathyrus vernus*, småtveblad *Listera cordata* og bringebær *Rubus idaeus*), sistnevnte ble observert for første og hittil eneste gang i 2003. Fra 2003 til 2008 ble to nye karplantearter funnet; en av disse, eik *Quercus* spp. var ikke til stede i 2003 men fantes i tidligere år, mens den andre (stjernestarr *Carex echinata*) aldri hadde vært observert i flatene før. I 2008 hadde den vandret inn i en forsumpet rotveltgrop i flate 20, etter vindfall av en stor gran vinteren 1989. Tre bladmosearter ble ikke gjenfunnet (trådfloke *Heterocladium heteropterum*, blåmose *Leucobryum glaucum* og sigdnervmose *Paraleucobryum longifolium*), mens én ny bladmoseart (ugrasvegmos *Ceratodon purpureus*) ble gjenfunnet i 2008. For torvmoser og levermoser var antallet observerte arter det samme i 2008 som i 2003; for levermoser etter at én art (pistremose *Cephaloziella* spp.) ble gjenfunnet mens én hadde forsvunnet (rødmuslingmose *Mylia taylorii*). En lavart (brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg.) ble ikke gjenfunnet i 2008. Det har vært en viss utskiftning av artsinventaret; 143 arter har totalt vært funnet i de 61 granskogsflatene gjennom tjuetårsperioden.

Tabell 4.1 Totalt antall arter observert i de 61 1-m^2 flatene i granskog og i de 39 flatene i furuskog i Solhomfjell-området hvert av undersøkelsesårene 1988, 1993, 1998, 2003 og 2008, samt totalt for alle årene. – Total number of species observed in the 61 1-m^2 plots in spruce forest and the 39 plots in pine forest in the Solhomfjell area each year 1988, 1993, 1998, 2003, 2008 and in total.

Artsgruppe	1988	1993	Antall arter 1998	2003	2008	Totalt
Granskog						
Karplanter	56	55	53	56	54	62
Bladmoser	34	36	38	35	33	41
Torvmoser	4	4	4	5	5	5
Levermoser	26	30	29	27	27	32
Lav	3	3	3	3	2	3
Totalt	123	128	127	126	121	143
Furuskog						
Karplanter	18	14	13	14	13	18
Bladmoser	21	21	22	21	19	23
Torvmoser	4	4	4	4	3	4
Levermoser	13	12	14	11	15	17
Lav	15	18	15	14	14	18
Totalt	71	69	68	64	64	80

Tabell 4.2 Antall karplante- og kryptogamararter med signifikant endring ($P < 0,05$ i eksakt test basert på binomialfordelingen med $P=0,025$ i hvert forsøk, jf tabellene 3.3–3.6) i gran- og furuskog i Solhomfjell-området, 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08 og 1988–2008. n , n^- , n^+ angir antall arter testet og antall med henholdsvis signifikant reduksjon og signifikant økning i mengde. Signifikant endring ($P < 0,05$) er markert med uthevet skrift. – Number of vascular plant and cryptogam species with significant abundance change ($P < 0.05$ in the exact test based on n binomial trials, each with $P = 0.025$, cf. Tables 3.3–3.6) in spruce and pine forest, respectively, in the Solhomfjell area, 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08 and 1988–2008. n , n^- and n^+ indicate the number of species tested and the numbers with significant decline or increase in abundance, respectively. Significant change ($P < 0.05$) is indicated by bold-face.

Skogtype/ Artsgruppe	Tidsperiode	n	Mengdereduksjon		Mengdeøkning	
			n–	P	n+	P
Granskog						
Karplanter	1988–1993	21	3	0,0148	1	0,4124
	1993–1998	19	9	<0,0001	0	1,0000
Kryptogamer	1998–2003	18	1	0,3660	3	0,0112
	2003–2008	20	9	<0,0001	0	1,0000
	1988–1993	43	0	1,0000	18	<0,0001
	1993–1998	41	1	0,6458	1	0,6458
	1998–2003	39	5	0,0028	9	<0,0001
	2003–2008	40	8	<0,0001	3	0,0778
Furuskog						
Karplanter	1988–1993	5	0	1,0000	0	1,0000
	1993–1998	5	1	0,1189	1	0,1189
Kryptogamer	1998–2003	5	0	1,0000	2	0,0059
	2003–2008	5	1	0,1189	0	1,0000
	1988–1993	25	3	0,0238	2	0,1286
	1993–1998	26	2	0,1371	0	1,0000
	1998–2003	25	4	0,0032	2	0,1286
	2003–2008	28	4	0,0049	0	1,0000
Granskog						
Karplanter	1988-2008	23	10	<0,0001	0	1,0000
Kryptogamer	1988-2008	43	2	0,2921	7	0,0001
Furuskog						
Karplanter	1988-2008	6	2	0,0088	1	0,1409
Kryptogamer	1988-2008	31	7	<0,0001	3	0,0417

Det totale artsantallet i furuskogsflatene i 2008 var 64, fordelt på 13 karplantearter, 19 bladmosearter, 3 torvmosearter, 15 levermosearter og 14 lavararter (**tabell 4.1**). Artsantallet falt jevnt fra 71 i 1988 til 64 i 2003, men ingen videre reduksjon ble observert fra 2003 til 2008. Én karplanteart (vaniljerot *Monotropa hypopitys*), to bladmosearter (myrfiltmose *Aulacomnium palustre* og skyggehusmose *Hylocomiastrum umbratum*) og én torvmoseart (klubbetorvmose *Sphagnum angustifolium*), som alle ble funnet i 2003, manglet i 2008. Det totale antallet levermosearter økte fra 11 til 15; hele fem nye arter ble observert (tråddraugmose *Anastrophyllum minutum*, skogskjeggmosse *Barbilophozia barbata*, buttflik *Lophozia obtusa*, prakthinnemose *Plagiochila asplenioides* og barkfrynse *Ptilidium pulcherrimum*), men én levermoseart (sumpflak *Calypogeia muelleriana*) ikke ble gjenfunnet i 2008. Én lavart (gaffellav *Cladonia furcata*) ble gjenfunnet, mens en annen art (skogsyl *Cladonia cornuta*) ikke ble observert. I alt er 80 arter påvist i de 39 furuskogsflatene ved de fem observasjonstidspunktene.

Endring i karplantearters mengde i granskog

Gran *Picea abies* var den eneste karplantearten som hadde signifikant mengdeøkning i femårsperioden 2003–08, mens signifikant reduksjon i smårutefrekvens ($P < 0,05$; **tabell 4.2, 4.3**) i femårsperioden ble observert for to arter med svært lav persistens, rogn *Sorbus aucuparia* og stormarimjelle *Melampyrum pratense*, samt for hele åtte andre karplantearter. For to av disse, fugleteig *Gymnocarpium dryopteris* og skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides*, var mengdereduksjonen i perioden 2003–08 en fortsettelse av en vedvarende trend. To av artene, hvitveis *Anemo-*

ne nemorosa og skogstjerne *Trientalis europaea*, til dels også maiblom *Maianthemum bifolium*, økte i mengde i perioden 1998–2003, men gikk kraftig tilbake i perioden 2003–08. Sterkest var tilbakegangen for skogstjerne, som forsvant fra 95 og maiblom, som forsvant fra 96 flere småruter enn de ble nyfunnet i (det totale antall småruter disse artene ble funnet i i perioden 1988–2008 var henholdsvis 505 og 812). De øvrige artene som avtok i mengde i perioden 2003–08, var liljekonvall *Convallaria majalis*, gullris *Solidago virgaurea* og skogfiol *Viola riviniana*, som alle forekommer i et beskjedent antall av granskogsflatene. Gaukesyre *Oxalis acetosella*, som fikk sin mengde redusert i begge periodene 1988–93 og 1993–98, men som hadde en formidabel økning i perioden 1998–2003 som følge av en massiv spiring fra frø i 2003, hadde stabilisert sin mengde på det høye 2003-nivået. Arten ble nyoppdaget i 29 småruter i 2008 mens den hadde forsvunnet fra 26. For smyle *Avenella flexuosa*, som hadde en signifikant økning i prosentvis dekning i granskogsrutene fra 1998 til 2003, ble det ikke funnet noen signifikant endring i perioden 2003–08. I flatene der mengdeøkningen fra 1998 til 2003 var sterkest (blant andre nummer 6, 16, 44 og 51) stabiliserte smyledekningen seg på det nye, høye nivået. I de to flatene med høyest smyledekning (16 og 51) ble til og med ytterligere en liten dekningsøkning notert (henholdsvis fra 37 til 51, og fra 34 til 41 %) i femårsperioden 2003–08.

Totalt for tjueårsperioden 1988–2008 ble signifikante reduksjoner i smårutefrekvens observert for ti arter (**tabell 4.2**). Denne gruppa omfattet de åtte artene som avtok signifikant i mengde i perioden 2003–08 med unntak for skogfiol *Viola riviniana* og liljekonvall *Convallaria majalis*, som ikke gikk signifikant tilbake i tjueårsperioden. Dessuten ble tilbakegang observert for saueteleg *Dryopteris expansa* agg., einstape *Pteridium aquilinum*, teiebær *Rubus saxatilis* (som avtok i mengde i fire flater fra 2003 til 2008, men som separat for denne perioden ble observert i for få flater til å kunne testes) og hårfrytle *Luzula pilosa*. Sterkest prosentvis tilbakegang, målt som antall småruteforekomster (78,0 %; fra 41 småruter i 1988 til bare 9 i 2008), ble observert for teiebær *Rubus saxatilis*. For denne, samt for to andre arter, einstape *Pteridium aquilinum* (69,7 % tilbakegang, fra 244 småruter i 1988 til bare 74 i 2008) og skogørkvein *Calamagrostis phragmitoides* (50,7 % tilbakegang, fra 229 småruter i 1988 til 113 i 2008), ble den samlede tilbakegangen i tjueårsperioden tolket som meget sterk (**tabell 4.3**). For gullris *Solidago virgaurea* (55,6 % reduksjon i antall småruteforekomster), fugleteleg *Gymnocarpium dryopteris* (37,0 % reduksjon) og maiblom *Maianthemum bifolium* (20,1 % reduksjon), ble tilbakegangen tolket som sterk. Ingen art økte signifikant i mengde i tjueårsperioden. Smyle *Avenella flexuosa* fantes i 716 småruter i granskog i 1988 og i 722 i 2008.

Antallet karplantearter (trær og marimjelle-arter *Melampyrum* spp. unntatt) som avtok signifikant i mengde, åtte i femårsperioden 2003–08 og ti i tjueårsperioden, var signifikant høyere enn forventet ($P < 0,0001$; **tabell 4.2**).

Endring i karplantearters mengde i furuskog

Foruten furu *Pinus sylvestris* og stormarimjelle *Melampyrum pratense*, begge med svært lav persistens, ble signifikant reduksjon i smårutefrekvens ($P < 0,05$; **tabell 4.2, 4.4**) i femårsperioden 2003–08 observert for røsslyng *Calluna vulgaris*. Signifikant mengdeøkning ble ikke observert for noen art i femårsperioden 2003–2008. For hele tjueårsperioden 1988–2008 ble signifikant mengdeøkning ($P < 0,05$) funnet for én art, blåbær *Vaccinium myrtillus*. Økningen i antallet småruteobservasjoner, fra 523 i 2003 til 549 i 2008 (5,0 %) ble tolket som en mulig mengdeøkning. To arter hadde signifikant mengdereduksjon i tjueårsperioden, klokkelyg *Erica tetralix* (58,3 % tilbakegang, fra 36 småruter i 1988 til 15 i 2008, tolket som en svak tilbakegang fordi arten bare forekom i 5 flater) og røsslyng *Calluna vulgaris* (29,3 % tilbakegang, fra 403 småruter i 1988 til 285 i 2008, tolket som en sterk tilbakegang).

Endring i kryptogamarters mengde i granskog

I femårsperioden 2003–08 ble signifikant mengdeøkning observert for tre arter (ikke signifikant flere enn forventet; se **tabell 4.2**) hvorav to var levermoser med lav frekvens i materialet, piggetrædmose *Blepharostoma trichophyllum* og skogflak *Calypogeia integristipula*, og den tredje var etasjemose *Hylocomium splendens* (**tabell 4.2, 4.5**). Økningen i smårutefrekvens for etasjemose var signifikant, men ikke meget sterk ($P = 0,0109$). Artens prosentvise dekning økte imidlertid i 31 flater, mens redusert dekning bare ble observert i 4 flater (**tabell 4.5**). I en samlet vurdering ble dette tolket som en sterk mengdeøkning. Signifikant mengdereduksjon ble funnet for hele åtte

mosearter (signifikant flere enn forventet; $P < 0,0001$, se **tabell 4.2**). For to arter ble observert en reduksjon i smårutefrekvens som var signifikant på nivået $\alpha = 0,0001$. Blant disse ble den sterkeste prosentvise reduksjonen i antallet smårutefrekvensobservasjoner, 62,4 % (!), fra 125 i 2003 til 47 i 2008, observert for buttfluk *Lophozia obtusa*, mens reduksjonen for gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides* var 25,1 % (fra 379 til 284 småruter). Den sterkeste prosentvise reduksjonen i antallet småruteobservasjoner (71,4 %, fra 49 i 2003 til 14 i 2008) ble imidlertid observert for flakjamnemose *Plagiothecium denticulatum*. Signifikante smårutefrekvensreduksjoner og relativt sterke prosentvise reduksjoner i antallet småruteobservasjoner (35–45 %) ble også observert for de lavfrekvente artene lilundmose *Brachythecium salebrosum*, piskskjeggmose *Barbilophozia attenuata* og skogskjeggmose *B. barbata*, mens de vanligere artene skyggehusmose *Hylocomiastrum umbratum* og stubbeblonde *Lophocolea heterophylla* avtok signifikant i mengde med prosentvise reduksjoner i småruteantall på henholdsvis 18,1 og 22,4. Moseartene som avtok i mengde i perioden 2003–08 var ubetydelig mindre enn testede moser flest, og testen var ikke signifikant (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $P = 0,3626$).

Til tross for at det i perioden 2003–08 var flere kryptogamarter som avtok enn som økte i mengde i granskogen, økte den gjennomsnittlige bunnsjiktdeknningen med 5,2 prosentpoeng, fra 42,4 % i 2003 til 47,6 % i 2008. Økningen siden 1993 er dermed på 13,5 prosentpoeng, det vil si nesten 40 %.

For tjueårsperioden 1988–2008 ble signifikant mengdereduksjon registrert for to arter, gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides* og flakjamnemose *Plagiothecium denticulatum*. Mengdereduksjonen for gåsefotskjeggmose var på 27,8 %, målt i antall småruteobservasjoner (393 i 1988 og 284 i 2008; arten ble funnet i 418 småruter i 1993), mens mengdereduksjonen for flakjamnemose var 72,5 % (fra 51 til 14 småruter). Til tross for at mengdereduksjonen for begge disse artene først og fremst fant sted i perioden 2003–08, ble endringene i tjueårsperioden tolket som signifikante. Signifikant mengdeøkning i tjueårsperioden ble funnet for sju arter, signifikant flere enn forventet (se **tabell 4.2**). For tre av disse (hvorav de to små levermoseartene piggrådmose *Blepharostoma trichophyllum* og myrglefsemose *Cephalozia lunulifolia* er lavfrekvente) er endringen ikke sterkt signifikant ($0,01 < P < 0,05$), og tolket som en mulig mengdeøkning. For to av de fire øvrige artene, som alle er store bladmoser, er økningen tolket som meget sterk. Dette gjelder etasjemose *Hylocomium splendens* (39,1 % økning i antallet småruteobservasjoner, fra 299 i 1988 til 416 i 2008) og kystkransemose *Rhytidiadelphus loreus* (84,5 %, fra 97 til 179). For blanksigd *Dicranum majus* var økningen i antallet småruteobservasjoner på 18,3 % (fra 575 i 1988 til 680 i 2008), mens det for kystbinnemose *Polytrichum formosum* ble observert en økning på 64,3 %, fra 70 til 115 småruter. Mosene som økte i mengde i perioden 1988–2008 var bare ubetydelig større enn testede moser flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $P = 0,4714$).

Endring i kryptogamarters mengde i furuskog

I femårsperioden 2003–08 ble signifikant, men ikke sterk mengdereduksjon ($0,01 < P < 0,05$) observert for fire kryptogamarter i furuskog (**tabell 4.6**), et signifikant høyere antall enn forventet (**tabell 4.2**). Alle disse artene var moser (krussgd *Dicranum polysetum*, ribbesigd *D. scoparium*, vegnikke *Pohlia nutans* og bakkefrynse *Ptilidium ciliare*). For de to sistnevnte passer mengdereduksjonene inn i et langsiktig mønster; med unntak for vegnikke *Pohlia nutans* i perioden 1993–98 har disse artenes forekomst avtatt fra registrering til registrering gjennom tjueårsperioden. Basert på tolkning ble alle disse mengdereduksjonene vurdert som mulige mengdereduksjoner. Signifikant økning i mengde ble ikke observert for noen kryptogamart i perioden 2003–08. Kryptogamartene som avtok i mengde i perioden 2003–08 var bare ubetydelig mindre enn testede kryptogamarter flest, og testen var ikke signifikant (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $P = 0,3476$).

Liksom i granskogen økte bunnsjiktdeknningen i furuskogen i perioden 2003–08, med 4,7 prosentpoeng. Økningen fra 1993 til 2008 var på 13,2 prosentpoeng (55,5 %).

I tjueårsperioden 1988–2008 avtok sju arter signifikant i mengde (**tabell 4.2**), signifikant flere enn forventet ($P < 0,0001$, **tabell 4.2**). For to av disse, vegnikke *Pohlia nutans* (80,7 % reduksjon i antall småruter, fra 57 i 1988 til bare 11 i 2008) og bakkefrynse *Ptilidium ciliare* (64,8 % reduksjon; fra 113 til 35), var mengdereduksjonen signifikant på nivå $\alpha = 0,001$ og tolket som meget

sterk (**tabell 4.6**). Mengdereduksjonen for vegnikke *Pohlia nutans* var den sterkeste som ble observert for noen art som var frekvent nok til å kunne testes. For fire arter ble mengdereduksjonen tolket som sterk: lyngskjeggmoser *Barbilophozia floerkei* (69,0 %, fra 113 småuter i 1988 til 35 småuter i 2008), lys reinlav *Cladonia arbuscula* (55,2 %, fra 105 til 47), brunbeger *Cladonia chlorophaea* (42,5 %, fra 174 til 100) og grå reinlav *Cladonia rangiferina* (39,0 %, fra 146 til 89). For furutorvmose *Sphagnum capillifolium* ble en reduksjon i småruteobservasjoner fra 100 i 1988 til 56 i 2008 (44,0 %) observert. I perioden 1988–2008 var det en svak, men ikke signifikant tendens til at arter som økte i mengde var større enn testede arter flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $P = 0,1855$). Tendensen til at arter som avtok i mengde var mindre enn arter flest, var heller ikke signifikant ($P = 0,4529$).

Endring i artsantall i prøveflatene

Nedgangen i gjennomsnittlig antall karplantearter pr. prøveflate i granskog, som ble observert i begge de to første femårsperiodene men som stoppet opp i perioden 1998–2003, fortsatte i perioden 2003–08 (**tabell 4.7**). Målt i antall arter pr. prøveflate var nedgangen størst i rikere granskog, men den var likevel bare signifikant ($P = 0,0372$) i fattig granskog. Totalt for tjuårsperioden avtok karplanteartstettheten signifikant ($P > 0,05$) i begge granskogstypene (størst nedgang, målt i antall arter pr. flate, $-2,16$, ble observert i rikere granskog) og i lyngfurskogen ($-0,90$ arter; **tabell 4.7**). Karplanteartstettheten i den lavrike furskogen avtok signifikant igjen i femårsperioden 2003–08, like mye som den hadde økt i foregående femårsperiode (i gjennomsnitt med $0,89$ arter pr. flate). Endringen i tjuårsperioden var ikke signifikant.

Verken i granskogen eller i furskogen ble det observert signifikante endringer i gjennomsnittlig antall kryptogamarter pr. prøveflate i perioden 2003–08 (**tabell 4.7**). Det fant imidlertid sted en svak reduksjon i artsantallet (også for bladmoser og levermoser som separate grupper) i alle skogtyper. Totalt for tjuårsperioden fant en sterkt signifikant økning i kryptogamartsantallet i rikere granskog ($P < 0,01$; gjennomsnittlig økning $1,96$ arter pr. flate), mens det i den fattige granskogstypen fant sted en mindre økning ($1,03$ arter, $P = 0,0275$). Dette skyldtes den sterke økningen i femårsperioden 1988–1993; i begge de to siste femårsperiodene har kryptogamartsantallet i granskogstypene avtatt. Separate analyser av endring i artstetthet for bladmoser og levermoser viser at begge artsgruppene økte kraftig i mengde i granskogen i perioden 1988–93, men nedgangen i artstettheten i de to siste periodene var sterkere for levermoser (men ikke signifikant i noen skogtype eller periode) slik at endringen i artstetthet for levermoser ikke var signifikant, perioden 1988–2008 sett under ett. I furskogen avtok kryptogamartsantallet signifikant i tjuårsperioden sett under ett, sterkest ($1,55$ arter pr. flate i gjennomsnitt) i den lavrike furskogen (**tabell 4.7**).

Endring i artssammensetning

Figur 4.2 viser prøveflatenes forflytningsmønster langs DCA-ordinasjonsakser 1 og 2 gjennom tjuårsperioden 1988–2008. I forhold til spredningen av prøveflater langs ordinasjonsaksene var forflytningen liten for de aller fleste prøveflatene, men for 14 flater ble det observert en forflytning $> 0,4$ S.D.-enheter i det todimensjonale diagrammet. Disse 14 flatene fordeler seg på de to hovedmønstrene for endring i artssammensetning i tjuårsperioden. Seks var flater fra rikere granskog (deldatasett A1), der det fant sted en signifikant positiv forflytning i perioden 1988–2008, det vil si at artssammensetningen ble mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen (den gjennomsnittlige forflytningen langs akse 1 for denne skogtypen var $0,194$ S.D.-enheter, $P = 0,0003$, se **tabell 4.8**). Åtte flater hørte til de to furskogstypene (fem fra B1 og tre fra B2), der det fant sted en signifikant negativ forflytning med mellom $-0,15$ og $-0,20$ S.D.-enheter ($P < 0,001$). Langs DCA-akse 2 var forflytningsmønstrene i tjuårsperioden svakere, og bare i de to furskogstypene var forflytningen signifikant (og positiv, det vil si i retning av en artssammensetning karakteristisk for tørre steder og under trær/i tett skog; gjennomsnittlig forflytning $< 0,1$ S.D.-enhet; $P < 0,01$).

Den signifikante forflytningen av prøveflater fra rikere granskog mot høyere skårer langs DCA-akse 1 (i retning vegetasjonen i fattig granskog) som i begge femårsperiodene 1988–1993 og 1993–1998, som ble fulgt av en ikke-signifikant reversering i perioden 1998–2003, fortsatte i perioden 2003–08 (**tabell 4.8**). Også i fattig granskog ble forflytning mot høyere ruteskårer observert i denne perioden, men endringen var svak og ikke signifikant (**tabell 4.8**). Forflytningsmønsteret

Tabell 4.3 Endring i karplantearters mengde i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2008. Kolonnene under overskriften 'Totalt' refererer seg til antall prøveflater (Fl; av totalt 61), antall småruter (Sr; av totalt 976) arten totalt er funnet i, og midlere dekningsgradsprosent (%D) for perioden 1993–2008. I kolonnene for endring i smårutefrekvens er angitt antall prøveflater arten er funnet minst ett av de to aktuelle årene (n), antall flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i smårutefrekvensen, og P-verdi for en Wilcoxon ettutvalgstest for hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Kolonnene for endring i småruteforekomst og endring i prosent dekning angir henholdsvis antallet småruter arten har forsvunnet fra (n-) resp. kommet til i (n+), og antallet flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i prosent dekning. Persistens (jf R. Økland 1995b) er angitt på skala fra – – (lav) til ++ (høy). Kolonnene for tolket trend gir uttrykk for en samlet vurdering av utviklingen i de aktuelle periodene, fra – – – (meget sterk reduksjon) til +++ (meget sterk økning). Kun arter som har forekommet i minst 5 av prøveflatene, er inkludert i tabellen. Signifikant endring ($P < 0,05$) er markert med uthevet skrift, kursiv er benyttet i tillegg for å markere tilbakegang. – Change in the abundance of vascular plants in spruce forest (Subset A) in the Solhomfjell area, 1988–2008. The 'Totalt' columns refers to the number of plots (Fl; of the total 61) and subplots (Sr; of the total 976) in which the species has been found, and the mean percentage cover (%D) for the period 1993–2008. The columns for subplot frequency change give the total number of plots in which the species has been found in at least one of the two years (n), the number of plots with recorded decrease (n-) and increase (n+) in subplot frequency, and P-value for a Wilcoxon one-sample test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0, against the two-tailed alternative. The columns for change in subplot occurrences ('Endring i smårutefrekvensforekomst') and change in percentage cover show the number of subplots from which the species disappeared (n-) and appeared as new (n+), and the number of plots in which reduction (n-) and increase (n+) in percentage cover was recorded, respectively. Persistence (cf. R. Økland 1995b) is given on a scale from – – (low) to ++ (high). The columns for inferred trend ('Tolket endring') provide an overall judgment of the species' pattern of change during the time periods in question; from – – – (very strong decrease) to +++ (very strong increase). Only species that have occurred in at least 5 plots are included. Significant change ($P < 0.05$) is indicated by bold-face P value.

Art	Totalt 1988–2008															Endring i smårutefrekvens												Endring i smårutefore- komst								Endring i prosent dekning								Per- si- sten	Tolket endring	
	Fl	Sr	%D	1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				1988–2008				88–93				93–98				98–03				s	08	08								
				n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	n–	n–	n+	n–	n–	n+	n–	n–	n+	n–	n–	n+	n–				n–							
<i>Acer platanoides</i>	1	12	1	1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		4	1	1	0	5	0	0	1	0	0	0	0											
<i>Betula</i> sp.	12	48	2	10	6	4	1.000	9	5	4	.228	8	4	2	.374	7	4	3	1.000	10	7	2	.057	15	14	19	6	9	6	5	5	4	4	2	4	2		0	0							
<i>Picea abies</i>	46	242	2	33	23	7	.007	29	7	16	.105	30	20	7	.007	33	7	22	.002	39	15	21	.302	63	25	26	46	51	18	27	102	7	11	15	7	6	20	–	0	0						
<i>Pinus sylvestris</i>	24	50	1	15	2	13	.013	14	13	1	.002	14	2	12	.008	14	11	3	.078	5	2	3	.680	4	25	25	2	2	14	13	6	12	1	2	12	11	2		0	0						
<i>Populus tremula</i>	16	88	1	10	3	6	.187	11	5	3	.526	16	8	8	.360	13	7	4	.964	10	5	4	.474	12	23	26	15	26	17	13	16	3	1	5	7	5	4	–	0	0						
<i>Quercus</i> sp.	2	2	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1									
<i>Sorbus aucuparia</i>	61	664	2	60	28	23	.616	61	23	31	.118	60	30	21	.215	59	38	11	<.001	59	37	15	<.001	133	121	112	143	132	102	165	71	12	19	15	13	16	13	+	–	–						
<i>Viburnum opulus</i>	1	8	3	1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		0	2	0	1	0	1	3	2	0	0	0	0	1										
<i>Calluna vulgaris</i>	1	9	1	1	1	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		1	1	0		7	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0										
<i>Vaccinium myrtillus</i>	60	939	28	59	4	10	.282	59	4	5	.624	60	6	8	.382	60	5	4	.205	60	7	10	.569	12	22	11	14	13	19	28	13	32	26	20	40	23	30	++	0	0						
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	46	494	4	41	18	13	.218	41	25	9	.002	43	13	23	.111	41	21	15	.930	44	21	17	.227	67	45	85	36	47	71	50	58	8	11	14	9	7	20	++	0	0						
<i>Anemone nemorosa</i>	19	175	2	18	8	6	.925	16	13	2	.002	15	1	11	.011	15	14	0	<.001	18	16	1	.002	30	36	82	18	15	77	72	3	10	2	1	8	8	0	--	–	–						
<i>Angelica sylvestris</i>	1	1	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0										
<i>Athyrium filix-femina</i>	4	35	16	4	0	3		4	4	0		4	1	3		4	3	1		4	2	2		0	6	7	0	1	7	11	2	1	1	1	2	4	0									
<i>Blechnum spicant</i>	2	22	10	2	1	1		2	1	0		2	0	2		2	1	0		2	1	1		2	1	2	0	0	5	6	1	2	0	0	1	1	1									
<i>Chaemaepericlymenum suecicum</i>	3	38	3	3	1	1		3	1	1		3	2	1		2	1	1		3	2	1		5	6	4	4	8	3	8	3	0	2	2	0	1	0									
<i>Convallaria majalis</i>	14	83	2	13	7	2	.198	11	3	6	.117	11	4	4	.823	10	7	2	.036	13	10	2	.105	17	11	5	16	11	12	24	5	1	3	3	2	4	2	+	–	0						
<i>Crepis paludosa</i>	2	31	7	2	0	2		2	2	0		2	0	2		2	1	0		2	1	1		1	7	8	0	2	8	1	0	2	0	0	2	1	1									
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	1	2	1	1	0	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0									
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	19	133	7	17	11	1	.005	14	6	4	.666	14	5	9	.136	14	9	4	.053	17	13	3	.010	28	9	14	12	14	29	29	8	5	5	2	8	10	3	+	0	–						
<i>Dryopteris filix-mas</i>	4	30	4	4	4	0		4	3	1		3	1	1		3	3	0		4	4	0		12	0	7	4	3	2	8	0	2	1	1	1	3	0									
<i>Geranium sylvaticum</i>	3	27	1	3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	3	0		6	3	5	4	6	4	8	2	1	0	1	0	0	1									

Tabell 4.3 (forts.)

Art	Totalt 1988–2008				Endring i smårutefrekvens																Endring i smårutefore- komst								Endring i prosent dekning								Per- si- sten	Tolket endring			
	FI	Sr	%D	1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				1988–2008				88–93				93–98				98–03				03–08					
				n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n		n–	n+	P	n
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	27	290	5	27	14	7	.092	24	15	2	.005	23	10	10	.778	23	17	4	.022	25	20	3	.009	53	26	52	20	30	40	54	19	9	4	4	13	16	3	++	–	–	
<i>Hepatica nobilis</i>	2	25	1	2	0	2		2	0	2		2	0	0		2	1	0		2	0	2		2	6	3	5	2	2	6	5	0	1	1	1	1	1				
<i>Hieracium spp.</i>	2	21	2	2	0	1		2	1	1		2	1	0		2	1	1		2	1	1		3	5	4	3	5	1	4	4	2	0	0	1	2	0				
<i>Huperzia selago</i>	5	27	1	4	2	0		4	2	1		5	0	2		5	2	2		5	3	2	.680	8	3	6	1	3	7	6	3	0	0	0	1	2	0				
<i>Lathyrus linifolius</i>	2	3	1	2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	2	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Lathyrus vernus</i>	1	3	1	1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	1	0	0	2	2	0	1	0	0	1	1	0				
<i>Linnaea borealis</i>	11	64	2	11	7	3	.759	8	8	0	.010	5	0	4		5	3	1		11	8	3	.624	20	17	16	3	3	17	7	5	5	1	0	3	3	1	++		0	
<i>Listera cordata</i>	1	9	1	1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		9	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	1	1	0				
<i>Lycopodium annotinum</i>	21	178	2	16	10	4	.252	13	7	2	.234	15	8	7	.977	18	9	8	.962	21	12	7	.211	43	28	34	18	30	31	38	37	5	3	6	4	4	8	+	0	0	
<i>Maianthemum bifolium</i>	59	823	4	56	19	22	.865	56	33	8	<.001	58	16	26	.093	59	37	7	<.001	58	35	15	<.001	74	82	127	36	68	107	142	46	22	12	8	30	25	13	+	---	---	
<i>Melampyrum pratense</i>	13	71	1	7	2	5	.270	9	2	7	.137	10	5	4	.951	8	7	1	.024	8	5	3	.478	6	16	13	28	14	17	33	2	2	3	3	3	5	0	--	0	0	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	15	123	1	11	5	6	.395	11	4	7	.590	11	4	6	.473	12	7	2	.109	13	7	6	.527	21	34	26	32	22	35	39	17	3	3	1	4	5	3	--	0	0	
<i>Orthilia secunda</i>	2	12	2	1	0	1		1	0	1		1	0	1		2	1	1		1	0	1		0	3	0	3	2	4	8	2	0	1	0	0	1	1				
<i>Oxalis acetosella</i>	16	198	2	14	10	4	.077	11	7	1	.023	15	0	14	.001	15	7	5	.969	15	5	9	.220	40	15	32	8	6	89	26	29	0	1	0	8	4	7	+	0	0	
<i>Paris quadrifolia</i>	1	12	1	1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		3	5	9	0	0	6	6	0	0	1	1	1	1	0				
<i>Phegopteris connectilis</i>	10	115	9	9	5	3	.888	9	4	3	.348	9	5	4	.953	7	5	1	.058	9	7	2	.205	19	17	23	10	11	23	25	11	3	4	3	6	4	2	+	0	0	
<i>Platanthera sp.</i>	1	1	1													1	0	1		1	0	1		1	0	1															
<i>Polygonatum verticillatum</i>	2	30	3	2	1	1		2	1	1		2	1	1		2	2	0		2	2	0		6	9	5	5	2	3	8	2	0	1	1	1	2	0				
<i>Potentilla erecta</i>	4	18	1	4	3	0		4	2	2		2	2	0		2	1	0		4	4	0		12	0	2	3	4	0	2	1	2	1	2	0	1	1				
<i>Pteridium aquilinum</i>	25	300	9	25	17	8	.047	24	19	5	.029	19	12	4	.051	18	11	6	.106	23	22	0	<.001	95	43	98	39	62	32	62	33	16	7	15	4	8	9	–	0	---	
<i>Pyrola minor</i>	1	16	7	1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	1	0	2	1	0	3	1	0	1	0	1	1	0				
<i>Rubus idaeus</i>	1	1	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0			
<i>Rubus saxatilis</i>	8	52	2	8	4	2	.202	7	4	1		6	4	0		5	4	0		8	7	0	.018	15	9	14	4	12	1	6	1	3	1	2	0	2	0	+		---	
<i>Sanicula europaea</i>	1	6	6	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	0	1		0	0	0	0	0	0	2	4	0	0	0	1	0	1				
<i>Solidago virgaurea</i>	15	79	2	15	8	4	.380	12	4	4	.619	12	7	2	.066	8	7	1	.028	15	13	1	.002	14	11	8	12	12	4	26	3	1	4	6	3	6	0	+	–	–	
<i>Trientalis europaea</i>	48	505	2	47	24	17	.550	43	31	7	<.001	41	5	33	<.001	42	31	9	<.001	47	31	11	.011	123	114	132	55	47	142	155	60	14	5	3	15	16	8	+	--	–	
<i>Valeriana sambucifolia</i>	2	25	4	2	0	1		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	1	0		1	6	7	1	0	6	8	1	1	0	0	1	1	1				
<i>Veronica officinalis</i>	2	27	1	2	0	2		2	2	0		2	0	1		2	1	1		2	0	2		1	8	9	3	4	14	2	2	0	0	0	1	0	2				
<i>Viola riviniana</i>	8	71	3	8	3	4	.344	6	3	3	.830	5	2	2		5	5	0	.042	8	5	2	.611	7	18	9	8	8	10	23	2	2	3	1	2	3	1	++	–	0	
<i>Agrostis capillaris</i>	1	16	2	1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0		1	0	0	2	2	0	1	2	0	1	1	0	1	0				
<i>Avenella flexuosa</i>	54	781	5	53	3	12	.031	53	11	6	.089	52	5	11	.057	53	9	6	.647	54	9	11	.708	11	30	39	13	9	31	27	18	22	13	8	27	22	15	++	0	0	
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	24	276	2	24	6	7	.750	23	14	2	.005	20	12	2	.010	20	13	1	.006	24	21	1	<.001	32	30	58	19	48	17	61	17	7	4	6	3	9	3	++	--	---	
<i>Carex digitata</i>	2	11	1	2	0	2		2	2	0		2	1	1		2	1	0		2	1	0		0	3	6	1	3	3	4	3	0	0	0	0	0	0				
<i>Carex echinata</i>	1	3	1													1	0	1		1	0	1		1	0	1															
<i>Carex pallescens</i>	3	30	2	3	1	2		3	0	2		3	3	0		3	0	1		3	1	2		2	9	3	10	7	0	3	5	1	2	2	0	0	1				
<i>Festuca altissima</i>	6	56	2	6	3	2	.784	5	1	3		5	2	2		5	4	1	.131	6	3	2	.892	12	6	8	8	9	12	13	3	1	2	0	1	1	2			0	0
<i>Luzula pilosa</i>	15	92	2	14	10	2	.024	11	4	6	.255	10	4	5	.905	11	7	3	.183	15	10	5	.040	28	7	8	17	14	15	28	9	3	2	1	1	1	3	+	0	–	
<i>Melica nutans</i>	7	73	1	7	3	2	1.000	7	1	4	.170	7	5	2	.236	6	4	1	.225	7	5	2	.175	12	14	6	12	33	11	13	3	3	2	3	1	3	1	++	0	0	
<i>Milium effusum</i>	7	48	1	5	3	1		5	1	2		6	3	3	.832	7	5	2	.201	6	4	1	.131	12	6	6	13	9	11	19	5	0	2	0	1	2	2			0	0
<i>Molinia caerulea</i>	3	22	11	2	0	2		2	1	1		3	1	1		3	0	1		3	0	3		0	5	2	2	3	2	1	5	1	0	0	2	0	2				

Tabell 4.4 Endring i karplantearters mengde i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2008. Antallet prøveflater (FI) er 39, med til sammen 624 småruter. For forklaring, se **tabell 4.3**. – Change in the abundance of vascular plants in pine forest (Subset B) in the Solhomfjell area, 1988–2008. The number of plots (FI) is 39, with a total of 624 subplots (Sr). Explanation, see **table 4.3**.

Art	Totalt 1988–2008																Endring i smårutefore- komst								Endring i prosent dekning								Per- si- sten	Tolket endring							
	Endring i smårutefrekvens																																								
	1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				1988–2008				88–93		93–98		98–03		03–08		93–98		98–03			03–08							
	FI	Sr	%D	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–		n+	s	03–	88–				
<i>Betula sp.</i>	3	12	1	1	1	0		3	0	2		3	2	1		1	0	1		1	1	0		6	0	1	4	4	2	1	2	0	2	2	0	0	0				
<i>Picea abies</i>	12	35	1	10	9	0	.007	5	0	3		5	3	1		8	2	4	.236	11	6	4	.604	13	0	0	11	8	1	3	9	0	4	1	0	1	3				
<i>Pinus sylvestris</i>	28	135	1	17	11	4	.030	16	4	7	.629	22	5	16	.008	21	16	4	.008	21	10	9	.746	28	10	13	17	18	63	43	17	2	6	4	8	9	3	–	0	0	
<i>Sorbus aucuparia</i>	8	13	1	6	3	1		3	2	0		2	0	1		3	2	1		7	6	1	.058	6	1	2	1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1				
<i>Calluna vulgaris</i>	37	492	14	37	12	13	.839	34	19	9	.053	33	14	11	.424	33	19	10	.014	37	24	11	.014	61	50	65	31	62	47	87	29	21	11	13	12	20	10	+	–	--	
<i>Empetrum nigrum</i>	25	283	6	19	13	5	.097	20	11	4	.012	24	3	16	.037	22	11	7	.810	23	10	11	.767	46	20	43	17	21	56	29	33	8	9	5	12	8	11	+	0	0	
<i>Erica tetralix</i>	5	41	2	5	2	2		4	4	0		3	2	1		2	1	1		5	5	0	.043	6	4	13	0	8	5	4	1	2	0	2	0	0	0			–	
<i>Oxycoccus palustris</i>	1	3	1	1	1	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Vaccinium myrtillus</i>	38	591	28	35	6	4	.443	35	7	5	.431	37	0	12	.002	38	5	4	.859	38	6	9	.049	23	12	26	17	8	57	25	22	14	20	4	27	21	13	++	0	(+)	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	21	279	14	20	7	8	.690	20	6	6	.781	19	3	5	.944	20	9	3	.096	20	10	6	.533	24	31	18	17	19	18	25	13	10	6	5	9	8	6	+	0	0	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	39	622	15	38	5	6	.720	38	2	10	.013	38	4	8	.051	39	6	3	.205	39	5	10	.209	24	18	6	30	7	38	32	13	7	28	16	14	23	11	++	0	0	
<i>Melampyrum pratense</i>	23	226	1	15	7	8	.481	15	8	7	1.000	20	3	17	<.001	21	18	2	<.001	19	8	10	.930	32	42	46	43	17	119	126	23	2	5	2	9	9	1	--	0	0	
<i>Monotropa hypopitys</i>	2	2	1	1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0				
<i>Trientalis europaea</i>	1	2	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Avenella flexuosa</i>	2	10	1	1	1	0		1	1	0		1	0	0		2	2	0		2	1	1		1	1	4	1	1	5	3	0	1	0	0	1	0	0				
<i>Carex pilulifera</i>	3	13	1	3	3	0		2	0	1		3	0	2		3	3	0		3	2	0		5	1	0	2	0	5	7	0	0	0	0	1	1	0				
<i>Luzula pilosa</i>	1	1	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Trichophorum cespitosum</i>	1	5	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				

55

Tabell 4.5 (forts.)

Art	Totalt 1988–2008			Endring i smårutefrekvens																Endring i smårutefore- komst								Endring i prosent dekning								Per- si- sten	Tolket endring				
	FI	Sr	%D	1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				1988–2008				88–93				93–98				98–03					03–08				
				n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+						
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	10	86	27	8	1	4	.168	8	4	1	.203	9	0	7	.018	9	3	1		7	0	3		3	8	6	2	2	13	6	4	4	4	0	8	4	4	++		0	0
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	11	112	16	9	2	3	.890	9	3	4	.301	9	2	2		11	2	8	.131	11	2	6	.123	6	7	6	11	6	11	7	15	3	5	1	7	3	7	++	0	0	
<i>Sphagnum russowii</i>	4	48	12	4	1	2		4	2	1		4	2	2		4	1	3		4	0	2		3	5	7	5	2	9	5	6	2	0	0	3	0	4				
<i>Barbilophozia attenuata</i>	15	62	1	10	1	8	.040	12	7	3	.255	12	4	4	.886	10	8	1	.020	8	4	3	.861	5	29	19	14	15	14	19	6	4	4	3	4	5	0		–	0	
<i>Barbilophozia barbata</i>	18	92	1	14	1	11	.005	14	8	4	.843	16	10	4	.098	13	9	2	.022	10	5	4	.951	1	35	22	24	26	13	25	5	2	2	3	3	7	1	–	–	0	
<i>Barbilophozia floerkei</i>	22	151	1	21	2	18	.002	20	5	11	.210	17	10	5	.054	15	7	5	.192	15	4	9	.247	10	52	22	36	37	19	39	16	4	3	8	1	2	3	+	0	0	
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	3	15	1	2	0	1		3	2	1		3	2	0		2	1	1		2	1	1		2	8	6	3	5	1	1	5	0	1	1	0	1	0				
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	44	492	3	41	10	17	.117	41	18	12	.063	43	16	12	.641	42	30	4	<.001	43	29	8	<.001	38	63	61	29	51	44	110	15	9	8	10	9	19	3	++	---	--	
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	14	47	1	9	2	7	.226	12	4	6	.753	10	6	1	.071	10	1	7	.028	11	2	9	.038	5	13	9	11	11	4	4	17	2	5	3	0	1	3		0	0	
<i>Calypogeia azurea</i>	15	87	1	11	3	6	.308	12	6	5	.820	15	3	11	.078	13	7	2	.085	11	4	5	1.000	10	16	14	14	9	23	32	9	4	2	2	7	5	0	--	0	0	
<i>Calypogeia integristipula</i>	17	59	1	12	2	9	.185	13	5	3	.354	10	6	2	.437	13	2	9	.026	14	3	9	.282	7	15	18	11	14	8	6	18	5	1	4	1	1	7	–	0	0	
<i>Calypogeia muelleriana</i>	34	237	1	25	8	16	.169	24	8	12	.418	24	9	11	.055	30	12	15	.506	32	10	21	.098	36	57	45	46	25	58	69	51	5	5	5	7	4	13	–	0	0	
<i>Calypogeia neesiana</i>	22	96	1	15	3	9	.040	16	11	4	.062	13	4	7	.253	16	7	7	.925	17	8	9	.205	8	44	36	8	6	18	20	17	9	4	3	5	6	5	+	0	0	
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	1	16	2	0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	0	1		0	0	0	5	0	10	2	1	0	1	0	1	1	0				
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	13	43	1	10	5	3	.669	6	4	0	.089	7	3	3	1.000	9	2	5	.429	12	6	5	.927	13	10	11	4	4	11	7	10	2	0	3	3	1	5	–	0	0	
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	13	62	1	11	1	9	.077	12	3	5	.481	12	7	4	.130	11	5	3	.660	11	1	7	.034	6	16	11	18	20	10	10	12	1	3	5	1	1	3	–	0	0	
<i>Cephaloziella sp.</i>	2	5	1	1	0	1		2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	0	1		0	1	1	3	3	0	0	1	0	1	2	0	0	1				
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	2	32	3	2	0	0		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	2	0		0	0	4	0	0	3	11	0	2	0	1	1	1	0				
<i>Diplophyllum albicans</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	7	21	1	6	3	3	.589	5	3	1		5	1	3		4	2	0		5	3	2	.496	4	6	7	3	3	5	6	0	3	0	1	3	1	0				
<i>Gymnocolea inflata</i>	1	2	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Lepidozia reptans</i>	5	14	1	2	1	1		4	0	3		4	1	0		4	2	2		3	1	2		1	1	1	4	3	2	2	6	0	3	1	0	2	1				
<i>Lophocolea bidentata</i>	2	19	2	2	1	1		2	1	1		2	0	1		2	0	1		2	0	2		1	3	2	2	0	4	2	4	0	0	0	1	0	1				
<i>Lophocolea heterophylla</i>	57	572	1	46	9	32	<.001	49	25	20	.574	55	16	31	.009	54	31	14	.012	51	14	33	.088	56	138	103	82	72	145	168	85	4	8	9	12	11	6	+	–	0	
<i>Lophozia longidens</i>	2	6	1	1	0	1		1	0	0		2	0	1		2	1	1		1	0	1		0	1	1	1	1	2	1	2	0	0	0	1	1	0				
<i>Lophozia obtusa</i>	30	192	1	25	4	18	.011	26	13	10	.666	29	9	15	.143	25	24	1	<.001	19	10	7	.135	20	52	39	33	30	52	85	7	5	5	5	9	15	1	+	---	(–)	
<i>Lophozia ventricosa agg.</i>	21	94	1	15	3	11	.017	17	4	10	.248	17	13	3	.046	13	8	5	.417	14	6	7	.750	6	28	20	30	33	15	20	15	1	7	9	1	4	4	+	0	0	
<i>Mylia taylorii</i>	1	2	1	1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0		1	1	0		0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0				
<i>Plagiochila asplenoides</i>	39	357	2	39	15	16	.928	37	14	15	.520	35	13	14	.884	36	14	16	.875	38	15	14	.956	42	41	42	38	49	50	49	46	8	5	4	11	6	11	++	0	0	
<i>Plagiochila porelloides</i>	6	20	1	6	1	3		6	1	0		5	1	1		5	2	1		5	3	2	.680	3	4	1	0	1	1	5	2	1	0	1	0	2	1				
<i>Ptilidium ciliare</i>	13	71	1	13	0	10	.004	13	6	6	.841	11	6	2	.290	9	7	2	.311	9	5	3	.725	3	22	16	18	18	12	18	14	4	0	3	2	5	0	+	0	0	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	9	30	1	6	3	3	1.000	9	1	7	.056	8	8	0	.012	3	2	0		4	3	1		5	5	4	18	18	3	5	2	1	5	5	0	1	0				
<i>Scapania nemorea</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Scapania scandica</i>	2	2	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0				
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	9	44	1	8	0	8	.013	8	6	1	.049	8	1	5	.395	8	6	1	.233	7	1	3		1	19	18	7	7	12	13	7	1	0	1	1	1	1	1			
<i>Cladonia chlorophaea agg.</i>	4	9	1	3	1	2		4	0	2		4	3	0		1	1	0		1	1	0		1	2	3	5	5	1	1	0	0	1	3	0	1	0				
<i>Cladonia coniocraea</i>	6	18	1	4	1	1		3	3	0		4	0	2		4	3	0		5	4	1	.131	3	3	8	2	2	4	5	0	1	0	0	2	3	0				
<i>Cladonia digitata</i>	1	4	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		0	1	1	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0				

57

Tabell 4.6 (forts.)

Art	Totalt 1988–2008			Endring i smårutefrekvens																Endring i smårutefore- komst								Endring i prosent dekning								Per- si- sten	Tolket endring			
	No. Pl.	No. SP	Mn PC	1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				1988–2008				88–93				93–98				98–03					03–08			
				n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+					
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	6	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		2	0	2		2	0	2		0	1	1	4	4	0	0	2	1	1	1	0	0	2			
<i>Cetraria islandica</i> agg.	17	124	8	15	4	5	.714	17	6	6	.351	17	8	4	.166	13	4	2	.395	14	6	4	.642	11	13	10	16	14	7	12	5	4	5	6	4	5	4	++	0	0
<i>Cladonia arbuscula</i> agg.	16	140	2	16	5	9	.304	15	11	3	.011	14	9	1	.057	11	5	4	.433	15	14	1	.001	18	26	45	11	33	12	25	14	5	2	6	2	3	2	++	0	--
<i>Cladonia bellidiflora</i>	13	106	2	11	6	4	.235	11	2	5	.349	12	2	8	.085	12	7	3	.136	11	5	5	.959	21	9	11	19	7	23	23	8	0	5	4	3	4	2	+	0	0
<i>Cladonia carneola</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Cladonia cenotea</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	23	234	2	22	5	9	.340	23	13	7	.110	23	17	3	.001	21	12	6	.173	21	17	3	.002	24	34	44	26	69	19	43	27	4	4	9	1	9	2	++	0	--
<i>Cladonia coccifera</i> agg.	9	66	1	9	0	8	.013	9	5	2	.175	8	5	2	.188	5	4	1	.131	6	2	2		3	28	28	12	16	9	13	6	1	2	5	0	2	0			
<i>Cladonia coniocraea</i>	2	6	1	2	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		1	1	0		0	1	2	4	4	0	0	0	1	0	1	0	0	0			
<i>Cladonia cornuta</i>	3	12	1	3	1	2		3	0	2		3	3	0		1	1	0		2	2	0		3	4	2	5	6	1	3	0	0	0	2	0	1	0			
<i>Cladonia crispata</i>	1	7	1	1	0	0		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0			
<i>Cladonia deformis</i>	9	50	1	4	1	1		7	2	4	.590	9	1	6	.050	9	5	4	.763	8	2	6	.256	8	5	6	11	2	20	21	11	0	4	2	3	3	1			
<i>Cladonia furcata</i>	5	10	1	4	3	0		2	2	0		0	0	0		2	0	2		5	3	1		6	1	2	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2				
<i>Cladonia gracilis</i>	6	46	1	5	1	1		5	0	4		6	3	2	.685	6	1	4	.480	6	2	4	.330	2	2	2	18	15	6	10	7	1	1	1	1	0	1			
<i>Cladonia macilenta</i>	4	8	1	3	0	3		4	1	2		3	2	0		1	0	0		1	0	1		0	3	3	4	3	0	1	1	1	1	2	0	0	0			
<i>Cladonia rangiferina</i>	23	202	2	22	13	5	.463	19	10	4	.144	19	11	4	.037	19	8	7	.322	22	18	3	.003	29	26	40	23	49	20	25	17	6	5	6	1	3	4	++	0	--
<i>Cladonia squamosa</i>	10	69	1	9	3	6	.187	10	4	5	.904	10	7	2	.053	8	5	2	.121	8	6	2	.085	7	16	19	17	18	8	19	8	0	3	4	0	2	1			
<i>Cladonia sulphurina</i>	8	32	1	7	3	2	.276	7	4	3	.793	5	4	1	.136	4	1	3		6	5	1	.072	11	5	6	9	17	3	1	6	3	2	3	1	1	1			
<i>Cladonia uncialis</i>	11	89	1	9	4	4	.944	9	3	4	.865	10	5	4	.851	8	6	1	.147	8	5	3	.482	15	13	10	12	11	10	19	10	1	1	4	2	1	0			

Tabell 4.7 Endring i artsantall i 1-m² prøveflater (artstetthet) i overvåkingsområdet Solhomfjell 1988–2008. *n* er antall prøveflater. *M* og *SD* er middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode. *n*-, *n*+ er antall prøveflater med reduksjon, resp. økning i artsantall. *P* refererer til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen om at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Signifikant endring ($P \leq 0,05$) i artsantall er med uthevet *P*-verdi.– Change in species density (number of species per 1-m² plot) in the Solhomfjell area, 1988–2003. *n* is the number of plots. *M*, *SD* are the mean and standard deviation of change in species density. *n*-, *n*+ are the number of plots with decrease and increase in species density, respectively. *P* refers to Wilcoxon one-sample test of the hypothesis that the median change in species number is not significantly different from 0, against the two-tailed alternative. Significant change ($P \leq 0.05$) is indicated by a *P* value in bold. Forest types: A1 medium-rich submesic spruce forest; A2 poor submesic spruce forest; B1 subxeric pine forest; B2 xeric pine forest.

Artsgruppe og skog- type	n	Midlere artstetthet					Endring 1988–1993					Endring 1993–1998					Endring 1998–2003					Endring 2003–2008					Endring 1988–2008				
		1988	1993	1998	2003	2008	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P
Karplanter																															
Rikere granskog (A1)	25	14,88	14,16	13,48	13,56	12,72	12	5	-0,72	1,57	,053	13	3	-0,68	1,11	,008	9	9	0,08	1,44	,912	13	7	-0,84	2,15	,082	19	4	-2,16	2,76	,002
Fattig granskog (A2)	36	7,72	7,58	6,94	7,08	6,61	11	13	-0,14	1,40	,981	19	7	-0,64	1,15	,005	11	11	0,14	1,73	,845	17	7	-0,47	1,32	,037	22	5	-1,11	1,63	<,001
Lyngfuruskog (B1)	21	5,62	5,00	5,00	4,90	4,71	13	4	-0,62	1,16	,029	4	6	0,00	1,30	,622	8	5	-0,09	1,04	,548	7	3	-0,19	1,08	,340	13	3	-0,90	1,58	,019
Lavrik furuskog (B2)	18	5,17	4,44	4,78	5,67	4,77	10	1	-0,72	0,96	,007	2	4	0,33	1,03	,346	3	11	0,89	1,41	,023	10	0	-0,89	0,96	,005	5	5	0,39	1,38	,303
Kryptogamer																															
Rikere granskog (A1)	25	11,84	13,88	14,52	14,20	13,80	2	18	2,04	2,61	,003	6	12	0,64	1,96	,121	11	8	-0,32	2,43	,556	12	9	-0,40	2,33	,609	5	17	1,96	2,64	,002
Fattig granskog (A2)	36	11,50	13,44	13,47	12,92	12,53	7	24	1,94	2,64	<,001	14	12	0,03	2,36	,969	15	15	-0,56	2,84	,472	17	12	-0,39	2,10	,393	9	21	1,03	2,77	,028
Lyngfuruskog (B1)	21	7,81	8,14	7,86	7,14	6,62	5	10	0,22	1,28	,289	9	6	-0,28	1,38	,427	10	3	-0,71	1,23	,019	11	5	-0,52	1,25	,066	12	6	-1,19	2,42	,044
Lavrik furuskog (B2)	18	13,56	13,78	14,33	12,72	12,00	5	7	0,64	1,52	,632	5	9	0,56	1,50	,164	11	2	-1,61	2,20	,011	12	2	-0,72	2,40	,152	9	5	-1,55	2,77	,039
Bladmoser																															
Rikere granskog (A1)	25	8,08	9,28	9,68	9,48	9,36	3	16	1,20	1,94	,012	6	8	0,40	1,50	,222	12	8	-0,20	1,97	,593	11	10	-0,12	1,39	,718	6	16	1,28	2,25	,014
Fattig granskog (A2)	36	6,19	6,83	7,17	6,94	6,89	3	17	0,64	1,31	,010	6	14	0,33	1,39	,127	12	10	-0,22	1,53	,486	15	10	-0,06	1,31	,890	8	18	0,69	1,47	,009
Lyngfuruskog (B1)	21	4,29	4,52	4,67	4,57	4,24	4	6	0,24	0,94	,243	2	4	0,14	0,65	,374	7	5	-0,10	0,94	,675	7	3	-0,33	0,91	,111	6	7	-0,05	1,40	,858
Lavrik furuskog (B2)	18	5,11	5,11	5,61	5,39	4,94	5	6	0,00	1,08	1,000	1	9	0,50	0,71	,015	7	6	0,22	1,31	,513	8	4	-0,44	1,34	,208	7	7	-0,17	1,34	,646
Levermoser																															
Rikere granskog (A1)	25	3,68	4,44	4,68	4,48	4,28	4	14	0,76	1,56	,035	5	9	0,24	1,01	,251	9	5	-0,20	1,41	,436	9	5	-0,20	1,71	,418	5	12	0,60	1,98	,150
Fattig granskog (A2)	36	4,69	5,94	5,67	5,31	5,00	7	22	1,25	0,97	,002	15	9	-0,28	1,03	,362	14	12	-0,36	1,26	,305	12	8	-0,31	1,33	,284	10	16	0,31	2,14	,433
Lyngfuruskog (B1)	21	2,05	2,24	1,86	1,33	1,38																									
Lavrik furuskog (B2)	18	2,33	1,67	2,00	1,78	1,44																									
Lav																															
Rikere granskog (A1)	25	0,00	0,04	0,08	0,08	0,04																									
Fattig granskog (A2)	36	0,17	0,17	0,14	0,11	0,03																									
Lyngfuruskog (B1)	21	0,90	0,86	0,81	0,71	0,52																									
Lavrik furuskog (B2)	18	5,61	6,56	6,39	5,17	5,17	2	11	0,94	1,43	,021	5	5	-0,17	1,04	,458	12	3	-1,22	1,59	,008	8	3	0,00	1,41	,538	8	5	-0,44	1,98	,321

Tabell 4.8 Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell langs DCA-ordinasjonsakser 1 og 2 (ordinasjon av 100 prøveflater × 4 analysetidspunkter; akser skalert i SD-enheter) gjennom tidsperioden 1988–2008. *n* er antall prøveflater. *M* og *SD* er middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode. *n*-, *n*+ er antall prøveflater med lavere, resp. høyere prøveflateskår ved slutten av perioden enn ved periodens begynnelse. *P* refererer seg til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen at medianforflytningen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den to-sidige alternative hypotesen. Signifikant forflytning ($P \leq 0,05$) er markert med uthevet *P*-verdi. – Displacement of plots along DCA-ordination axes 1 and 2 (scaled in SD units × 100); ordination of 300 plot-by-time combinations (100 plots × 4 times). Data from the Solhomfjell area, 1988–2003. *n* is the number of plots. *n*-, *n*+ are the number of plots or subplots with decreasing and increasing DCA-scores along the axis. *P* refers to a Wilcoxon one-sample test of H_0 : median displacement = 0 against the two-tailed alternative. Significant displacement ($P \leq 0.05$) is indicated by a *P* value in bold face. Forest types: A1 medium-rich submesic spruce forest; A2 poor submesic spruce forest; B1 subxeric pine forest; B2 xeric pine forest.

Artsgruppe og skog- type	n	Midlere flateskår					Forflytning 1988–1993					Forflytning 1993–1998					Forflytning 1998–2003					Forflytning 2003–2008					Forflytning 1988–2008				
		1988	1993	1998	2003	2008	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P
DCA-akse 1																															
Rikere granskog (A1)	25	1,17	1,28	1,33	1,29	1,37	3	21	,100	,092	<,001	4	18	,048	,073	,003	15	10	–,036	,135	,3744	5	18	,081	,111	,003	4	21	,194	,196	<,001
Fattig granskog (A2)	36	2,18	2,19	2,18	2,16	2,21	19	16	,008	,093	,635	23	13	–,011	,083	,214	15	18	–,017	,101	,7612	14	21	,044	,124	,108	14	19	,026	,126	,249
Lyngfuruskog (B1)	21	3,94	3,89	3,85	3,82	3,74	16	4	–,049	,080	,008	14	6	–,042	,095	,057	11	9	–,031	,077	,1083	17	3	–,076	,082	<,001	19	2	–,198	,168	<,001
Lavrik furuskog (B2)	18	4,73	4,79	4,75	4,64	4,57	6	12	,063	,110	,050	11	5	–,043	,124	,103	14	3	–,106	,132	,0031	13	5	–,067	,092	,010	14	4	–,153	,190	,007
DCA-akse 2																															
Rikere granskog (A1)	25	1,69	1,75	1,81	1,76	1,74	7	17	,056	,112	,009	6	19	,062	,091	,003	17	7	–,049	,088	,0163	15	10	–,021	,123	,412	12	13	,048	,253	,647
Fattig granskog (A2)	36	1,65	1,69	1,73	1,66	1,64	12	24	,044	,131	,040	13	22	,035	,105	,130	25	9	–,065	,148	,0192	25	11	–,024	,133	,138	17	19	–,009	,166	,712
Lyngfuruskog (B1)	21	1,31	1,37	1,37	1,39	1,40	3	17	,052	,061	,001	8	12	,001	,047	1,000	5	16	,025	,053	,0450	6	12	,010	,082	,457	6	15	,088	,123	,004
Lavrik furuskog (B2)	18	1,13	1,16	1,18	1,21	1,23	6	10	,027	,076	,205	6	11	,023	,068	,184	5	13	,027	,046	,0362	7	10	,022	,056	,162	4	13	,098	,119	,005

for furuskogsflatene langs DCA-akse 1 fulgte også det generelle mønsteret for tjueårsperioden; i begge furuskogstypene fant det sted en signifikant negativ forflytning (mellom -0,6 og -0,8 S.D.-enheter, $P < 0,01$, **tabell 4.8**). Resultatet av denne forflytningen, var at 'luka' mellom granskog og furuskog i diagrammet som viser flatenes plassering i 1988 (**figur 4.2, øverst**) i 2008 langt på veg var tettet igjen (**figur 4.2, nederst**).

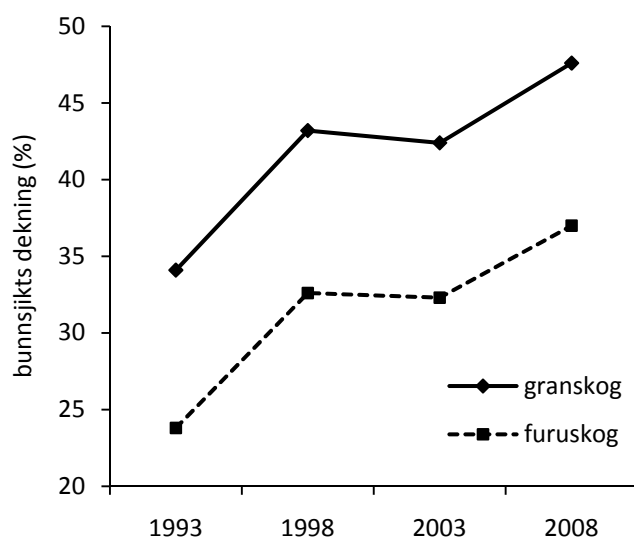
Ingen signifikant forflytning av flater langs DCA-akse 2 ble observert i femårsperioden 2003–08.

Utvikling i populasjoner av etasjemose

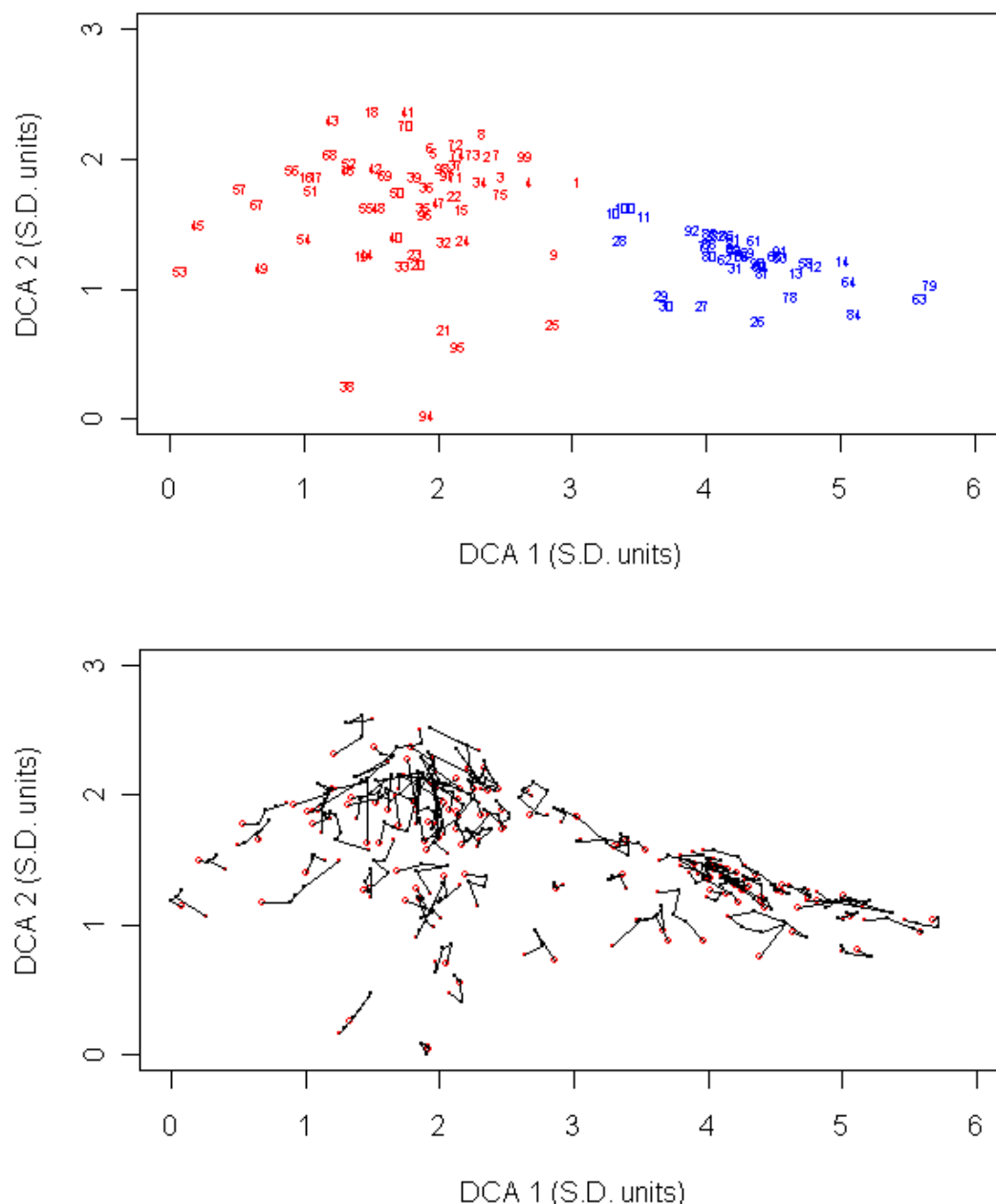
Bunnsjiktsdekningen i demografiflatenes aktive arealer lå omkring 40 % fra 1990 til 1993 og avtok til en minimumsverdi på 32 % for perioden 1990–2008 i 1995 (**figur 4.3a**). Deretter økte den jevnt til en foreløpig maksimumsverdi (65 %) i år 2000. Etter å ha sunket til 48 % i 2004, steg bunnsjiktsdekningen igjen jevnt fram til 2008, da den var oppe i 64 %. Dette oversstemmer med økningen i bunnsjiktsdekning i vegetasjonsflatene i perioden 2003–08 (**figur 4.1**). Etasjemosedekningen fulgte en glattere kurve fra et utgangsnivå omkring 5 % til en foreløpig topp (21 %) i år 2000. Deretter sank den til 10 % i analyseåret 2003. Etter 2003 har den økt jevnt igjen, og høsten 2008 var dekningen av etasjemose i demografiflatene 17 % (**figur 4.3b**).

Med unntak for en ubetydelig nedgang i 1995, økte populasjonsstørrelsen til etasjemose i undersøkelsesområdet jevnt i hele perioden, med en viss utflating etter år 2000 (**figur 4.3c**). Indeksverdien var 140 i 1993, 197 i 1998, 305 i 2003 og 349 i 2008, noe som tilsvarer en prosentvis økning i antallet etasjemosevekstpunkter pr arealenhet på 40,7 % i femårsperioden 1993–1998, 53,3 % i perioden 1998–2003 og 14,4 % i perioden 2003–08. Størrelsen på etasjemosesegmentene (**figur 4.3d**) fulgte nesten samme mønster som bunnsjiktsdekningen (**figur 4.3a**) og etasjemosedekningen (**figur 4.3b**), med en liten topp i 1992, en bunn i 1995, en ny topp 1999–2001 og en bunn i 2003–04. Gjennomsnittsverdien for segmentstørrelse var høyest i 2007 (5,71 $\log_2$ -enheter). Forskjellen mellom bunnåret 1995 og toppåret 2007 var 1,30 enheter, det vil si at segmentene i gjennomsnitt var 2,5 ganger så store ($2^{1,30} = 2,46$) i 2007 som i 1995. Etasjemoseproduksjonen (**figur 4.3e**), som kombinerer endringer i populasjonsstørrelse og segmentstørrelse, økte jevnt gjennom perioden 1989–2002, med unntak for en svak nedgang 1992–1994 og en sterkere nedgang fra 2001 til 2002. Fra 2002 til 2007 økte imidlertid produksjonen videre til en ny topp i 2007 (**figur 4.3e**).

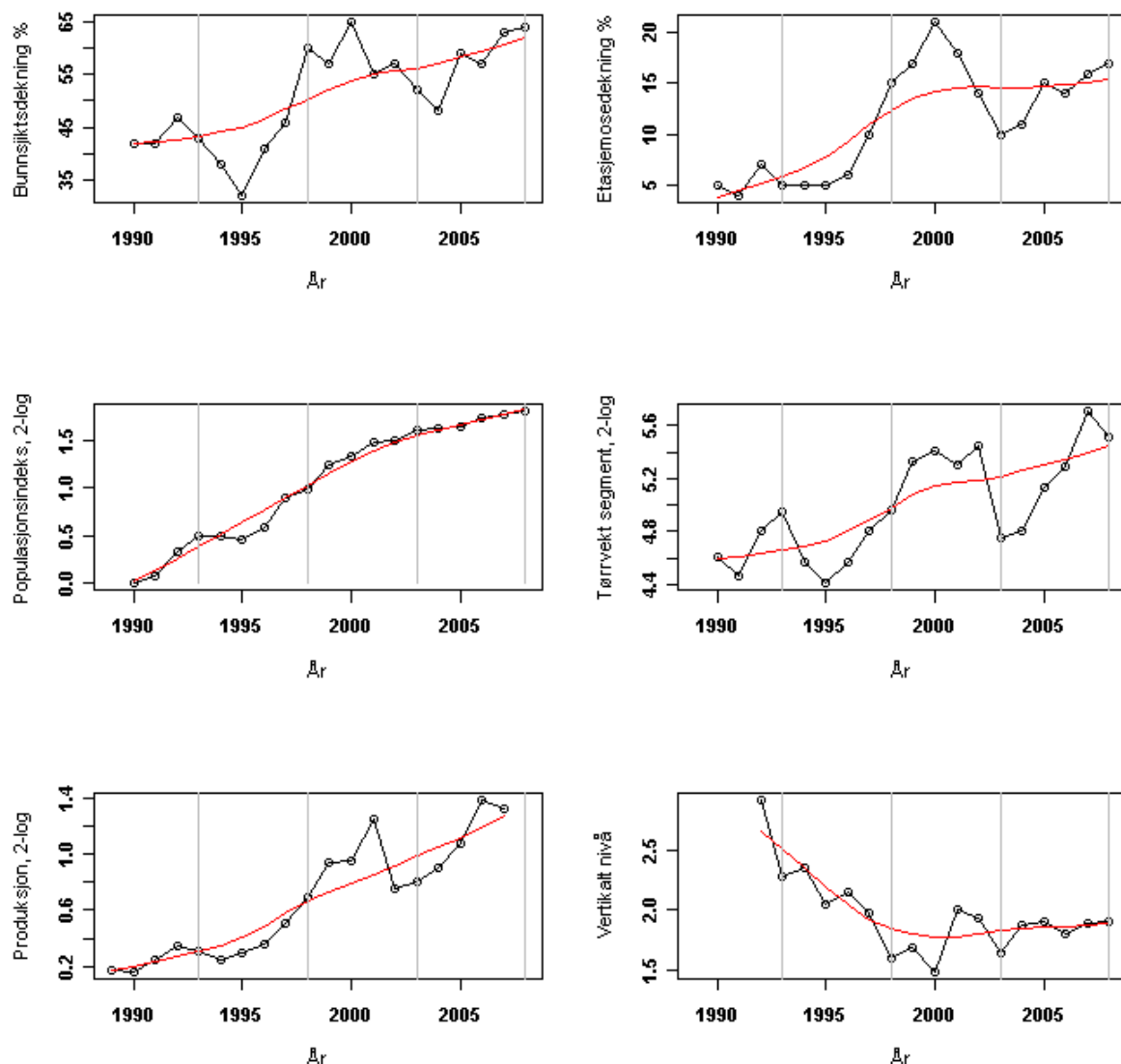
Etasjemoseskuddenes plassering i mosematta endret seg gjennom perioden fra 1992 til ca 1997 (**figur 4.2f**). Fra en gjennomsnittsplassering på 2,93 (75–95 % av hvert klasse-3-segment er synlig ovenfra) i 1992, har den gjennomsnittlige vertikale skuddplasseringen holdt seg stabil mellom 1,5 og 2,0 fra 1998. Bunn-nivået var 1,48, i år 2000 (bare 5–25 % av et klasse-1-segment er synlig ovenfra, mens 25–75 % av klasse 2-segmentene er synlige ovenfra).



Figur 4.1 Midlere bunnsjiktsdekning i de permanente prøveflatene i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1993–2008, beregnet separat for granskog (deldatasett A, $n = 32$ og 61 i henholdsvis 1993–98 og 2003–08) og furuskog (deldatasett B, $n = 18$ og 39 i henholdsvis 1993–98 og 2003–08). – Mean cover of the cryptogamic layer in permanent plots in the Solhomfjell area, 1993–2008, estimated separately for spruce forest (Subset A) and pine forest (Subset B).



Figur 4.2 DCA-ordinasjon av 100 permanente prøveflater, hver analysert 5 ganger (1988, 1993, 1998, 2003 og 2008), i overvåkingsområdet Solhomfjell. Aksene 1 (horisontal) og 2 (vertikal) er skalert i standardavvikenheter (S.D.-enheter). Øverst: Prøveflatenummer, basert på posisjoner for analyser av prøveflatene i 1988. Granskogsruter (deldatasett A) er angitt med røde tall, furuskogsruter (deldatasett B) med blå tall. Nederst: Forflytning av prøveflatene i ordinasjonsdiagrammet. Rød sirkel angir posisjonen i 1988, rød prikk angir posisjonen i 2008, mens posisjonene i mellomliggende år er angitt med små prikker, forbundet med linje. – DCA ordination of 500 plot $\times$ time combinations, i.e. 100 permanent plots analysed in 1988, 1993, 1998, 2003 and 2008, in the Solhomfjell area. Axes 1 (horizontal) and 2 (vertical) are scaled in standard deviation (S.D.) units. Above: Positions of plots (indicated by numbers) in 1988. Plots from spruce forest (Subset A) in red, from pine forest (Subset B) in blue. Below: Plot displacement in the ordination diagram. Positions in 1988 indicated by red circle, 2008 positions indicated by red dot. Positions in 1993, 1998 and 2003 are indicated by small dots, joined by a line.



Figur 4.3 Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Solhomfjell gjennom perioden 1989–2003. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiplate-ne, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstin-deks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemo-seproduksjonen i år t , beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2 . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). – Dynamics of *Hylocomium splendens* po-pulations in the Solhomfjell area, 1989–2003. (a, upper left) Bryophyte cover in demography plots, subjectively estimated in %. (b, upper right) *H. splendens* cover in same. (c, middle left) Change of *H. splendens* populations, given as the 2-logarithm of a population growth index (PI). (d, middle right) Mean size of segments mature a given year, given as the 2-logarithm of esti-mated dry weight in 1/10 mg. (e, lower left) *H. splendens* production in year t , given as the 2-logarithm of production in g/m^2 . (f, lower right) Mean vertical position in the bryophyte carpet for all *H. splendens* segments mature in year t , expressed on a scale from 0 (buried) to 5 (emergent).

Utviklingen gjennom hele perioden som det foreligger demografidata fra (1989–2008) viser en entydig utvikling i retning av en mer heldekkende mosematte med flere og til dels større etasjemoseskudd, som nå for en stor del befinner seg relativt dypt i mosematta.

4.3 Diskusjon

Endringer i karplantevegetasjonen i granskog

Etter reanalysering i 2003 ble to distinkt forskjellige endringsmønstre identifisert for karplantevegetasjonen i granskog i Solhomfjell: (1) Endringer i artssammensetning i rikere granskog relatert til langvarig jordsforsuring; og (2) endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av nitrogendeposisjon. I tillegg ble det konkludert at resultatene ikke understøttet forekomst av et tredje endringsmønster, (3) endringer i karplantevegetasjonen som følge av trebestandsutvikling. Etter reanalyse av 100 prøveflater i 2008 har dette bildet endret seg.

Mengdeøkningen for smyle *Avenella flexuosa* har stoppet opp, og den nitrofile arten bringebær *Rubus idaeus*, som for første gang ble observert i en prøveflate i Solhomfjell i 2003, hadde ikke greid å etablere seg og var borte igjen i 2008. Reanalysedataene fra Solhomfjell i 2008 gir derfor ikke empirisk støtte for endringsmønster (2). Mengden av smyle i prøveflatene i Solhomfjellområdet økte i perioden 1988–93 (R. Økland 1995d), ingen økning fant sted i neste femårsperiode (R. Økland 1997b, R. Økland et al. 2000), mens dekingen av smyle økte igjen i perioden 1998–2003 (R. Økland & Nordbakken 2004), i likhet med i andre overvåkingsområder (Bakkestuen et al. 2003). At økningen i mengde for smyle ikke har fortsatt i perioden 2003–08 behøver derfor ikke bety at det ikke pågår en langsiktig endring. Det er vel kjent at suksesjoner skjer trinnvis, ofte utløst av spesielle klimatiske eller andre forhold (Rydgren et al. 2004).

Økning i forekomst og mengde for nitrofile arter generelt og smyle spesielt, er beskrevet fra skog både i Sverige og Finland som et tydelig endringsmønster i den siste tjueårsperioden (Nieppola 1992, Falkengren-Grerup 1995, Tyler & Olsson 1997, Odell & Ståhl 1998). I undersøkelser fra Sør-Sverige (Falkengren-Grerup 1995, Brunet et al. 1997, Tyler & Olsson 1997) er imidlertid en del av dette endringsmønsteret at karplantearter med stor toleranse for sure voksesteder, som f.eks. hvitveis *Anemone nemorosa*, maiblom *Maianthemum bifolium* og skogstjerne *Trientalis europaea*, øker som følge av nitrogengjødsling. Alle disse artene økte i mengde i Solhomfjellområdet fra 1998 til 2003 (R. Økland & Nordbakken 2004), men i perioden 2003–08 avtok mengdene for disse (og mange andre arter) igjen; så sterkt at de totalt for perioden 1988–2008 har hatt en signifikant mengdereduksjon. Dette viser at karplantevegetasjonen i granskogen i Solhomfjell fortsatt ikke har noe sterkt preg av nitrogengjødsling, til tross for at den totale nitrogendeposisjonen i Solhomfjellet i flere tiår har overskredet $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, foreslått av Nordin et al. (2005) som en kritisk grenseverdi for effekter av nitrogendeposisjon på det biologiske mangfoldet i skog.

Fram til 1998 var det mulig å identifisere et tydelig endringsmønster for karplanter i rikere granskog i retning av reduserte mengder; artssammensetningen ble mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen. Ved reanalyseringen i 2003 hadde disse endringene ikke bare stoppet opp, men det var også tegn på at de var i ferd med å reverseres. Det klareste eksemplet på dette var gaukesyre *Oxalis acetosella*, som var den karplantearten som hadde hatt den klareste tilbakegangen 1988–98. På grunn av stor forekomst av frøplanter i 2003 hadde denne arten i 2003 igjen oppnådd samme mengde som den hadde i 1988. I perioden 2003–08 er vegetasjonsutviklingen i rikere granskog tilbake på sporet fra periodene før 1998. Med unntak for at gaukesyre har stabilisert seg på 2003-nivået, fortsetter tilbakegangen for andre karplantearter med moderate mineralnæringskrav; fugletelg *Gymnocarpium dryopteris*, skogørkvein *Calamagrostis phragmitoides*, hvitveis *Anemone nemorosa* og teiebær *Rubus saxatilis*. Skogfiol *Viola riviniana* har signifikant mengdereduksjon for første gang, og for ytterligere to arter (sauetelg *Dryopteris expansa* agg. og hengeving *Phegopteris connectilis*) er mengdereduksjonen nær signifikant ($0,05 < P < 0,06$). Den gjennomsnittlige reduksjonen i artstetthet i flatene (0,84 arter) er større enn i noen tidligere femårsperiode, og endringen i artssammensetning i retning av en artssammensetning som er typisk for den fattige granskogen, er også sterkt signifikant. Alt dette stemmer, isolert sett, overens med den hypotesen som ble framsatt av R. Økland & Eilertsen (1996; se også R. Økland

1995e), om at endringsmønsteret for karplanter i rikere granskog er en langsiktig justering av arts-sammensetningen til endrete voksestedbetingelser forårsaket av jordforsuring gjennom det 20. århundret. De fleste av karplanteartene i granskog er klonale arter med langlevete enkeltskudd (se R. Økland 1995b). Fordi klonale karplantearter har sterkt størrelsesavhengig mortalitet, forgreining og kjønnet formering (Harper 1977, Meagher & Antonovics 1982, Nault & Gagnon 1993), vil endringer av voksestedsbetingelsene i ugunstig retning føre til gradvis størrelses- og vitalitets-reduksjon, som i sin tur fører til redusert forventet levealder for enkeltskudd, redusert forgreiningshyppighet og redusert kjønnet formering. Flere undersøkelser har vist at arter med moderate næringskrav er særlig sårbare for jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, Dahl 1988, Wittig 1988). At gaukesyre *Oxalis acetosella* nå ser ut til å ha brutt med dette mønsteret og har lyktes i en omfattende nyetablering fra frø, kan indikere at vi ser begynnelsen på slutten for dette endringsmønsteret. Resultater fra vegetasjonsovervåkingen i Rausjømarka i Akershus (kap. 5) indikerer at tilsvarende endringsmønster ikke har funnet sted der i perioden 2003–08. Data fra flere overvåkingsområder over en lengre tidsperiode er nødvendig for å vise om den negative trenden for karplanter i rikere granskog i Solhomfjell-området er et unntak fra et nytt mønster, eller om tilbakegangen fra 1990-årene vil fortsette.

Den sterke mengdereduksjonen som ble registrert i perioden 2003–08 for arter som i Solhomfjell-området trives utmerket også i fattig granskog, først og fremst maiblom *Maianthemum bifolium* og skogstjerne *Trientalis europaea*, men også liljekonvall *Convallaria majalis*, gullris *Solidago virgaurea* og hårfrytle *Luzula pilosa* (signifikant bare i tjueårsperioden), kan ikke forklares som respons på tidligere jordforsuring. Den kan heller ikke forklares av nitrogengjødsling, fordi også disse artene er vist å respondere positivt på økt nitrogentilgang (Falkengren-Grerup 1995, Tyler & Olsson 1997). Etter reanalysering av de permanente prøveflatene i Solhomfjell i 1998 (R. Økland et al. 2000), som viste sterk tilbakegang for flere av de samme karplanteartene som går tilbake i perioden 2003–08 (spesielt maiblom *Maianthemum bifolium* og skogstjerne *Trientalis europaea*), og endring i artssammensetningen (langs DCA-akse 2) i retning av en artssammensetning typisk for vegetasjonen under trær og i tett skog, ble det framsatt en hypotese om et endringsmønster relatert til trebestandsutviklingen i området. Denne hypotesen ble imidlertid ikke bekreftet ved reanalysering i 2003, da disse artene igjen økte i mengde, og det fant sted en signifikant forflytning langs DCA-akse 2 i motsatt retning av det hypotesen tilsier. Endringene i perioden 2003–08 er imidlertid (med unntak for at det ikke fant sted noen forflytning langs DCA-aksen 2) igjen i tråd med endringene som ble observert i perioden 1993–98; tilbakegang for mange karplantearter uavhengig av mineralnæringspreferanser.

Det er en kjensgjerning at tresjiktet i Solhomfjell-området har gjennomgått en betydelig fortetting i perioden 1988–2008, som vist for perioden 1988–2003 av R. Økland & Nordbakken (2003). Målinger av alle trær i storflatene ble også foretatt i 2008, men dataene er ennå ikke analysert. Observasjoner (A.K. Wollan & R. Halvorsen, pers. obs.) gir imidlertid et entydig bilde av fortsatt volumtilvekst og tresjiktfortetting etter 2003, med unntak for at enkelte flater har blitt åpnet av trefall. Vi kan vanskelig se andre forklaringer på den generelle tilbakegangen for karplanter i granskog i Solhomfjell enn en respons på trebestandsutviklingen. R. Økland et al. (2000) framholder som den mest sannsynlige årsaken til suksesjonene i tresjiktet at tidligere skogbranner har påvirket hele eller store deler av det undersøkte skogarealet. Økning i stående volum finner sted 100–300 år etter skogbrann (jf Linder et al. 1997, Engelmarm et al. 1998). Det synes derfor mest sannsynlig at Svarttjernslia, der transektene 1–3 med 46 av 61 granskogsflater er plassert innenfor et begrenset område, har vært utsatt for en eller flere skogbranner i løpet av de siste 300 årene; spredte brannspor er observert på gamle trær og læger i dette området (R. Økland et al. 2000). En generell reduksjon i karplantmengder som respons på tresjiktfortetting er i overensstemmelse med variasjon i artenes mengder langs en gradient fra åpninger mellom trær til tett skog og innunder store trær (R. Økland et al. 1999). Tilsvarende endringer er også observert i andre barskogsområder over tid, som resultat av normal suksesjon i skogbestand som fortsatt er i utvikling, etter skogbrann eller tidligere hogst (Nygaard & Ødegaard 1999, Köchy & Bråkenhielm 2008).

Den generelle mengdereduksjonen for karplanter i granskog gir god grunn for å stille spørsmålstegn ved om tilbakegangen for karplanter i rikere granskog virkelig skyldes langvarig jordforsuring. Forflytningsmønstrene for enkeltflater kan imidlertid ikke forklares av trebestandsutviklingen alene. Flater i rikere granskog som ligger i store åpninger (for eksempel 16, 17, 32, 35, 44, 45 og

52–54) viser samme utvikling som de øvrige flatene i rikere granskog. For eksempel er alle disse 9 flatene blant de 21 (av 25) flater som har forflyttet seg langs DCA-akse 1 i retning av flater fra fattig granskog i perioden 1988–2008 (se **figur 4.2**).

Endringer i karplantevegetasjonen i furuskog: En mulig effekt av klima?

Det eneste entydige endringsmønsteret for karplanter som er observert i furuskog i Solhomfjell-området i femårsperioden 2003–08, er reduksjonen i artstetthet i den lavrike furuskogen. Denne endringen faller sammen med en signifikant forflytning av prøveflatene i retning av lyngfuruskogen og signifikant mengded nedgang for røsslyng *Calluna vulgaris*. Disse endringene representerer til dels en reversering av endringene observert i perioden 1998–2003, som da enkelte lyngarter (krekkling *Empetrum nigrum*, blåbær *Vaccinium myrtillus* og tyttebær *V. vitis-idaea*) nyetablerte seg i den lavrike furuskogen, sannsynligvis fordi det ikke fant sted noen alvorlig tørkeperiode i den femårsperioden. I perioden 2003–08 er det ikke observert signifikant tilbakegang for noen av disse artene. Lokal død av røsslyng i de aller sterkest tørkeutsatte flatene som følge av en tørr periode en av somrene (2006?) kan være årsak til mengdereduksjonen for arten i femårsperioden. Karplanteendringene i furuskogen, særlig i den lavrike furuskogen, gjennom tjue år, stemmer derfor med hypotesen framsatt av R. Økland & Eilertsen (1993) om at vegetasjonsgradienten fra blåbærgranskog via lyngfuruskog til lavrik furuskog først og fremst er en respons på en kompleks økologisk uttørkingsfaregradient, bl.a. forårsaket av en topografisk betinget variasjon i jorddybde. Uttørkingsfarehypotesen forutsier at artenes forekomstgrense langs gradienten (mot den tørreste delen av gradienten, den lavrike furuskogen) er dynamisk, med nykolonisering i lengre perioder uten alvorlig tørke, mens tørkeår fører til lokal utdøing og skyver forekomstgrensa tilbake mot blåbærgranskogen [som vist for enkeltarter av Erkamo (1958), Hiirsalmi (1969) og R. Økland & Bendiksen (1985)]. Resultatene fra Solhomfjell-området for enkeltperioden 2003–08 støtter hypotesen til R. Økland & Nordbakken (2004) om at raskere kolonisering-avdøingsdynamikk i karplanteskjiktet er en viktig medvirkende årsak til at artssammensetningen i den lavrike furuskogen er mer dynamisk enn i lyngfuruskogen (R. Økland & Eilertsen 1996).

Endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer

Det mest utpregete endringsmønsteret i Solhomfjell-området gjennom 1990-tallet, den massive økningen i mange mosearters mengde, fortsetter til dels også i perioden 2003–08. Men på samme måte som R. Økland & Nordbakken (2004) fant grunn å nyansere bildet noe etter reanalyseringen i 2003, gir resultatene av 2008-reanalysen grunn til ytterligere nyansering. Indikasjoner på at moseøkningen fortsetter, er den betydelige økningen i bunnsjiktdeknningen i granskog i perioden 2003–08, som først og fremst skyldes den sterke mengdeøkningen for etasjemose *Hylocomium splendens* i perioden (i kapittel 6 er dekningsøkningen tallfestet til 3 prosentpoeng; fra 3.92 % i 2003 til 6.82 % i 2008, alle granskogsflatene sett under ett). Etasjemose er en av de store og dominerende moseartene. Alle de tre demografiske indikatorene som er rapportert for etasjemose i **figur 4.3c–e** viser at perioden 2003–08 har vært gunstig for arten i dette området, med hensyn til forgreining (økning i antall skudd), enkeltskuddenes størrelse (tørrvekt av segmenter) og total produksjon. Likevel er det et nytt trekk at ingen av de andre store moseartene som har økt i mengde siden 1988 (blanksigd *Dicranum majus*, kystkransemose *Rhytidiadelphus loreus* og kystbinnemose *Polytrichum formosum*), øker i mengde i den siste femårsperioden. Det er også et nytt trekk at så mange mosearter avtar i mengde, sjøl om signifikant mengdereduksjon ble observert for fem arter også i perioden 1998–2003. Da pekte R. Økland & Nordbakken (2004) på at resultatene kunne indikere at en 'flaskehalssituasjon' var i ferd med å oppstå, der små moser (og små skudd av moser som vanligvis er større) blir begravd i den tettere mosematta og forsvinner, som en respons på at store moser øker i mengde og at mosematta blir tettere. 'Flaskehals-hypotesen' ble først framsatt av R. Økland & T. Økland (1996) og er seinere utviklet videre av R. Økland et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). 'Flaskehals-hypotesen' forutsier at mengdeøkningen for store moser fører til at åpninger i bunnsjiktet tettes igjen (økt bunnsjiktdeknning) og at moseskuddene blir stående tettere i mosematta. R. Økland & T. Økland (1996) viser for etasjemose *Hylocomium splendens* at med økende skuddtetthet øker sannsynligheten for at små skudd begravnes i mosematta. Begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere og dør oftest i løpet av få år (R. Økland 2000). R. Økland (2000, se også Rydin 1997) argumenterer for at denne mekanismen kan generaliseres til blandingsbestander bestående av flere arter, ved at små skudd og, mer generelt, små arter vil stå i fare for å avta i mengde når 'flaskehalssituasjo-

ner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år samtidig som det ikke finner sted tilbakeslag på grunn av klima, smånagertoppår eller andre kilder til forstyrrelse.

Endringsmønstrene for store og små moser i Solhomfjell for perioden 2003–08 gir ikke entydig støtte til flaskehalshypotesen. Blant de åtte artene som avtar i mengde finnes både store og mindre arter, og det er ingen signifikant overvekt av små. Blant artene som øker i mengde, er det heller ikke noe entydig mønster. Det er imidlertid ingen grunn til å legge vekt på at de to artene som øker signifikant i mengde i tillegg til etasjemose *Hylocomium splendens* er små levermoser (piggrådmose *Blepharostoma trichophyllum* og skogflak *Calypogeia integristipula*). Begge disse artene forekommer i forholdsvis få flater og har relativt lav persistens. Mer relevant synes det å være at de to artene med desidert sterkest tilbakegang i perioden (gåsefotskjeggmoser *Barbilophozia lycopodioides* og buttflik *Lophozia obtusa*) begge er levermoser, og at begge har svært sterk tilbakegang; sterk nok til å forklare det meste av (den ikke-signifikante) reduksjonen i artstetthet i bunnsjiktet i granskog i perioden. Det faktum at endringsmønstrene i Solhomfjell i perioden 2003–08 ikke er entydige, kan være en lokal og kortvarig svekkelse av en langsiktig trend. Resultater fra reanalyse i overvåkingsområdet Rausjømarka i 2008 (se kapittel 5), som er i full overensstemmelse med flaskehalshypotesen, kan indikere at så er tilfellet. Lengre dataserier fra flere overvåkingsområder vil vise om dette endringsmønsteret vedvarer. Forklaringen på at moser, først og fremst store moser, øker i mengde i granskog, er at ektohydriske (Buch 1945, 1947) moser vokser når de er oppfuktet, såfremt de får nok lys og varme (Stålfelt 1937, R. Økland 1997a), og at klimaforholdene har vært spesielt gunstige for mosevekst i perioden etter 1988 sett under ett (R. Økland 1995c, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004a,b). Klimaforholdene i Solhomfjell i perioden 2003–08 (kapittel 2) gir ikke grunn for at denne trenden skulle brytes; det har vært en tendens til litt høyere temperaturer enn normalt, og alle somrene har vært fuktigere enn normalt (om enn alle høstene bortsett fra 2006 har vært litt tørrere enn normalt). I tidligere femårsperioder har etasjemose *Hylocomium splendens* vært en typisk representant for gruppa av ektohydriske arter, som i stor grad har fulgt hverandre med hensyn til mengdeendringer (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland & Nordbakken 2004). I perioden 2003–08 er dette mønsteret brutt. Det kan skyldes at mosematta i skogbunnen i granskog i Solhomfjell nå har nådd en så stor tetthet at potensialet for ekspansjon på andre måter enn ved overvoksing av andre arter er i ferd med å uttømmes, eller det kan være en lokal, kortvarig tend. Dette vil bli klart etter hvert som nye overvåkingsresultater foreligger.

Mangelen på tydelige populasjonstopper for småganger i Solhomfjell etter 1988 har gitt mulighet for uavbrutt oppbygging av vitale populasjoner. Dette er lansert som en mulig tilleggsforklaring på endringsmønstrene for moser i granskog (Rydgren et al. 2007). Det er økende konsensus om at klimaendringene er årsak til at smågangersyklusene er sterkt svekket (Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008). Det observerte endringsmønsteret for kryptogamer i granskog, som fortsatt er sterkt for perioden 1988–2008 sett under ett, kan dermed være forårsaket av klima gjennom en direkte effekt av klimaforholdene på mosenes vekst og forsterket av en indirekte effekt av redusert smågangerforstyrrelse.

Det kan ikke utelukkes at fortettingen av mosedekket er en medvirkende årsak til redusert artsmangfold for karplanter i granskog gjennom en negativ interaksjonseffekt. Et tettere mosedekke kan forhindre nyetablering og overlevelse av karplantearter i skogbunnen ved fysisk å hindre spirende frø tilgang til vann og næringsstoffer (Perttula 1941, Eriksson & Ehrlén 1992, Ohlson & Zackrisson 1992, Steijlen et al. 1995, Hörnberg et al. 1997).

Endringer i kryptogamvegetasjonen i furuskog: Mulige effekter av klima eller nitrogen-gjødsling?

Endringene i kryptogamarters mengde i furuskog i femårsperioden 2003–08 er for en stor del en fortsettelse av endringsmønstrene som ble observert i de tre foregående femårsperiodene (R. Økland 1995d, R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004). Fire arter, alle moser, avtok i mengde fra 2003 til 2008, deriblant krussigd *Dicranum polysetum*, vegnikke *Pohlia nutans* og bakkefrynse *Ptilidium ciliare*. Disse tre artene har hatt signifikant tilbakegang i minst en av de foregående femårsperiodene, og deres mengde er signifikant redusert også i tjueårsperioden. Dette endringsmønsteret er også hovedårsak til signifikant forflytning av flater i furuskog i retning av fattig granskog langs DCA-ordinasjonsakse 1 fra 2003 til 2008. Uten at det foreligger konkrete

observasjoner til støtte for en slik hypotese, er det nærliggende å anta (jf også R. Økland et al. 2000) at tørke, med eller uten påfølgende fin-skala (re)koloniseringsdynamikk i åpninger, er en viktig årsak til endringene som er observert for moser i hele perioden 1988–2008. Det er nødvendig med årlige registreringer i permanente prøveflater for å kunne koble mengdeendringer til enkelthendelser som f.eks. tørkesomme.

Det ble ikke observert signifikante endringer i mengde for noen lavarter i furuskog i perioden 2003–08, men for tjuårsperioden 1988–2008 sett under ett har de to store og kvantitativt viktige makrolavartene i furuskog, lys reinlav *Cladonia arbuscula* agg. og grå reinlav *C. rangiferina*, avtatt sterkt. R. Økland & Nordbakken (2004) pekte på at dette mønsteret stemmer overens med disse artenes respons på nitrogengjødsling i flere eksperimentelle studier i furuskog (Mälikönen et al. 1982, Nygaard & Ødegaard 1993, van Dobben et al. 1993, Skrindo & R. Økland 2002). Liksom de fleste moseartene er lavene ektohydriske; de tar opp vann og næringsstoffer over hele overflata (Buch 1947, Blum 1974). Eventuell respons på nitrogengjødsling kan derfor skyldes direkte toksiske effekter (skader er ikke observert, og direkte effekter er heller ikke forventet ved det nåværende nitrogendeposisjonsnivået i undersøkelsesområdet) eller være resultatet av indirekte effekter, f.eks. økt tretilvekst (jf Skrindo & Økland 1998). At mengdereduksjonen for de to lavartene i furuskog nå ser ut til å ha stoppet opp, svekker hypotesen om at årsaken er høye nitrogentilførsler. Nye overvåkingsresultater vil kunne avklare dette.

4.4 Konklusjon

Overvåking av vegetasjon i Solhomfjell-området gjennom 20 år viser at det er en betydelig dynamikk i det boreale barskogsøkosystemet, og at denne dynamikken kan settes i sammenheng med endringer i økosystemet. Endringene ved tidligere reanalysetidspunkter, i 1993, 1998 og i 2003, ble tolket som relativt entydige responser på to hovedårsaksfaktorer: (1) jordforsuring og næringsutvasking gjennom mange tiår som forårsaker vegetasjonsendringer i rikere granskog (artssammensetningen blir mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen), og (2) klimavariasjon som forårsaker endringer i kryptogamarters mengder (økning for store arter, reduksjon for små arter), særlig i granskog. Reanalysene i 2008 indikerer at disse mønstrene ikke er konstante over tid. Reduksjonen for moderat mineralnæringskrevende karplanter (og dermed også arts mangfoldet) i rikere granskog har fortsatt i perioden 2003–08, men gaukesyre *Oxalis acetosella*, har stabilisert seg på det nye, høye mengdenivået som ble etablert i 2003. Et nytt trekk i utviklingen for karplantearter i granskog er den sterke mengdereduksjonen som er observert for hele spekteret av karplanter, også arter som er typiske for fattig granskog. Dette nye trekket stemmer overens med observasjoner i andre granskogsområder, og skyldes sannsynligvis suksesjoner i tresjiktet (som gjennom hele tjuårsperioden har utviklet seg mot større tetthet). Mosedekningen i granskog (og i furuskog) har fortsatt å øke, men i perioden 2003–08 har *Hylocomium splendens* forestått denne økningen mer eller mindre alene, mens mengdeøkningen for andre store moser har stoppet opp. Et nytt trekk er at det nå er flere arter som avtar enn som øker i mengde, men i tråd med observasjonene i 2003 og i andre overvåkingsområder i granskog, er det levermosearter som har den sterkeste tilbakegangen. Reanalysene i 2008 viser ingen tydelige tegn på fortsettelse av tendensen fra 2003 om endringer relatert til nitrogennedfall. Dette gjelder tilbakegangen for store lavarter (lys reinlav *Cladonia arbuscula* agg. og grå reinlav *C. rangiferina*) i furuskog, mengdeøkning for smyle *Avenella flexuosa*, og forekomst av andre arter som begunstiges av høye nitrogenkonsentrasjoner.

Endringene som er påvist ved undersøkelser av undervegetasjonen i skog gjennom en tjuårsperiode viser at undervegetasjonen (i skog) er en samling særdeles følsomme indikatorer som responderer raskt på endringer i miljøforholdene, og understreker at den strategien for integrert vegetasjonsøkologisk intensivovervåking som er benyttet i barskog i Norge, muliggjør tidlig identifisering av små endringer (T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En av de viktigste årsakene til at endringsmønstrene i blåbærdominert granskog i Solhomfjell-området lar seg tolke, er tilgangen på data fra sammenliknbar vegetasjon i et stort antall områder som utgjør et nasjonalt nettverk av overvåkingsflater [T. Økland et al. 2001; vegetasjonsøkologisk overvåking i granskog av Skog og landskap (T. Økland 1996, 1999) og overvåkingen av bjørkeskog i TOV (se Framstad & Kålås

2001, Framstad et al. 2008, Bakkestuen et al. 2009)]. Tolkningene av endringer i furuskog i Solhomfjell-området lider under mangel på tilsvarende sammenlikningsgrunnlag.

5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus

Tonje Økland, Ingvald Røsberg og Harald Bratli

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006: Norsk institutt for skog og landskap) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). Samme år ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjell-området (Gjerstad, Aust-Agder i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging ble det etablert og analysert to områder pr. år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder. Flatene i Rausjømarka ble første gang analysert i 1988. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang.

Metodene for overvåkingen av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se for eksempel T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2007, 2008). De permanente vegetasjonsflatene i Rausjømarka har tidligere vært analysert i 1988, 1993, 1998, og 2003 (femårig omløpstid). Reanalyseringen i 2008 var således 5. gangs analyse av disse flatene.

5.1 Områdebeskrivelse

Overvåkingsområdet i Rausjømarka i Enebakk kommune (**tabell 5.1**) i Akershus fylke (59°49' N, 11°02' Ø, UTM: PM 14,33-34) ligger i Østmarka naturreservat som ble opprettet i 1990 og utvidet 2002. Området eies av Oslo kommune og var før opprettelsen av naturreservatet administrativt fredet av eieren. For 28 år siden ble mesteparten av skogen i området rapportert til å være mellom 80 og 160 år gammel (Krohn & Hardeng 1981) og uten spor etter moderne hogst. Området har tidligere vært plukkhogd, men har tiltagende preg av naturskog/urskog. Rausjømarka har en småkupert topografi (åslandskap) med variasjon på ulike skalaer; både større åsrygger som er orientert S-N og mindre kløfter og stup finnes. Berggrunnen består av næringsfattige, prekambriske bergarter som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn (Sigmond et al. 1984). Området ligger i sørboreal sone og svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1). Årsnedbøren er ca 850 mm. **Figur 5.1 (A-D)** viser klimautviklingen gjennom 20-årsperioden 1988-2008 (basert på modellerte grid-data fra Det norske meteorologiske institutt; modellert med 2 x 2 km grid til og med 2002 og 1 x 1 km grid fra og med januar 2003. Alle normalverdier er modellert til 1 x 1 km grid. For nærmere beskrivelse av området med prøveflateplassering etc, se T. Økland (1996).

5.2 Metoder

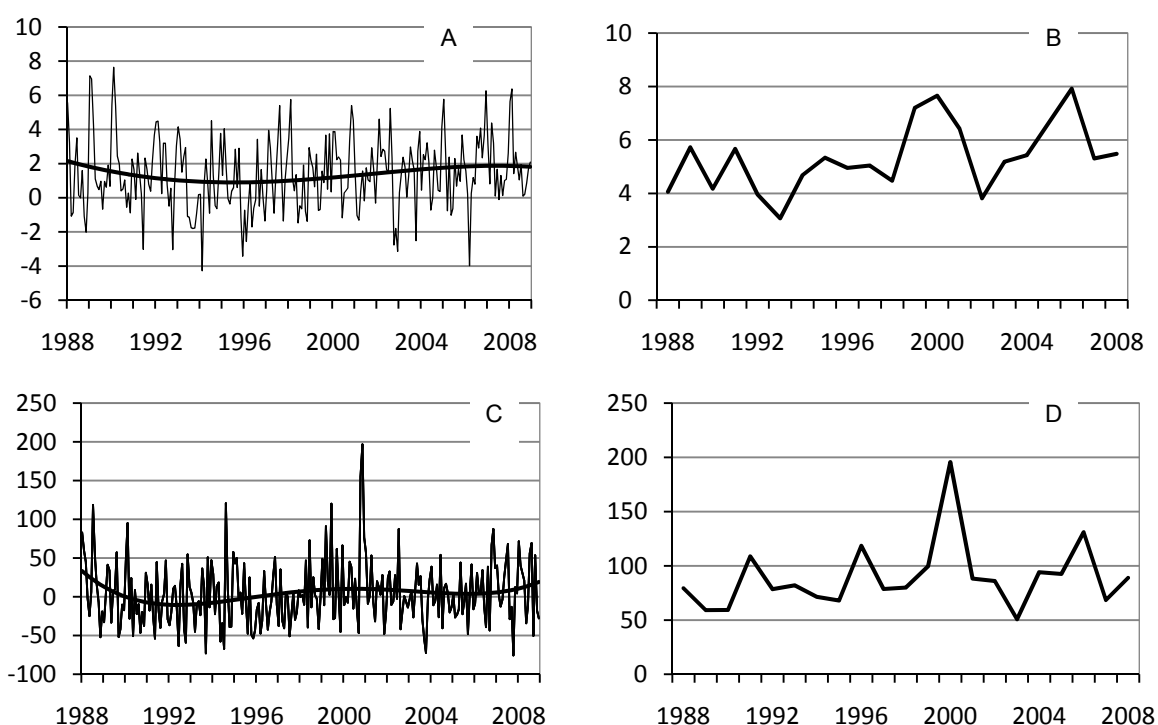
Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Eilertsen & Stabbeorvp (1997), Lawesson et al. (2000), Bakkestuen et al. (2001, 2009) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). Det henvises til disse publikasjonene for detaljerte metodebeskrivelser.

I hvert overvåkingsområde er det subjektivt lagt ut 10 makroflater å 5 x 10 m for å dekke opp den lokale variasjonen langs de viktigste lokale økologiske gradientene. Innenfor hver av de 10 makroflatene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 flater å 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 x 1 m flate har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens) og % dekning av alle arter i 1 x 1 m flata. Ved første gangs analyse ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved flatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske, terreng- og trevariabler etc). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradi-

Tabell 5.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka naturreservat. Temperatur og årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalene av Meteorologisk institutt for nærmeste 1x1km-rute (met.no in litt.). – Geographical position, climate and background information for the monitoring site in Rausjømarka in Østmarka nature reserve. Temperature and annual precipitation is estimated on the basis of the 1961-90 normal values by the Norwegian Meteorological Institute for the nearest 1x1km grid square (met.no in litt.).

Overvåkings- område	Bredde- grad (°N)	Lengde- grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Års- nedbør (mm)	Årlig	Temperatur (°C)		Første analyse- år
Rausjømarka	59°49'	11°02'	220– 300	0,2	834	4,0	Kaldeste måned	Varmeste måned	1988

enter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert analysert og beskrevet i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder er benyttet både for å analysere vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1988 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Feltarbeidet ble utført i slutten av juni og begynnelsen av juli 2008.



Figur 5.1 Avvik fra normalverdier (1961-90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm), (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Modellerte grid data (med 2 x 2 km grid til og med 2002 og 1 x 1 km grid fra og med januar 2003) fra Det norske meteorologiske institutt. - Deviation from normal values (1961-90) for (A) monthly mean temperatures (°C), (B) monthly mean temperatures on average per month for September-November (°C), (C) monthly precipitation (mm), (D) monthly precipitation on average per month for September-November. Modelled grid data (based on 2 x 2 km grid until 2003 and 1 x 1 km grid from January 2003) from "Det norske meteorologiske institutt".

5.3 Resultater: endringer i perioden 1988-2008 i flatene i Rausjømarka

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 prøveflatene ble det i 2008 registrert totalt 84 arter: 28 karplantearter, 28 bladmoserarter, 3 torvmoserarter, 23 levermoserarter og 2 lavararter (**tabell 5.2**). Det totale artsantallet, som ble redusert med 6 arter fra 1998 til 2003, hadde økt igjen med 3 arter fra 2003 til 2008. Likevel er det totale artsantallet fortsatt lavere enn da overvåkingen startet opp i 1988. Det er totalt registrert 105 arter fra 1988 til 2008. For alle artsgruppene var antallet arter som ble registrert i området i 2008 lavere enn det som er registrert totalt gjennom alle registreringsårene. Fugletelg og hundekvein ble registrert i noen flater fram til og med 1998, men er ikke gjenfunnet etter dette. Enkelte andre karplanter har vært observert i flatene kun ett av årene, f.eks. nikkevintergrønn og selje som begge kun ble registrert i 1998. Sisselrot ble registrert for første gang i en flate i 2008.

Totalt 11 bladmoser ble registrert i ett eller flere av årene 1988-2003 uten å bli gjenfunnet i 2008. Ni av disse bladmosene manglet i flatene allerede ved registreringene i 2003. Flere av disse artene har vært registrert kun ett av analyseårene. Av torvmoser ble klubbetorvmose registrert i 1993, 1998 og 2003 men ble ikke gjenfunnet i 2008. To levermoserarter, rød muslingmose og storhoggtann, har blitt borte fra flatene i løpet av siste femårsperiode, mens én annen levermoseart ble registrert bare i 1988. Én lavart, gaffellav, ble registrert i 2003 uten å bli gjenfunnet i 2008.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

I den siste femårsperioden, 2003-2008, ble det observert en signifikant økning i antall karplantearter pr. flate. Økningen var i gjennomsnitt 0,64 arter pr. flate (**tabell 5.3**). I tidligere femårsperioder var det bare i den andre femårsperioden (1993-1998) at antallet karplantearter pr. flate endret seg signifikant. Da ble det registrert en reduksjon av antall karplantearter -0,72 arter i gjennomsnitt.

Totalt antall moser og antall levermoserarter pr. flate ble signifikant redusert i den siste femårsperioden (2003-2008). Reduksjonen var i gjennomsnitt henholdsvis -0,8 og -0,76 arter pr. flate. I 20-årsperioden, dvs 1988-2008, økte antall bladmoserarter signifikant, mens antall levermoserarter pr. flate ble signifikant redusert, i gjennomsnitt med henholdsvis 0,82 og -1,24 arter. Signifikant økning i antall bladmoserarter har for øvrig bare vært registrert i den første femårsperioden (1988-1993), mens antall levermoserarter ble signifikant redusert også i den andre femårsperioden (1993-1998).

Endring i mengder av enkeltarter i prøveflatene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 5.4** (se **vedlegg 5.1** for forkortelser og latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 20-årsperioden 1988-2008. I løpet av den siste femårsperioden har tre karplantearter, hvitveis, sauetelg og skogstjerne hatt signifikant mengderedusjon, mens bare tyttebær har økt signifikant i mengde (når man ser bort fra frøplanter av trær). I 20-årsperioden har det blitt signifikant mindre av blåbær, skogstjerne og snerprørkvein. Bortsett fra frøplanter av trær og marimjelleartene har ingen art økt signifikant i mengde i 20-årsperioden.

Tabell 5.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente flatene i overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt. – The number of species of main species groups observed in the permanent plots in the monitoring area Rausjømarka in Østmarka nature reserve in each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter					Totalt
	1988	1993	1998	2003	2008	
Karplanter	30	29	29	26	28	34
Bladmoser	30	27	29	25	28	38
Torvmoser	2	4	4	4	3	4
Levermoser	23	22	22	24	23	26
Lav	2	3	2	2	2	3
Totalt	87	85	87	81	84	105

Tabell 5.3 Endring i artsantall i 50 prøveflater á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet Rausjømarka i Østmarka naturreservat fra 1988 til 2008. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthøvet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert, 0.000 betyr <0.0001). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 flater. – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1 m² each (species density) for various species groups in the Rausjømarka monitoring site in the Østmarka nature reserve from 1988 to 2008. M is the mean for change in species number for the period in question, n- and n+ are the numbers of sample plots with, respectively, reduction and increase in the number of species, the P value relates to a test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold, significant reduction in species number in italic, 0.000 means <0.0001). The test was not performed when the number of plots with changes in number of species was less than five.

	Endring 1988-1993				Endring 1993-1998				Endring 1998-2003				Endring 2003-2008				Endring 1988-2008			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Totalt	15	31	1,10	0,010	29	15	-1,28	0,005	22	20	-0,32	0,478	22	19	-0,12	0,815	26	20	-0,62	0,348
Karplanter	18	13	-0,28	0,124	22	11	-0,72	0,006	11	19	0,18	0,172	8	27	0,64	0,006	24	20	-0,18	0,476
Moser totalt	14	29	1,28	0,001	21	13	-0,54	0,116	25	18	-0,34	0,353	27	15	-0,80	0,037	20	23	-0,40	0,532
Bladmoser	6	29	0,98	0,000	19	18	0,02	0,981	21	14	-0,14	0,267	15	14	-0,04	0,813	12	28	0,82	0,005
Torvmoser	3	2	0	1,000	4	0	-0,08		0	5	0,10	0,025	2	2	0		4	5	0,02	0,739
Levermoser	14	19	0,30	0,161	22	11	-0,48	0,041	20	15	-0,30	0,252	27	10	-0,76	0,003	28	14	-1,24	0,000
Lav	1	5	0,1	0,096	3	2	-0,02	0,655	7	0	-0,16	0,011	0	2	0,04	0,157	5	3	-0,04	0,480

I løpet av perioden 2003-2008 har to bladmosearter, ribbesigd og etasjemose, økt signifikant i mengde, mens mengdereduksjon er registrert for firtannmose (som er en liten bladmose) Etasjemose dekket i gjennomsnitt 2,4 % mer av skogbunnen i flatene i 2008 (11,96 %; se kap. 6) enn i 2003 (9,56 %). I 20-årsperioden hadde 4 bladmosearter økt signifikant i mengde; bergsigd, ribbesigd, etasjemose og kystkransemose, mens bare én bladmoseart, flakjammemose, hadde fått sin mengde signifikant redusert. Ingen torvmosearter viste signifikant mengdeendring i den siste femårsperioden, men en torvmoseart, lyngtorvmose, økte signifikant i mengde i 20-årsperioden. Ingen levermosearter økte signifikant i løpet av den siste femårsperioden, men tre arter; gåsefot-skjeggemose, skogflak og stubbeblonde, hadde hatt signifikant mengdereduksjon. I 20-årsperioden er mengden av de samme tre levermosenartene samt bakkefrynse signifikant redusert.

Mange arter hadde for få forekomster til å kunne testes statistisk; for eksempel kunne bare 11 av totalt 23 registrerte levermosearter testes for endring i den siste femårsperioden; de andre artene var det for lite av.

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1988 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på 47 flater i hvert av 5 analyseår; tre avvikende flater ble fjernet som i den opprinnelige, tolkede DCA-ordinasjonen; se T. Økland 1996). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ , jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0,9$ for DCA 1 og DCA 2 for alle analyseår og signifikant på nivå P<0,0001). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004b). Det var ingen signifikant forflytning av prøveflater i den siste femårsperioden, mens det i forrige femårsperiode ble registrert signifikant forflytning av prøveflater i retning av vegetasjonssammensetning typisk for litt mer næringsfattigere voksesteder (**tabell 5.5**). I hele 20-årsperioden ble signifikant forflytning av prøveflater langs DCA-aksene bare observert i den fattige delen av DCA 2, i retning av høyere posisjoner. I Rausjømarka er både DCA 1- og DCA 2-aksene uttrykk for variasjon i artssammensetning langs en næringsgradient.

Tabell 5.4 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet Rausjømarka i Østmarka naturreservat i løpet av de fire 5-årsperiodene mellom undersøkelsene og for 20-årsperioden 1988-2008, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Antall *n+* antall prøveflater der arten økte og *n-* antall prøveflater der arten avtok i mengde. *P*-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det to-sidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). Se vedlegg 5.1 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens in Rausjømarka monitoring site in Østmarka nature reserve during the three 5-year periods between investigations and for whole period between , 1988 and 2008 measured as change in frequency of species in small sample plots. *n+* is the number of plots where the species increased in frequency and *n-* the number of plots where the species decreased. The *P* value relates to a test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, $P \leq 0.05$ is in bold, significant reduction in italic, 0,000 means $< 0,0001$). See Appendix (vedlegg 5.1) for species names.

	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			1988-2008		
	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>P</i>	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>P</i>	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>P</i>	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>P</i>	<i>n-</i>	<i>n+</i>	<i>P</i>
Karplanter															
Pice abi	20	10	0,017	18	4	0,012	8	8	0,508	1	46	0,000	9	39	0,000
Popu tre	5	4	0,717	3	5	0,763	4	1	0,157	1	8	0,018	4	9	0,126
Sorb auc	10	13	0,549	16	6	0,071	12	8	0,194	11	9	0,774	13	8	0,152
Vacc myr	16	5	0,005	12	8	0,081	11	8	0,081	10	9	0,839	18	6	0,004
Vacc vit	7	13	0,517	11	7	0,725	8	8	0,418	5	14	0,011	10	14	0,322
Anem nem	8	8	0,675	8	2	0,076	11	2	0,004	11	3	0,029	13	6	0,069
Conv maj	3	6	0,307	4	5	0,590	6	5	0,599	7	2	0,255	4	6	0,838
Dryo exp	3	1		3	3	0,752	2	4	0,167	5	1	0,046	4	3	0,348
Linn bor	6	3	0,210	6	3	0,676	1	6	0,051	6	3	0,284	7	5	0,504
Maia bif	11	11	0,206	16	12	0,635	6	21	0,003	16	9	0,055	18	16	0,945
Mela pra	5	6	0,855	6	6	0,524	2	12	0,008	6	9	0,819	4	13	0,004
Mela syl	0	19	0,000	6	18	0,006	17	5	0,033	12	12	0,455	4	23	0,000
Oxal ace	15	0	0,001	8	1	0,021	2	7	0,058	2	7	0,058	12	4	0,142
Pter aqu	4	0		2	0		0	3		3	2	0,366	4	1	
Trien eur	12	5	0,324	13	7	0,067	8	11	0,415	13	5	0,022	16	4	0,026
Aven flex	16	12	0,003	9	11	0,750	8	12	0,096	6	8	0,424	10	7	0,252
Cala aru	20	2	0,001	15	5	0,026	9	11	0,749	13	7	0,083	20	2	0,000
Care dig	6	5	0,593	5	2	0,483	2	4	0,317	2	6	0,084	2	5	0,161
Luzu pil	9	1	0,008	3	6	0,357	4	3	0,931	2	6	0,064	7	3	0,076
Bladmoser															
Brac ref	5	14	0,096	11	8	0,441	7	6	0,418	10	5	0,774	9	11	0,624
Dicr fus	0	19	0,000	13	8	0,073	7	12	0,087	9	11	0,404	3	19	0,000
Dicr maj	6	10	0,204	11	4	0,062	6	10	0,567	11	8	0,271	11	9	0,625
Dicr sco	2	37	0,000	23	14	0,040	22	13	0,095	15	22	0,042	4	36	0,000
Hylo spl	14	19	0,352	11	23	0,074	12	22	0,023	9	26	0,005	9	29	0,001
Hylo umb	9	5	0,298	6	8	0,873	7	7	0,899	8	4	0,403	9	6	0,255
Hypn cup	1	2		2	2		2	4	0,167	2	3	0,786	1	5	0,072
Plag den	5	2	0,340	6	0	0,026	0	2	0,180	2	1	0,414	8	1	0,018
Plag lae	11	24	0,015	20	14	0,168	19	14	0,085	18	14	0,192	20	14	0,403
Pleu sch	8	24	0,012	20	10	0,060	16	15	0,544	15	20	0,577	17	19	0,994
Poly for	1	7	0,137	1	9	0,034	5	4	0,755	6	3	0,506	2	10	0,106
Ptil cri	9	10	0,525	7	11	0,141	9	11	0,486	8	14	0,601	8	14	0,147
Rhyt lor	0	2	0,180	1	1	0,655	1	3	0,197	3	2	0,891	0	5	0,043
Rhyt sub	3	5	0,478	7	0	0,017	1	4	0,416	3	2	0,480	5	2	0,089
Tetr pell	1	6	0,058	5	3	0,608	6	8	0,285	10	0	0,004	7	3	0,130
Torvmoser															
Spha gir	4	1	0,129	4	0	0,066	0	3	0,109	1	3	0,194	5	2	0,340
Spha qui	4	8	0,323	6	5	0,787	1	9	0,035	4	7	0,415	4	11	0,049

Tabell 5.4 (forts.)

	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			1988-2008		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Levermoser															
Barb att	2	13	0,003	11	7	0,319	12	1	0,003	6	3	0,248	9	4	0,224
Barb flo	4	6	0,136	8	1	0,020	6	6	0,721	6	3	0,309	10	2	0,105
Barb lyc	18	1	0,000	7	8	0,647	13	7	0,181	16	6	0,010	19	4	0,001
Blep tric	4	9	0,048	11	3	0,027	8	5	0,376	3	5	0,608	9	5	0,347
Cal inte	7	9	0,914	9	3	0,030	4	7	0,285	9	1	0,013	12	2	0,007
Caly mue	6	7	0,503	7	1	0,044	3	5	0,292	5	2	0,126	9	3	0,296
Ceph bic	6	3	0,564	4	1	0,157	1	5	0,071	4	2	0,288	5	2	0,257
Ceph lun	3	2	1,000	3	3	0,832	3	1	0,713	2	0	0,180	6	1	0,058
Chil pro	12	21	0,096	24	7	0,001	17	13	0,218	28	8	0,002	29	5	0,000
Lepi rep	3	6	0,357	6	4	0,233	3	6	0,190	5	2	0,206	5	7	0,630
Loph obt	4	5	0,903	6	3	0,493	3	5	0,256	3	1		5	4	0,719
Plag asp	10	18	0,072	19	8	0,013	9	18	0,011	13	15	0,730	13	16	0,433
Ptil cil	6	4	0,606	5	4	0,255	5	1	0,343	3	0		8	0	0,011
Lav															
Clad con	2	4	0,317	1	3	0,194	6	0	0,024	1	2	0,593	4	2	0,666

Tabell 5.5 Forflytning av prøveflater langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for overvåkingsområdet Rausjømarka i Østmarka naturreservat i perioden 1988-2008 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 47 prøveflater for fem analysetidspunkter – 3 flater med avvikende posisjoner fjernet, se T. Økland 1996). Wilcoxon-test er gjort separat for fattige og rikere prøveflater (se T. Økland 2004a,b)]. n- og n+ er antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). – Displacement of sample plots along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1988-2008 for the Rausjømarka monitoring site in Østmarka nature reserve, based upon subplot frequency data based on frequency data (ordination of 47 sample plots for five sampling occasions - 3 plots with deviating position deleted, see T. Økland 1996). Wilcoxon test was performed separately for “poor” and “richer” sample plots (se T. Økland 2004a,b). n- and n+ are the numbers of sample plots with, respectively, decreasing and increasing DCA scores. The P value relates to a test of the hypothesis that the median displacement is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, $P \leq 0.05$ is in bold, significant reduction in italic, 0,000 means $< 0,0001$).

DCA-akse	n	Forflytning 1988-1993			Forflytning 1993-1998			Forflytning 1998-2003			Forflytning 2003-2008			Forflytning 1988-2008		
		n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 – fattig del	28	9	19	0,013	15	13	0,039	22	6	0,000	15	13	0,820	18	10	0,202
DCA 1 – rik del	19	7	12	0,077	8	11	0,260	16	3	0,018	12	7	0,099	10	9	0,573
DCA 2 – fattig del	28	2	26	0,000	18	10	0,374	19	9	0,029	16	12	0,733	8	20	0,007
DCA 2 – rik del	19	5	14	0,033	9	10	0,295	12	7	0,507	12	7	0,198	9	10	0,560

5.4 Diskusjon

Vegetasjonsutviklingen i Rausjømarka i Østmarka naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 3. omløp [se T. Økland et al. (2001, 2004a,b) for endringer 1988-1993, og T. Økland et al. (2004b) for 1993-1998 og for tiårsperioden 1988-1998].

Artsmangfoldet i flatene er litt redusert fra utgangspunktet i 1988; totalt artsantall pr. registrering-sår har sunket fra 87 arter i 1988 til 84 arter i 2008. Laveste antall arter, 81, ble observert i 2003. Antall karplantarter pr. flate har steget i den siste femårsperioden, men bortsett fra frøplanter av trær er det bare tyttebær som har hatt en positiv og signifikant mengdeutvikling i siste femårsperiode. Noen karplanter (hvitveis, saueteig og skogstjerne) har hatt en negativ mengdeutvikling i

flatene i siste femårsperiode. Fugletelg (se kap. 6), nikkevintergrønn og hundekvein har ikke vært registrert i flatene siden 1998. Gjøkesyre har hatt en litt mer positiv utvikling (ikke signifikant) de siste 10 årene, men forekommer fortsatt i færre småruter enn i etableringsåret 1988 (se kap. 6). Dette gjelder også for snerprørkvein (registrert i 315 småruter i 1988, men bare 202 i 2008), som det er blitt signifikant mindre av i 20-årsperioden.

I de sørligste/sørøstligste vegetasjonsovervåkingsområdene i Norge, blant annet i Rausjømarka, har det tidligere vært rapportert signifikante mengdereduksjoner for mange karplantearter, og dette har vært tolket som tidsforskjøvet respons relatert til langtransportert luftforurensing (se R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004a,b). Noen arter, som hvitveis, sauettelg og skogstjerne, har fortsatt en litt negativ utvikling eller har ikke kommet helt tilbake til nivået i etableringsåret. Imidlertid har gjennomsnittlig karplanteantall pr. flate for første gang økt signifikant. Liksom i Solhomfjell-området (se kap. 4 og 6) gir resultatene for karplanter derfor ikke helt entydige svar med hensyn til om tilstanden for karplanter er forbedret. Utviklingen bør derfor fortsatt følges nøye.

Som i flere andre områder (se for eksempel utviklingen for etasjemose, som økte i de fleste overvåkingsområdene fra 2003-2007; T. Økland et al. 2008) ble det i siste femårsperiode registrert mengdeøkning for enkelte store skogsmoser, og en spesielt sterk økning er registrert for etasjemose. I Rausjømarka har denne arten både økt signifikant i mengde (smårutefrekvens) i flatene i siste femårsperiode og i 20-årsperioden, og den har hatt en betydelig økning i prosentvis dekning i flatene (se kap. 6). Fra 1993 til 2008 er gjennomsnittlig dekning av etasjemose i flatene nesten tredoblet! Også ribbesigd har økt signifikant i mengde, både i siste femårsperiode og i 20-årsperioden, mens det i siste femårsperiode er blitt mindre av firtannmose som er en av de små bladmosene. Det er også blitt mer av noen andre store skogsmoser i 20-årsperioden, samtidig som antallet bladmosearter har økt.

Artsmangfoldet for moser i flatene har hatt en negativ utvikling i siste femårsperiode, først og fremst fordi det er blitt mindre av levermoser. I gjennomsnitt er det nå ca 0,8 levermosearter færre i hver flate enn for fem år siden. Siden dette gjennomsnittet for alle flater også inkluderer flater som pga vegetasjonsøkologiske forhold aldri har inneholdt levermoser og flater med lavt levermoseantall, er dette en betydelig reduksjon. I 20-årsperioden fra 1988 til 2008 er antallet levermosearter pr. flate redusert i gjennomsnitt med 1,24 art pr. flate. Enkeltartstestene viser at flere levermosearter også har hatt en negativ utvikling i mengde, både i siste femårsperiode og i 20-årsperioden. Flere levermosearter som tidligere forekom i tilstrekkelige mengder til å bli statistisk testet forekommer nå i så små mengder og antall flater at statistiske tester ikke gir noen mening.

At store moser øker i mengde på bekostning av små moser er også tidligere rapportert fra andre overvåkingsområder, blant annet for Urvatnet (T. Økland et al. 2008). Dette mønsteret, som for Rausjømarka er tydelig forsterket i siste femårsperiode, er tidligere satt i sammenheng med de mange milde høstene, spesielt fra ca midten av 1990-tallet, noe som har gjort at vekstsesongene for moser har blitt lengre (se blant annet R. Økland 1997, T. Økland 2004a,b). Klimadata for området (basert på modellerte grid-data fra Det norske meteorologiske institutt) (**figur 5.1 (A-D)**) viser at månedsmiddeltemperaturen ligger over normaltemperaturen de fleste årene og at avviket har vært større de siste årene. Det er imidlertid store variasjoner mellom enkeltår. Høsttemperaturen (gjennomsnittlig månedsmiddeltemperatur for perioden september til november) varierer også sterkt mellom år, men har i alle år etter 1998 bortsett fra 2002 ligget over normalen, enkelte år mer enn 3°C over normalen. For månedsnedbøren er avvikene fra normalen ikke så store som for månedsmiddeltemperaturen, men spesielt fra slutten av 90-tallet har den ligget over normalen. Høstnedbøren varierer mye mellom år, men enkelte år har den vært betydelig høyere enn normalen. I siste fem-årsperiode var høsten 2006 var spesielt mild og fuktig.

Tilbakegangen for små moser, som er svært tydelig i Rausjømarka ved at det spesielt i siste femårsperiode er blitt klart mindre av levermoser, kan mest sannsynlig tilskrives en "flaskehalssituasjon" (jf R. Økland 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2008): De lange vekstsesongene fører til at åpninger i skogbunnen blir tettet igjen av store moser som vokser og formerer seg raskere enn små moser. Dette øker sannsynligheten for at små moseskudd/små moser blir begravd i mosematta og reduserer samtidig mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser. Spesielt har den sterke økningen av etasjemose bidratt til dette (se også kapittel 6). Artsmangfoldet for moser

er derfor i ferd med å bli betydelig redusert i Rausjømarka. Disse endringene er nå så tydelige at skogbunnen i overvåkingsflatene gir et annet visuelt inntrykk enn for 20 år siden!

5.5 Konklusjon

I løpet av den siste femårsperioden har det funnet sted en økning i antall karplantearter pr. flate i Rausjømarka. Samtidig finner det fortsatt sted en reduksjon i mengde for noen få karplanter. Foruten frøplanter av trær (som har store mellomårsvariasjoner) er det bare tyttebær som har økt i mengde. Endringene for karplanter har derfor ikke noe tydelig mønster.

Det har blitt betydelig mer av enkelte bladmoser, spesielt tydelig er dette for etasjemose som er en av de største skogsmosene. Etasjemose har nesten tredoblet sin gjennomsnittlige dekning i flatene siden 1993, og denne artens smårutefrekvens har økt signifikant i mengde i hver 5-årsperiode etter den første. Dette har ført til at mosedekningen i skogbunnen er blitt vesentlig tettere, og at det nå er betydelig færre levermosearter pr. flate og mindre av mange levermosearter, enn for fem (og for 20) år siden. Artsmangfoldet for moser i flatene er derfor redusert i siste femårsperiode.

Mosenes endringsmønster i den siste femårsperioden og i hele 20-årsperioden passer med det tidligere rapporterte mønsteret for moser i granskog i Norge: økt mengde for noen store skogsmoser på bekostning av små moser. Dette er tolket som en respons på klimaforholdene. Overvåkingen av markvegetasjon i Rausjømarka 2003–08 forsterker inntrykket av at dette mønsteret stadig blir tydeligere.

Vedlegg 5.1 Planter registrert i Rausjømarka 1993-2008

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 1988, 1993, 1998, 2003 eller 2008. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Rausjømarka in Østmarka nature reserve in 1988, 1993, 1998, 2003 or 2008.

Kode	Forkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
C	Pice abi	<i>Picea abies</i>	Gran
C	Pinu sylv	<i>Pinus sylvestris</i>	Furu
C	Sali capr	<i>Salix caprea</i>	Selje
C	Sorb auc	<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn
C	Vacc myr	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær
C	Vacc vit	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
D	Anem nem	<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis
D	Conv maj	<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall
D	Dact mac	<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmariland
D	Dryo exp	<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg
D	Gymn dry	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg
D	Hier syl	<i>Hieracium sylvatica</i> gr.	Skogsvæver
D	Hier vul	<i>Hieracium vulgata</i> gr.	Beitesvæver
D	Hupe sel	<i>Huperzia selago</i>	Lusegras
D	Linn bor	<i>Linnaea borealis</i>	Linnea
D	Lyc ann	<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot
D	Linn bor	<i>Linnaea borealis</i>	Linnea
D	Maia bif	<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom
D	Mela pra	<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle
D	Mela syl	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle
D	Oxal ace	<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøksyre
D	Orth sec	<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn
D	Plat sp	<i>Platanthera</i> sp.	Nattfiol
D	Poly vul	<i>Polypodium vulgare</i>	Sisselrot
D	Pter aqu	<i>Peridium aquilinum</i>	Einstape
D	Soli vir	<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris
D	Trie eur	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne
D	Vero off	<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika
D	Viol riv	<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol
E	Aven fle	<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle
E	Agro can	<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein
E	Cala aru	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Snerprørkvein
E	Care dig	<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr
E	Luzu pil	<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle
F	Anti cur	<i>Antitrichia curtipendula</i>	Ryemose
F	Brac pop	<i>Brachythecium populeum</i>	Ospelundmose
F	Brac ref	<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprinkelundmose
F	Brac rut	<i>Brachythecium rutabulum</i>	Storlundmose
F	Brac sta	<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose
F	Bryu sp	<i>Bryum</i> sp.	Vrangmoser
F	Cirr pil	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose
F	Dicr dru	<i>Dicranum drummondii</i>	Kjempesigd
F	Dicr fus	<i>Dicranum fuscenscens</i>	Bergsigd
F	Dicr maj	<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
F	Dicr mon	<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd
F	Dicr sco	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
F	Eurh str	<i>Eurhynchium striatum</i>	Kystmoldmose
F	Herz sel	<i>Herzogiella selegeri</i>	Stubbefauskmose
E	Herz stri	<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfaukmose
F	Hete dim	<i>Heterocladium dimorfum</i>	Stridfloke
F	Hylo umb	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
F	Hylo spl	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
F	Hypn cup	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
F	Pseu ele	<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose
F	Mniu spi	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
F	Plag aff	<i>Plagiominum affine</i>	Skogfagermose
F	Plag den	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammomose
F	Plag lae	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammomose
F	Plag nem	<i>Plagiothecium nemorale</i>	Skrumpjammomose

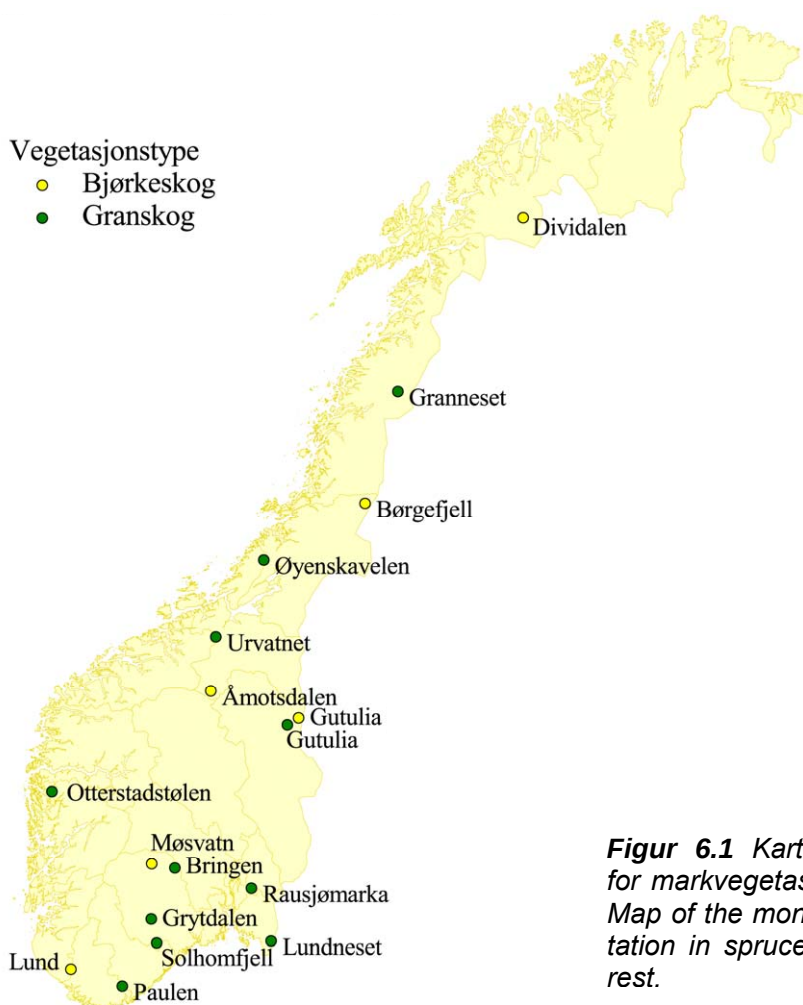
Kode	Forkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
F	Pleu sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
F	Pohl cru	<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke
F	Poly com	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
F	Poly jun	<i>Polytrichum juniperum</i>	Einerbjørnemose
F	Poly for	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
F	Ptil cri	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
F	Rhiz pun	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
F	Rhod ros	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
F	Rhyt lor	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
F	Rhyt sub	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	Fjørkransmose
F	Sani unc	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
F	Tetr pel	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
G	Spag ang	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
G	Spha gir	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
G	Spha qui	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
G	Spha rus	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
H	Barb att	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmoser
H	Barb bar	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
H	Barb flo	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
H	Barb lyc	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
H	Blep tri	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
H	Caly azu	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
H	Caly int	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
H	Caly mue	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
H	Caly nee	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
H	Ceph bic	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
H	Ceph lun	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
H	Chil coa	<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	Totannblonde
H	Chil pro	<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde
H	Diplo alb	<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripectormose
H	Diplo tax	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
H	Lepi rep	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
H	Loph inc	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik
H	Loph lon	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
H	Loph obt	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
H	Loph ven	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik
H	Myli tay	<i>Mylia taylorii</i>	Raudmuslingmose
H	Plag asp	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
H	Plag por	<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose
H	Ptil cil	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
H	Ptil pul	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
H	Trit qui	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
I	Clad chl	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
I	Clad con	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
I	Clad fur	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav

* Kode: C treaktige planter og lyng, D urter, E grasaktige planter, F bladmoser, G torvmoser, H levermoser, I lav

6 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2008

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) har vært utført i 17 referanseområder i nærmere tjue år (**figur 6.1**). NIOS etablerte ti overvåkingsområder i granskog fra 1988–1992. I TOV etablerte Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, ett granskogsområde i Solhomfjell i 1988 (TOV-granskogsområde) og NINA 6 områder i fjellbjørkeskog fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Områdene spenner ut viktige klimagradienter i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensninger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).



Figur 6.1 Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog. – Map of the monitoring sites for ground vegetation in spruce (gran) and birch (bjørk) forest.

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske gradienter innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 prøveflater (61 i Solhomfjell) á 1 m² som til sammen antas å dekke den viktigste lokaløkologiske variasjonen. Artsmengdene registreres innen hver flate ved hjelp av smårutefrekvens (forekomst av arten i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning i prøveflata.

I dette kapitlet viser vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan respondere på langtransporterte forurensninger og klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a, b). Datagrunnlaget bygger på 561 prøveflater fra granskog og 300 flater fra bjørkeskog. Områdene analyseres én gang i løpet

av en femårsperiode (ett omløp). Resultatene fra granskogsområdene (**figur 6.2**) bygger på data fra 1988-2008 (fjerde omløp avsluttet i 2007, femte omløp påbegynt i 2008), mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 6.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992 (tredje omløp avsluttet i 2007, fjerde omløp påbegynt i 2008). Av granskogsområdene ble flatene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat og flatene i Solhomfjell analysert i 2008 (pga manglende ressurser ble ikke flatene i Grytdalen analysert). Hvis tidsserien i granskog skal fortsette i de 8 områdene som fortsatt undersøkes i regi av Norsk institutt for skog og landskap (Lundsneset og Øyenskvælen er ikke analysert etter tredje omløp), må omløpstiden for granskogsflatene i disse områdene økes til 8 år. Bjørkeskogsområdene Gutulia og Dividalen ble analysert i 2008. Datamaterialet er for øvrig det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2007.

For artene gaukesyre og fugletelg er artsmengdene beregnet som prosentvis forekomst i totalt antall småruter innen hvert område. For smyle og etasjemose er artsmengdene beregnet som gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² prøveflatene i hvert område. Dekningsdataene for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) er ikke benyttet siden det knytter seg usikkerhet til disse tallene. Det aller første året (1988) ble ikke prosent dekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen (se **figur 6.2** for etasjemose).

Gaukesyre

Gaukesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringsstilgang enn den fattigste blåbærskogen. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992) og er følsom overfor surt substrat i spiringsfasen (Rodenkirchen 1998). Arten har gått tilbake i sørsvenske skoger, trolig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

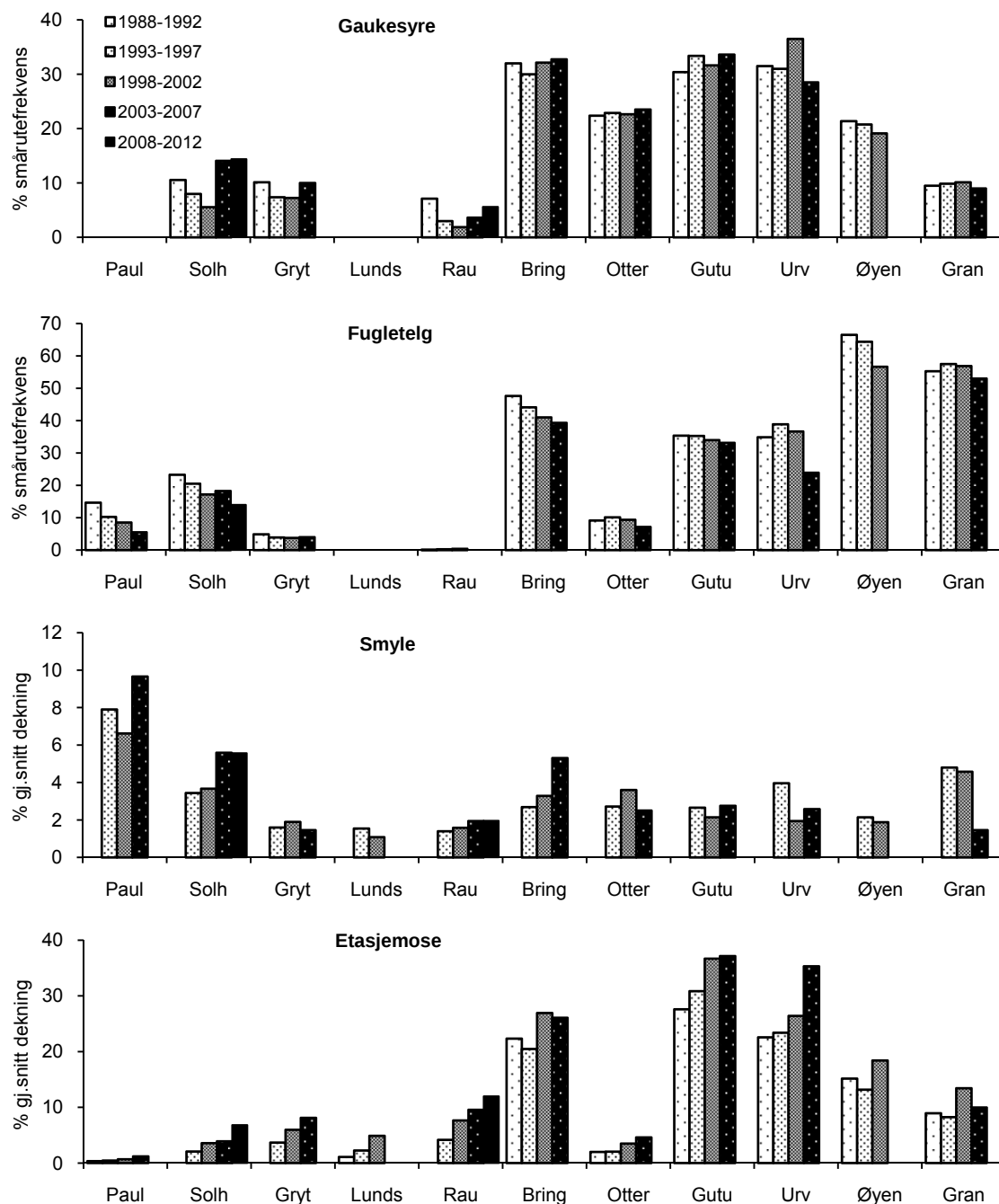
I perioden 1988-98 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de tre sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 6.2**), mens den ikke hadde en tydelig utviklingstrend i de andre granskogsområdene. Arten er mindre vanlig i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 6.3**). Områdene viser motsatt utviklingstrend, med en jevn framgang av gaukesyre i Gutulia fra 1993 til 2008 og en tilbakegang i Åmotsdalen fra 1997 til 2007.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensninger ("sur nedbør") forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen har vært stor og jorda over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gaukesyre fram til og med 1998 langt sør i landet stemmer overens med det mønstret vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsuring. I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre økt betydelig igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt er arten i færre småruter enn da flatene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 (framgang fra 5,6 til 14,1 % av det totale småruteantallet) har vedvart i perioden 2003–08. Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 (forekomst i 14,3 % av smårutene) viser at disse i stor grad har etablert seg, og arten ser ut til å stabilisere seg på et høyere nivå enn utgangspunktet (10,6 % i 1988), i motsetning til for eksempel Rausjømarka.

Fjellbjørkeskogen i Gutulia ligger i et område som over tid har hatt mindre forurensning enn de sørlige granskogsfeltene, og gaukesyre har her ikke vist den samme tilbakegangen i tidlig overvåkingsperioden som i granskogsfeltene. I stedet har den vist en svak framgang helt siden 1993. Forbedringen for arten kan være en respons på at det ikke lenger finner sted noen ettervirkning etter (tidsforsinket respons på) tidligere jordforsuring. En grunn til dette kan være at avsetningen av langtransporterte forurensninger har avtatt.

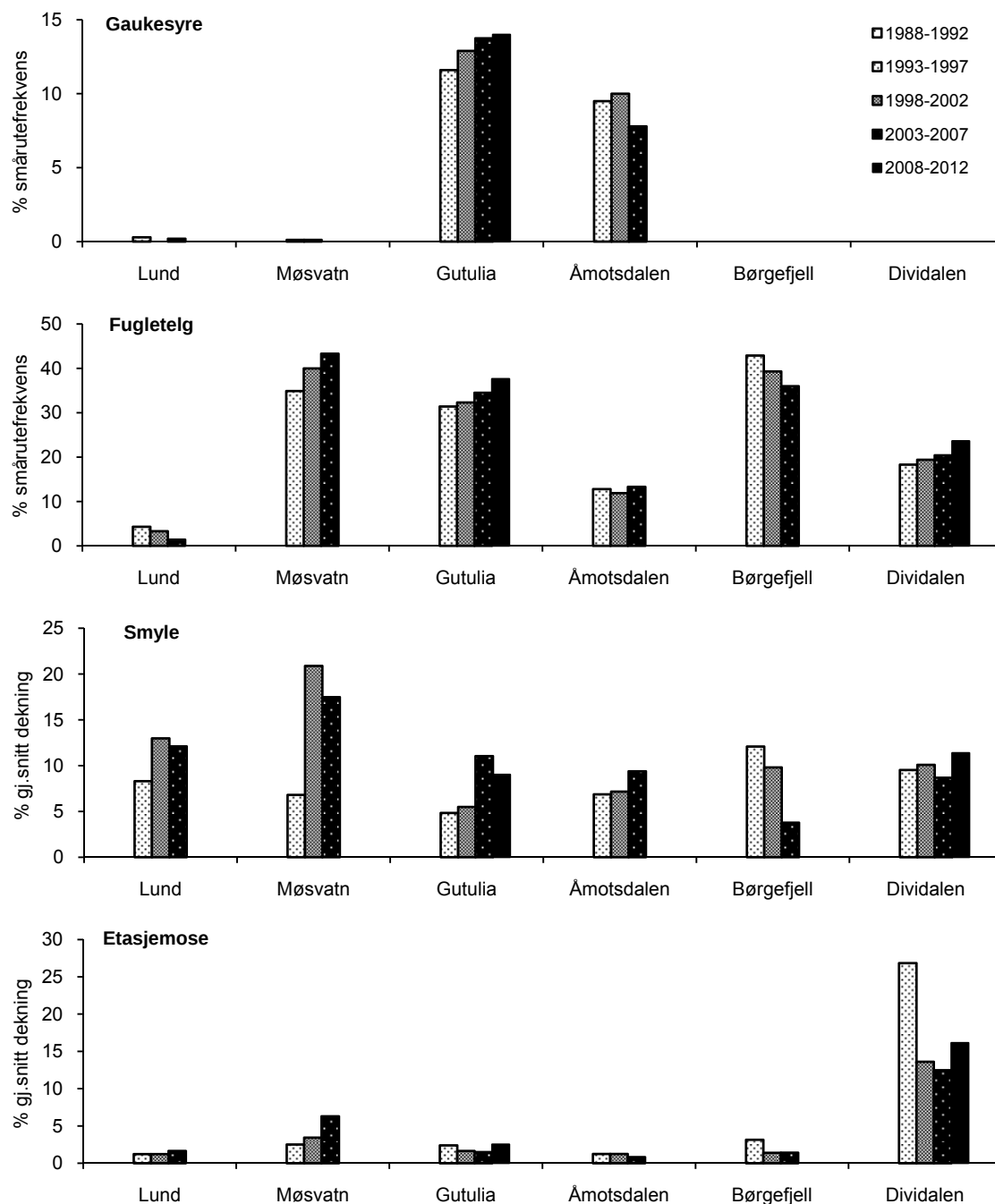
Fugletelg

Fugletelg er en vanlig bregne som forekommer i samme skogtyper som gaukesyre. Den har samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og forventes å kunne ha samme følsomhet for forsuring. Arten hadde størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen,



Figur 6.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2008. Områdenes plassering er vist i figur 6.1. – Changes in frequency in small sample plots and in percentage cover of selected plant species (from the top: *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Avenella flexuosa*, *Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in spruce forest through the monitoring period 1988-2008. The geographical position of the sites is shown in figure 6.1.

men hadde også tydelig tilbakegang i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet gjennom de fire første omløpene (figur 6.2). Fugletelg har ikke hatt like tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet og i bjørkeskogsområdene, hvor den i enkelte områder går fram, mens den i andre områder går tilbake, som i det sørligste området Lund (figur 6.3). Liksom for gaukesyre er tilbakegangen for fugletelg i de sørligste deler av landet tolket som en tidsforskjøvet respons på jordforsurning.



Figur 6.3 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1990-2008. Områdenes plassering er vist i figur 6.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist. – Changes in frequency in small sample plots and in percentage cover of selected plant species (from the top: *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Avenella flexuosa*, *Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in birch forest through the monitoring period 1990-2008. In 1993 the sampling design in birch forest was changed to the same as employed for spruce forest. Hence, data from before 1993 are not shown. The geographical position of the sites is shown in figure 6.1.

Fugletelg ble ikke gjenfunnet i flatene i Rausjømarka i 2008. Arten har hatt svært små mengder i flatene gjennom alle omløpene, men er ikke registrert i flatene etter 1998. I Solhomfjell har arten hatt en svak, men relativt jevn tilbakegang helt siden overvåkingen startet opp i 1988. Fra et utgangsnivå på 23,3 % falt artens småruteandel til 20,2 % i 1993 og 17,2 % i 1998 før den økte

svakt til 2003. I siste periode har det igjen funnet sted en markant nedgang, fra 18,3 % til 14,0 % (23,5 % nedgang). Dette resultatet viser at tendensen fra 1998 til 2003 til at nedgangen for arter med visse krav til mineralnæringsinnhold stoppet opp, ikke er entydig når vi ser på perioden 2003-08.

I bjørkeskogene har fugletelg vist framgang både i Møsvatn, Gutulia og Dividalen i overvåkingsperioden 1993 til 2007. For Gutulia og Dividalen fortsatte økningen inn i fjerde omdrev i 2008. Det er mulig at endringene i mengde av fugletelg ikke bare skyldes forsuringsproblemstillinger, men også kan være knyttet til klimatiske endringer, gjødsling via nedfall av nitrogen og indirekte virkninger av endret beite. I tillegg kan effektene av påvirkningsfaktorene være annerledes i lavere-liggende granskoger enn i høyereliggende bjørkeskoger.

Smyle

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten hadde en betydelig framgang i flere av de sørlige overvåkingsområdene, både i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen og i bjørkeskogsområdene Lund, Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen (**figur 6.2** og **6.3**) fram til siste omløp. Såvel i Rausjømarka som i Solhomfjell, var gjennomsnittlig dekning i flatene i 2008 svært lik dekningen i 2003. I Gutulia gikk smyle noe tilbake i 2008, mens arten viste svak framgang i Dividalen.

Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende framgang av smyle i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005). Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Hole & Tørseth 2002), og det kan således være en sammenheng mellom langtransportert nitrogen og økt vekst av smyle i de sørlige overvåkingsområdene. Denne hypotesen støttes ikke direkte av utviklingen for smyle i Rausjømarka og Solhomfjell fra 2003 til 2008, men det er grunn til å følge den videre utviklingen nøye. Framgangen av smyle i bjørkeskogsområder som i Møsvatn, kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep og en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Tilbakegang av smyle, som for eksempel i Børgefjell, kan være effekter av smågnagerbeiting.

Etasjemose

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norsk skog. Arten viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området Granneset (**figur 6.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye (eller mer) av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En lignende trend har man også sett for andre store moser. I Rausjømarka fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008. I forhold til 1993 er gjennomsnittlig dekning nå nesten 3 ganger så stor. I Solhomfjell økte etasjemosedekningen sterkt mellom 2003 og 2008, og er nå 6,82 %, det vil si mer enn tre ganger så høy som i 1993!

Endringene er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn der arten har hatt en sterk økning fra 2002 til 2007, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen der arten nå viser en svak økning etter en betydelig nedgang fra 1993 til 1998 (**figur 6.3**).

I likhet med de fleste andre mosene vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en dvaletilstand når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null bare marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Framgangen i granskogsområdene etter 1988 antas å ha sammenheng med endringer av klimaet i gunstig retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger.

Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan begrense mosenes vekst. Tilbakegangen i det nordligste bjørkeskogsområdet Dividalen og det nordligste granskogsområdet Granneset kan også skyldes perioder med sterkt beite av smågnagere.

7 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividalen og Gutulia

Marianne Evju, Inga E. Bruteig og Bodil Wilmann

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransportert luftforurensning, klimaendringer eller andre miljøendringer. Mange epifyttiske lavarter er følsomme overfor miljøendringer og er svært mye brukt som bioindikatorer (f.eks. Hawksworth & Rose 1976, Nimis et al. 2002). Reaksjonsmønsteret for ulike miljøpåvirkninger er ulikt for ulike arter (Insarova et al. 1992, Hultengren et al. 2004, Seaward 2004), slik at luft- og nedbørskvalitet vil kunne påvirke forekomst og artssammensetning i epifyttvegetasjonen. Det er påvist at lufttransportert nitrogen kan påvirke lavfloraen over lange avstander (van Herk et al. 2003).

Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjon i Dividalen og Gutulia ble etablert i 1993 (Wang & Bruteig 1994), og første gjenkartlegging ble gjort i 1998 (Bruteig 2001). Denne rapporten omfatter fjerde gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2008. Nærmere informasjon om lokalisering av prøvefeltene for epifyttvegetasjon i Dividalen og Gutulia er gitt i Wang & Bruteig (1994).

7.1 Metoder

Metodikken følger i hovedsak samme mal som ved grunnlagskartleggingen i 1993 (Wang & Bruteig 1994) og gjenkartleggingene i 1998 (Bruteig 2001) og 2003 (Bruteig & Wilmann 2004). Kartleggingen av epifytter på bjørk er gjort i de samme prøveflatene som i 1993 og senere, og til dels også på de samme trærne. Feltarbeidet ble utført i perioden 11.–16. august i Dividalen og 17.–22. juni i Gutulia. Den ordinære kartleggingen omfatter 8 friske bjørketrær i hvert av 5 prøvefelt i begge områdene (se **figur 7.1**). Artstakseringen er gjort langs 5 horisontale linjer rundt stammen på hvert tre (130, 150, 170, 190 og 210 cm over bakken), og vitaliteten til alle individer er registrert. Arter som ikke er truffet av takseringslinjene er notert som øvrige arter, og lengden er målt for alle individer av hengende arter. Det er samlet inn bark for pH-analyser. Det er også samlet vanlig kvistlav for eventuelt framtidig svovel- og nitrogenanalyser.

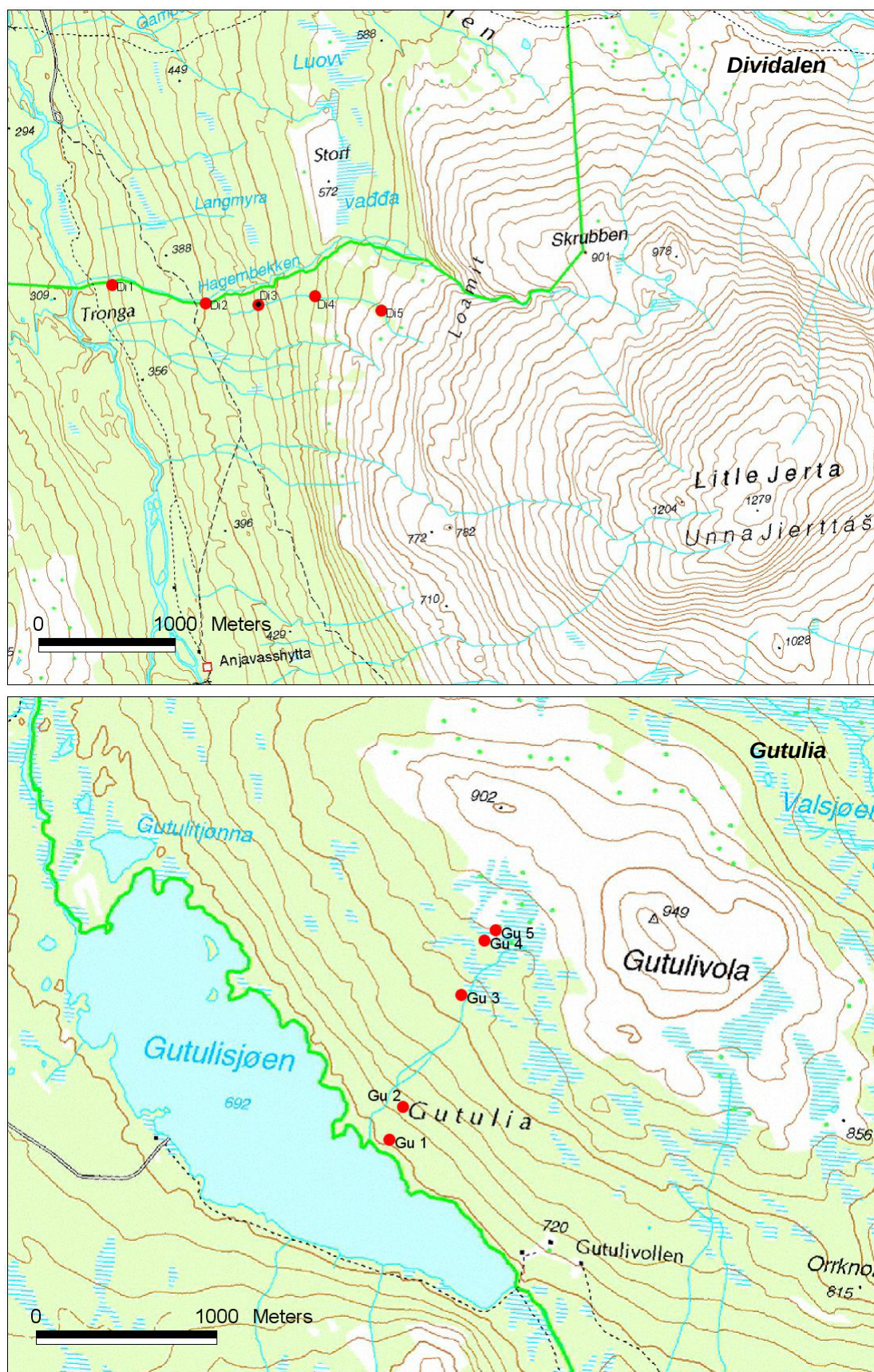
Data fra alle fire kartleggingsår er lagt inn i en database i Microsoft Access. R versjon 2.8.1 er brukt til statistiske analyser (R Development Core Team 2008).

Statistisk analyse av endringer over tid er utført på to ulike datasett:

- **alle trær:** Gjennomsnittlig dekning (%) av grupper, slekter eller arter basert på alle trær som er kartlagt i 1993, 1998, 2003 og 2008 (totalt 155 trær).
- **fellestrær:** Gjennomsnittlig dekning (%) av grupper, slekter og arter basert på trær som er felles for alle de fire kartleggingsårene (n = 26 i Dividalen og n = 35 i Gutulia).

I overvåkingsområder med stor utskiftning av analysetrær kan disse to datasettene gi viktige forskjeller, mens i områder med liten supplering av trær er forskjellen liten. I Dividalen har det vært stor utskiftning av trær i felt (26 av de 35 opprinnelige trærne som ble etablert i 1993 er fortsatt intakte; **vedlegg 7.1**), mens i Gutulia har det vært svært liten utskiftning av trær i felt (alle de 35 trærne etablert i 1993 er intakte, ett tilleggstre fra 1998 er skiftet ut; **vedlegg 7.2**). For Gutulia er derfor analysene stort sett begrenset til alle trær.

Det er brukt parvise t-tester for å undersøke endringer i stammeomkrets og høyde i fellestrær mellom de ulike måleperiodene. For å undersøke endringer i alle trær, er det brukt enveis variansanalyse (ANOVA). I tillegg til å undersøke om det er forskjeller i gjennomsnittlig høyde og stammeomkrets mellom år (år som faktorvariabel), er det undersøkt om det er en trend i utviklingen over tid (år som kontinuerlig variabel). Om nødvendig er dataene log- eller kvadratrottransformert for å møte kravet om homogen varians, og der transformering ikke bidro til å øke normal-



Figur 7.1 Kart som viser plasseringen av fem prøvefelt i overvåkingsområdene Dividalen og Gutulia. – Position of five study plots in the Dividalen and Gutulia monitoring sites. (Kilde: Statens kartverk, N50-serien, Norge digitalt)

fordelingen av dataene, er ikke-parametriske tester brukt (parvis Wilcoxon test, Kruskal-Wallis test).

Forskjeller i epifyttvegetasjonen mellom år og mellom felt er testet med ANOVA med år og/eller felt som forklaringsvariabler og dekning av arter/artsgrupper på trenivå (alle trær) som avhengig variabel. År er brukt både som kontinuerlig variabel for å fange opp lineære trender i responsvariabelen, og som faktorvariabel for å se på forskjeller i gjennomsnitt mellom år. Der responsvariabelen ikke var normalfordelt, og en transformering ikke avhjalp dette, er det brukt en ikke-parametrisk Kruskal-Wallis-test. Pearsons tohalede korrelasjonskoeffisient er brukt for å teste om dekningen av arter og artsgrupper korrelerer med høydegradienten.

Chi-kvadrattest er brukt for å teste om forholdet mellom antall cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom årene.

For å analysere endringer i variabler på fellestrær, ble det brukt parvis t-test der variablene var normalfordelt, eller ble normalfordelt etter en log-transformering, ellers er det brukt en ikke-parametrisk Wilcoxon-test.

Nomenklaturen for vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004), norske lavnavn følger Krog et al. (1994) og Holien & Tønsberg (2006), moser følger Frisvoll et al. (1995) og karplanter følger Lid & Lid (2005). Alle artene har koder som blir brukt i feltskjema og under feltarbeid.

7.2 Resultater fra Dividalen

Prøvefeltene og undersøkelsestrærne

Seks trær hadde dødd i løpet av femårsperioden 2003-2008 og ble erstattet av nye trær, to i felt 4 og fire i felt 5. I felt 5 står bare ett av de opprinnelige sju trærne fra 1993 igjen (**vedlegg 7.1**).

Stammeomkretsen på fellestrær har økt signifikant fra $49,3 \pm 9,4$ cm i 1993 til $53,3 \pm 10,2$ cm 2008 ($p < 0,001$). Økningen de siste fem årene, fra $52,6 \pm 10,2$ cm i 2003, er også signifikant ($p = 0,049$). Når alle trær er inkludert, er det ingen forskjell i stammeomkrets mellom år ($p = 0,585$, **tabell 7.1**), men det er store forskjeller mellom felt, med størst dimensjon på trærne i felt 2 og minst på trærne i det øverste feltet, felt 5 (**tabell 7.1**).

Det har ikke vært en økning i høyde på fellestrær fra 1993 til 2008 ($p = 0,312$). Gjennomsnittlig høyde på fellestrærne var $8,4 \pm 2,2$ m i 1993, $8,7 \pm 2,2$ m i 1998, $8,6 \pm 1,9$ m i 2003 og $8,6 \pm 2,1$ m

Tabell 7.1 Høyde og brysthøydeomkrets av undersøkelsestrærne (bjørk) i fem prøvefelt i Dividalen. Gjennomsnitt av 7 trær i 1993 og 8 trær i 1998, 2003 og 2008, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Dividalen monitoring site. Mean of 7 trees in 1993 and 8 trees in 1998, 2003 and 2008, with standard deviation.

prøvefelt/study plot						
År	1	2	3	4	5	snitt/mean
trehøyde/tree height (m)						
1993	$8,9 \pm 1,3$	$10,6 \pm 2,1$	$6,4 \pm 0,3$	$8,0 \pm 1,7$	$7,2 \pm 1,0$	$8,2 \pm 2,0$
1998	$9,2 \pm 1,3$	$10,7 \pm 2,0$	$6,7 \pm 0,6$	$8,1 \pm 1,5$	$7,1 \pm 0,7$	$8,4 \pm 1,9$
2003	$9,3 \pm 1,0$	$10,2 \pm 1,5$	$6,8 \pm 0,7$	$8,2 \pm 1,4$	$6,4 \pm 1,8$	$8,1 \pm 2,0$
2008	$9,4 \pm 1,2$	$10,3 \pm 1,8$	$6,8 \pm 0,9$	$8,3 \pm 1,8$	$6,5 \pm 2,4$	$8,1 \pm 2,3$
omkrets/circumference (cm)						
1993	49 ± 4	55 ± 11	45 ± 6	47 ± 12	45 ± 8	48 ± 9
1998	49 ± 5	55 ± 12	45 ± 6	47 ± 12	44 ± 8	48 ± 10
2003	49 ± 5	57 ± 12	47 ± 6	49 ± 14	43 ± 5	49 ± 10
2008	49 ± 6	58 ± 12	48 ± 7	48 ± 12	47 ± 6	50 ± 10

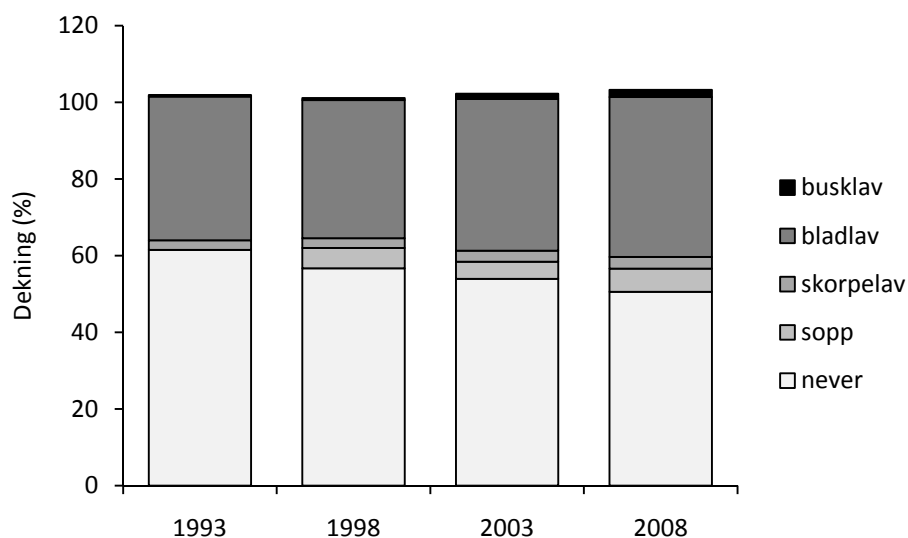
i 2008. Når alle trær inkluderes i analysen, er det heller ingen forskjeller i trehøyde mellom år ($p = 0,915$). Det er signifikante forskjeller i høyde mellom felt ($p < 0,001$), med høyest trær i de to nederste feltene (1 og 2; **tabell 7.1**).

Epifyttvegetasjonen på bjørk i 2008

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Dividalen i 2008 var på 52,7 % (**figur 7.2**, **tabell 7.2**). Bladlav dominerer og dekker alene 41,8 % av stammearealet. Busklav dekker 1,9 %, skorpelav 3,0 % og sopp 6,1 %. Det ble ikke registrert epifyttiske alger på undersøkelsestrærne i Dividalen. 50,6 % av stammearealet var uten epifyttisk vekst, registrert som naken never. Summen av never og epifytter er over 100 % fordi ulike arter av og til vokser over hverandre eller på hverandre (hyperepifyttisme).

I alt ble 55 epifyttiske takson registrert på undersøkelsestrærne i 2008; 4 bladmoser, 3 levermoser, 7 busklav, 14 bladlav, 22 skorpelav og 5 takson sopp (**tabell 7.3**; jf **vedlegg 7.3**). Det er lite epifyttiske moser i området, og det er bare registrert moser ved stammebasis og aldri så høyt opp på treet som til første takseringslinje. Den vanligste mosen er levermosen barkfrynse, som i 2003 ble feilbestemt til hjelmblæremose. Innsamlinger av pyrenokarp, barkboende sopp fra området er artsbestemt og omfatter minst tre arter: *Cyrtidula hippocastani*, *Leptorhaphis epidermidis* og *Naetrocymbe punctiformis*. Det er ikke skilt mellom disse artene i felt.

Epifyttvegetasjonen på bjørkestammer i overvåkingsfeltene i Dividalen er relativt typisk for nordlig fjellbjørkeskog. Bladlavene snømållav og bristlav dominerer, med vanlig kvistlav som den tredje vanligste arten. I mer sørlig og kystnær fjellbjørkeskog har vanlig kvistlav ofte større dekning enn bristlav. Det er relativt lite skjeggjav, noe som er typisk for vær- og vindutsatte områder som dette. En rekke primært bakkeboende arter har etablert seg epifyttisk på bjørkestammene, noe som indikerer at det er mye vind og fukk i området. Dette gjelder blant annet artene rabbeskjegg, gulskjerpe, gulskinn, brun korallav og fjelltagg. Artsdiversiteten på undersøkelsestrærne er relativt lav, men bl.a. forekomsten av en del knappenålsarter indikerer at det er relativt lang økologisk kontinuitet i fjellskogen i dette området. Det er ikke registrert rødlistede blad- eller busklav på bjørk i TOV-området i Dividalen.



Figur 7.2 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Dividalen i 1993-2008. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Dividalen monitoring site in 1993-2008. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.

Tabell 7.2 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Dividalen. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in five study plots of the Dividalen monitoring site.

	År	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav <i>fruticose lichens</i>	1993	1,5	0,0	0,1	0,2	0,4	0,4
	1998	1,9	0,04	0,1	0,5	0,2	0,6
	2003	4,8	0,1	0,6	0,5	0,8	1,4
	2008	4,7	0,4	1,1	1,9	1,2	1,9
Bladlav <i>foliose lichens</i>	1993	35,9	29,7	48,4	30,5	43,0	37,5
	1998	33,4	31,1	39,0	35,0	41,7	36,0
	2003	35,8	31,8	47,9	39,9	42,7	39,6
	2008	37,2	36,8	49,6	40,8	44,4	41,8
Skorpelav <i>crustose lichens</i>	1993	1,1	1,6	1,4	2,3	6,1	2,5
	1998	0,7	1,5	1,0	1,6	8,0	2,6
	2003	1,8	1,6	0,9	1,5	8,6	2,9
	2008	3,5	1,9	0,9	1,2	7,6	3,0
Lav totalt <i>total lichens</i>	1993	38,5	31,3	49,9	33,0	49,5	40,4
	1998	36,0	32,6	40,1	37,1	50,0	39,2
	2003	42,5	33,4	49,4	41,8	52,1	43,8
	2008	45,3	39,1	51,6	44,0	53,3	46,6
Sopp <i>fungi</i>	1998	2,6	2,8	3,8	9,6	7,7	5,3
	2003	1,6	4,1	3,0	5,2	8,4	4,5
	2008	3,6	4,5	4,9	8,6	8,7	6,1
Epifytter totalt <i>total epiphytes</i>	1993	38,5	31,3	49,9	33,0	49,5	40,4
	1998	38,6	35,4	43,9	46,7	57,6	44,4
	2003	44,0	37,6	52,4	47,0	60,5	48,3
	2008	48,9	43,5	56,5	52,6	61,9	52,7
Bork <i>bare bark</i>	1993	64,5	69,8	53,7	68,0	51,4	61,5
	1998	63,3	65,7	57,0	54,4	43,1	56,7
	2003	59,6	63,9	50,9	55,0	40,5	54,0
	2008	55,4	58,6	48,8	49,8	40,2	50,6

Endringer i epifyttvegetasjonen fra 1993 til 2008

Det har vært en jevn økning i dekning av epifyttiske lav over tid (**tabell 7.2, figur 7.2**, $p = 0,005$) og en nedgang i areal med naken bark ($p = 0,009$). Det er mest lav i felt 5 og minst i felt 2; forskjellen mellom feltene er signifikant ($p < 0,001$).

Økningen i dekning av busklav er signifikant ($p = 0,002$), men det er ingen signifikante forskjeller mellom år i dekning av bladlav, skorpelav eller barkboende sopp når alle trær er med. Det er derimot signifikante forskjeller mellom feltene i høydegradienten for de fleste gruppene. Dekningen av busklav er desidert høyest i det lavestliggende feltet (felt 1; **tabell 7.2**), og forskjellen mellom feltene er signifikant ($p = 0,011$). Forskjellen i dekning av skorpelav er også forskjellig mellom feltene ($p < 0,001$), med størst dekning i det høyestliggende feltet (felt 5). For bladlav er dekningen høyest i feltene 3 og 5, og forskjellen mellom felt er signifikant ($p = 0,021$).

På fellestrærne har det vært økning i dekningen av bladlav ($p = 0,006$) fra $35,3 \pm 20,5$ % i 1993 til $40,7 \pm 21,0$ % i 2008. Økningen de siste fem årene (fra $38,3 \pm 21,2$ % i 2003) er også signifikant ($p = 0,009$). Det har også vært en økning i dekningen av busklav ($p < 0,001$) fra $0,45 \pm 1,4$ % i 1993 til $2,4 \pm 6,2$ % i 2008, og fra $1,8 \pm 5,2$ % i 2003 ($p = 0,024$). Det har ikke vært en signifikant endring i dekning av skorpelav ($p = 0,284$) fra 1993 til 2008. Ikke-likenisert sopp ble ikke registrert i 1993. Fra 1998 ($4,0 \pm 4,7$ %) til 2003 ($3,1 \pm 3,5$ %) var det ingen signifikant endring i dekning av sopp på fellestrær ($p = 0,207$), og det var heller ikke signifikant forskjell i dekning av sopp mellom 1998 og 2008 ($4,9 \pm 4,7$ %, $p = 0,166$). Økningen fra 2003 til 2008 var imidlertid signifikant ($p < 0,001$).

Tabell 7.3 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet i Dividalen. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in five study plots of the Dividalen monitoring.

			Frekvens/frequency				Dekning/cover			
Artsgruppe/ vitenskapelig navn/scientific name	Kode	Norsk navn	1993	1998	2003	2008	1993	1998	2003	2008
Bladmoser										
A Bryophyta	Mose	Moser		3	15	10		x	x	x
<i>Brachythecium reflexum</i>	Brac ref	Sprikelundmose				3				x
<i>Dicranum montanum</i>	Dicr mon	Stubbesigd				5				x
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose			3	13			x	x
<i>Hylocomium splendens</i>	Hylo spl	Etasjemose			3	3			x	x
Levermoser										
A Hepaticophytina	Levermos	Levermoser				5				x
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Barb lyc	Gåsefotskjeggmose				3				x
<i>Lophozia longidens</i>	Loph lon	Hornflik			3	3			x	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse			58	60			x	x
Busklav										
<i>Alectoria nigricans</i>	Ale nigr	Jervskjegg		3	3			x	x	
<i>Alectoria ochroleuca</i>	Ale ochr	Rabbeskjegg	3	3	5	3	x	x	x	x
<i>Bryocaulon divergens</i>	Bry dive	Fjelltagg				5				x
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	86	98	98	95	0,43	0,54	1,36	1,87
<i>Cetraria islandica</i>	Cet isla	Islandslav		3				x		
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	9	15	53	55	0,01	0,01	x	x
<i>Flavocetraria cucullata</i>	Fla cucu	Gulskjerpe	3	3	3	3	x	x	x	x
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Fla niva	Gulskinn		3	3	5		x	x	x
<i>Sphaerophorus globosus</i>	Sph glob	Brun korallav			8	8			x	x
Bladlav										
<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav	17	20	30	20	x	x	0,01	0,04
<i>Hypogymnia austeroidea</i>	Hyp aust	Seterlav		3	3	3		x	x	x
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	86	85	93	93	1,47	1,53	2,09	2,85
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav		3	5	10		x	x	x
<i>Imshaugia aleurites</i>	Imsha aleu	Furustokklav	37	45	55	55	0,25	0,33	0,38	0,21
<i>Melanelia exasperata</i>	Mel exaa	Vortebunlav	3				x			
<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	97	95	98	98	25,41	23,78	24,31	24,61
<i>Parmelia omphalodes</i>	Par omph	Brun fargelav				3				x
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav			3	3			x	x
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	91	98	95	93	8,65	9,17	10,90	11,89
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	100	98	98	100	1,67	1,20	1,87	2,09
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	66	85	85	78	0,03	0,03	0,06	0,05
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav				3				x
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Tuc chlo	Vanlig kruslav				5				x
<i>Vulpicida pinastri</i>	Vul pina	Gullroslav	54	63	65	65	0,01	x	x	0,01
Skorpelav										
A Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt		20	43	18		0,06	0,02	0,02
<i>Amandinea punctata</i>	Ama punc		3				x			
<i>Bacidia igniarii</i>	Bac igni			3	3			x	x	
<i>Biatora chrysantha</i>	Bia chry			5	20	20		x	x	x
<i>Biatora meiocarpa</i>	Bia meio			3				x		
<i>Buellia arborea</i>	Bue arbo		3	5	3		0,01	0,01	x	
<i>Buellia chloroleuca</i>	Bue chlo				5	8			x	x
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav		3	5	5		x	x	x
<i>Buellia griseovirens</i>	Bue gris	Kornbønnelav		3				x		
<i>Buellia</i> sp.	Buelliaz	Bønnelav		3				x		
Caliciales	Calicial	Knappenålslav			3	3			0,02	0,01
<i>Calicium viride</i>	Cal viri	Grønnsotnål			5	3			x	x
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha chry	Gulgrynnål		3	5	5		x	x	x
<i>Cliostomum pallens</i>	Cli pall		6	28	25	15	0,10	0,13	0,19	0,11
<i>Cyphelium tigillare</i>	Cyp tigi	Vanlig sotbeger		3	3	3		x	x	x
<i>Hypocenyomyce scalaris</i>	Hyp scal	Melskjell			3	3			x	x
<i>Japewia subaurifera</i>	Jap suba			3	5	8		x	x	0,01
<i>Lecanora cadubriae</i>	Lca cadu			8				0,01		
<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav	69	78	85	80	0,18	0,12	0,13	0,24
<i>Lecanora fuscescens coll.</i>	Lca/fusc		97	100	100	98	1,73	1,54	1,59	1,67
<i>Lecanora hypopta</i>	Lca hypo			5				x		
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	3	3			x	0,01		
<i>Lecanora symmicta coll.</i>	Lca/symm	Halmkantlav mm.	77	80	88	88	0,47	0,58	0,84	0,89
Tabellen fortsetter neste side										

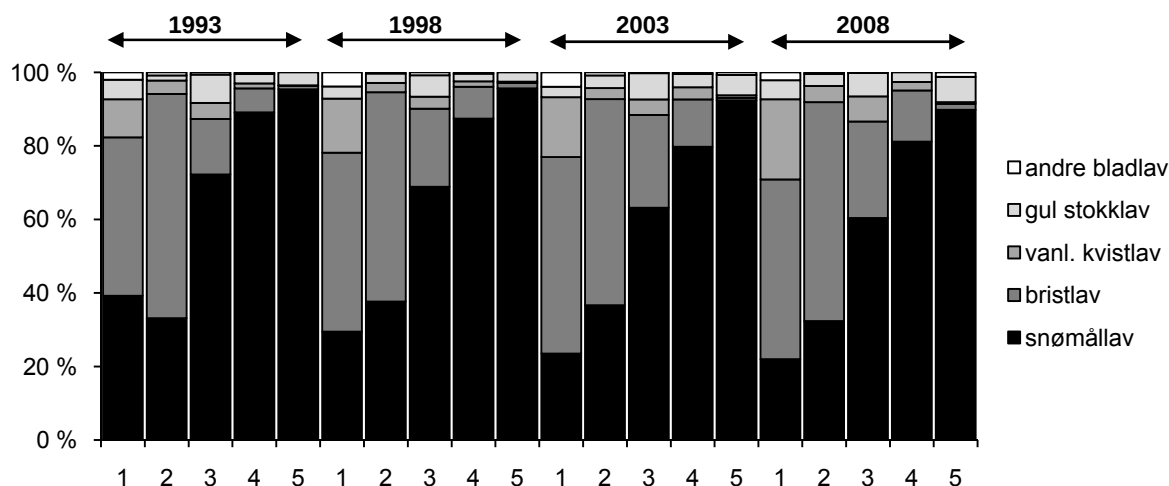
Tabellen fortsetter neste side

Tabell 7.3 (forts.)

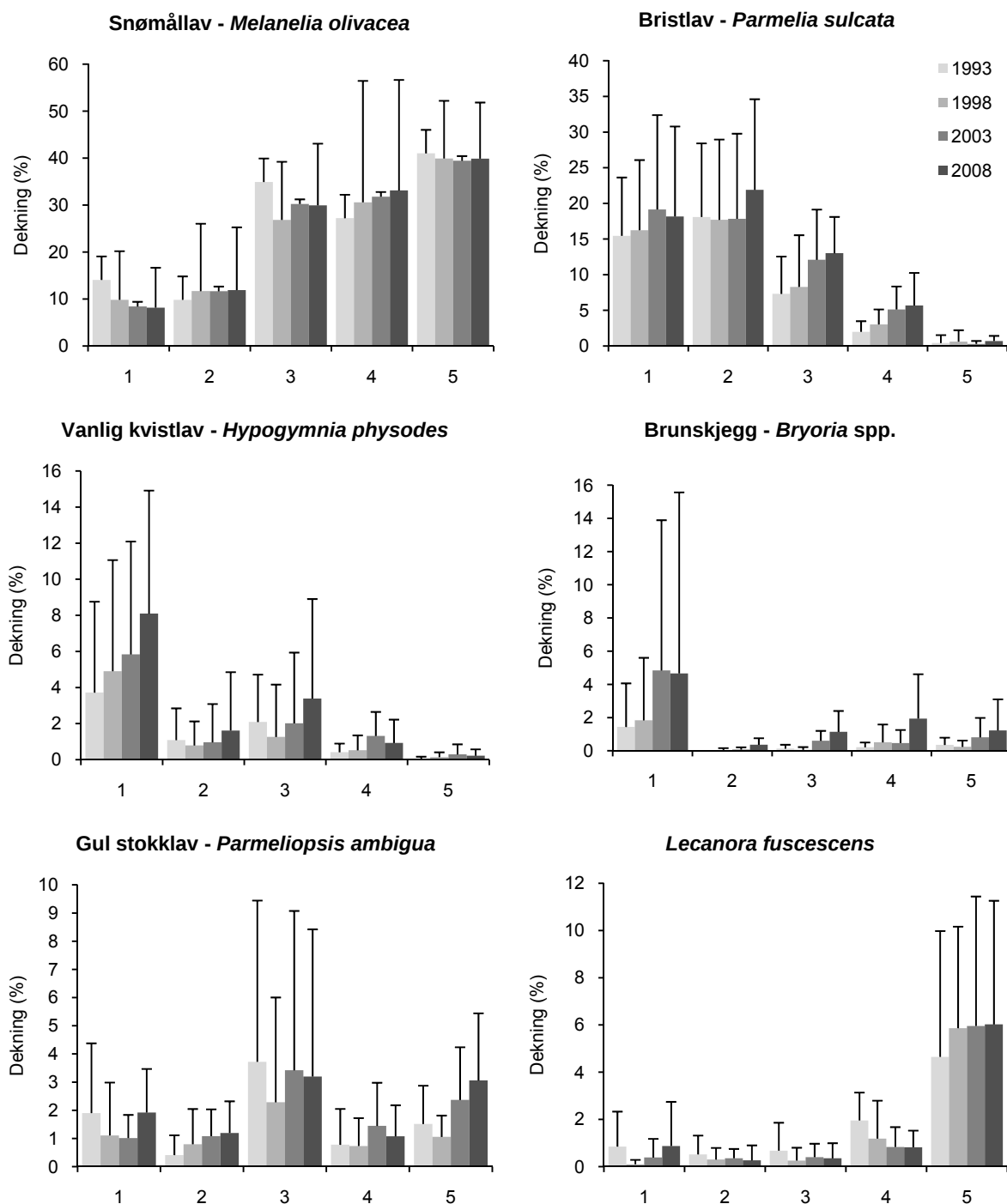
Artsgruppe/ vitenskapelig navn/scientific name	Kode	Norsk navn	Frekvens/frequency				Dekning/cover			
			1993	1998	2003	2008	1993	1998	2003	2008
<i>Lecidea porphyrospoda</i>	Lci porp			3				x		
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		9	23	20	75	x	x	x	x
<i>Lecidea</i> sp.	Lecideaz		11				x			
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav		3	20	25		x	x	x
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca					3				x
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav	6	13	15	18	0,01	0,02	x	x
<i>Mycocalicium subtile</i>	Myc subt				5	3			x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	26	60	75	63	0,01	0,02	0,04	0,04
<i>Ochrolechia frigida</i>	Och frig	Fjellkorkje	3	8	13	10	x	x	x	
<i>Ochrolechia</i> sp.	Ochrolez	Korkje			3				x	
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi			3	3	3		x	x	
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz	Vortelav	3				x			
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc		6	15	5	10	0,03	0,05	0,04	0,02
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav			3	5			x	x
<i>Rimularia fuscisora</i>	Rim fusc			5				0,01		
<i>Strangospora moriformis</i>	Str mor					3				x
Sopp										
Ascomyc, non-lichenized fungi	Ascomyc	Askokarp, ikke-likenisert sopp			5	10			0,01	0,13
Fungus	Sopp	Sopp		3	3	5		0,02	0,03	x
<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli			30	28	8		0,05	0,04	x
<i>Phellinus</i> sp.	Phellinz	Ildkjuke				3				x
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp		90	98	98		5,22	4,37	5,93
Naken bark	Bark	Bark	100	100	100	100	61,48	56,70	53,96	50,57

Endringer i enkeltarter

Den innbyrdes fordelingen av de ulike bladlavartene i prøvefeltene varierer langs høydegradienten (**figur 7.3**). Snømållav dominerer i de øverste feltene, mens bristlav, vanlig kvistlav og furustokklav har større andel i nedre del av gradienten. Denne innbyrdes fordelingen langs høydegradienten har blitt tydeligere i løpet av overvåkingsperioden. I 1993 utgjorde snømållav nærmere 40 % av bladlavdekningen i det nederste feltet, og denne andelen er redusert til i overkant av 20 % i 2008. De svakt varmekjære artene furustokklav og vanlig kvistlav utgjør en større andel i det nederste feltet i 2008 enn i 1993.



Figur 7.3 Innbyrdes fordeling (%) av dominerende bladlavarter (snømållav, bristlav, vanlig kvistlav, gul stokklav og andre bladlav) i fem prøvefelt i Dividalen 1993-2008. Prøvefeltene er plassert etter sin plassering langs høydegradienten. – Relative distribution (%) of foliose lichens (left to right: *Melanelia olivacea*, *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Parmeliopsis ambigua*, and other species) in five study plots in Dividalen in 1993-2008. The plot sequence follows their position along the elevation gradient.



Figur 7.4 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av snømållav, bristlav, vanlig kvistlav, brunskjegg, gul stokklav og skorpelaven *Lecanora fuscescens* på bjørkestammer i fem overvåkingsfelt i Dividalen i 1993-2008. – Mean cover and standard deviation for six lichen species/genera on *Betula pubescens* trunks at five sites in the Dividalen monitoring site in 1993-2008.

Snømållav er den mest dominerende arten på bjørk i Dividalen og dekker alene omtrent 25 % av det kartlagte stammearealet (**tabell 7.3**). Forekomsten har vært relativt stabil de 15 årene overvåkingen har foregått, uten signifikant forskjell mellom årene, verken for alle trær ($p = 0,973$) eller for fellestrær ($p = 0,972$). Det er stor forskjell i forekomsten av snømållav mellom feltene ($p < 0,001$), og forekomsten korrelerer sterkt med trærnes plassering langs høydegradienten (**figur 7.4**), med størst dekning i øvre del (korrelasjon med høydegradienten 0,64 for 2008, 0,60 for alle år sett under ett).

Bristlav er den nest vanligste arten på bjørk i Dividalen. Dekningen av bristlav har økt noe fra 8,7 % i 1993 til 9,2 % i 1998 til 10,9 % i 2003 og 11,9 % i 2008. Endringen er ikke statistisk signifikant ($p = 0,535$). På fellestrær er endringen fra 1993 til 2008 likevel signifikant ($p = 0,001$), og det har også vært en økning den siste femårsperioden ($p = 0,036$). Dekningen varierer signifikant mellom prøvefeltene ($p < 0,001$) og er størst i de to lavestliggende feltene (**figur 7.4**). Korrelasjonen med høydegradienten er $-0,65$ for 2008 og $-0,66$ for alle årene sett under ett.

Vanlig kvistlav har også gått noe fram i overvåkningsperioden (**tabell 7.3**), spesielt i det nederste feltet (**figur 7.4**). Det er ingen signifikant endring når man ser på alle trærne ($p = 0,606$), men når vi sammenligner trær som er felles for årene, er det en signifikant framgang fra 1993 til 2008 ($p = 0,002$) og også en signifikant framgang de siste fem årene ($p = 0,010$). Det er en signifikant forskjell mellom feltene ($p < 0,001$), med høyest dekning i det nederste feltet (**figur 7.4**). Korrelasjonen med høydegradienten er $-0,48$ for 2008 og $-0,42$ for alle årene sett under ett.

Gul stokklav hadde en gjennomsnittsddekning på 1,7 % i 1993, 1,2 % i 1998, 1,9 % i 2003 og 2,1 % i 2008 (**tabell 7.3**). Det er ikke signifikante forskjeller mellom årene for alle trær under ett ($p = 0,081$). Endringen på fellestrær fra 1993 til 2008 er høyst signifikant ($p = 0,005$), men det har ikke vært en signifikant endring den siste femårsperioden ($p = 0,455$). Dekningen av gul stokklav varierer signifikant mellom felt ($p = 0,032$), men det er ingen korrelasjon med høydegradienten ($r = 0,064$ for alle år sett under ett; **figur 7.4**).

Brunskjegg, hovedsakelig arten buskskjegg, dominerer blant busklavene (**tabell 7.3**). Forekomsten har gått noe fram, fra 0,4 % dekning i 1993 til 0,5 % i 1998, 1,4 % i 2003 og 1,9 % i 2008. Endringen er statistisk signifikant ($p = 0,002$). Det er forskjell mellom felt i dekning ($p = 0,014$). Dekningen er størst i felt 1 (**figur 7.4**; korrelasjon med høydegradienten er $-0,18$ for alle år sett under ett).

Lecanora fuscescens coll. er den dominerende skorpelavarten på bjørk i Dividalen. Registreringene av *L. fuscescens* utgjorde 1,7 % i 1993, 1,5 % i 1998, 1,6 % i 2003 og 1,7 % i 2008. Endringene mellom år er ikke signifikante ($p = 0,666$). Det er signifikante forskjeller i dekningen mellom felt ($p < 0,001$), med desidert størst dekning i felt 5 (**figur 7.4**). Korrelasjonen med høydegradienten er 0,47 for 2008 og 0,51 for alle årene sett under ett.

Endringer i hengende lav

Opptelling av antall individer brunskjegg fra basis og opp til øverste takseringslinje ga et høyere antall i 2008 enn i foregående år. I 1993 ble det i snitt registrert 13 individer per tre, 15 i 1998, 22 i 2003 og 23 i 2008 (**tabell 7.4**). Den gjennomsnittlige lengden hadde økt fra 1,1 cm i 1993 til 1,4 cm i 1998 og 2003 til 1,5 cm i 2008. Når vi tar hensyn til økt lengde, har forekomsten av brunskjegg blitt doblet fra 1993 til 2008. På linjetakseringen har brunskjegg økt fra 0,4 % dekning i 1993 til 1,9 % i 2008 (**tabell 7.3**). Av andre hengende arter ble det registrert i alt 10 individer av skjeggglav i 2008, mot 7 i 2003, 5 i 1998 og 2 i 1993. Også for skjeggglav har den gjennomsnittlige lengden økt.

Skadd lav

Den økningen i skadeomfang på bladlav i Dividalen som ble registrert fra 1993 til 2003, har blitt reversert mellom 2003 og 2008 (**tabell 7.5**). Andelen skadd snømållav har blitt redusert fra 24,5 % i 2003 til 9,3 % i 2008, og nedgangen er signifikant ($p < 0,001$). Andelen skadd bristlav har blitt redusert fra 36,4 % i 2003 til 28,6 % i 2008 ($p < 0,001$), som er omtrent på nivå med det som ble registrert i 1998. I tillegg er det i 2008 registrert noe skade på brunskjegg. Omfanget av skade på vanlig kvistlav er svært lavt, og i 2003 og 2008 ble det ikke registrert vanlig kvistlav med skade på takseringslinjene.

Eksposisjon

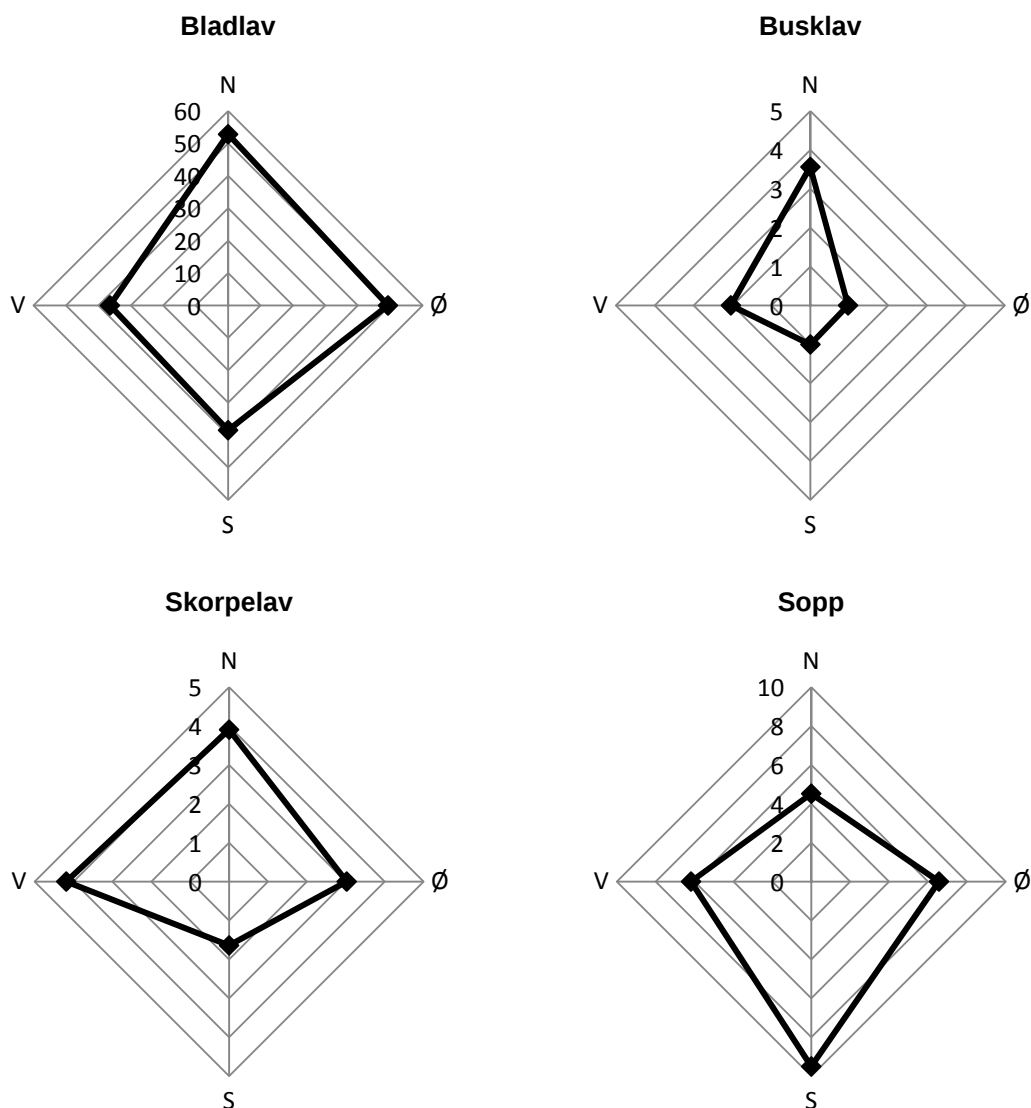
Registreringene fra 2008 viser at artsgruppene fordeler seg noe ulikt i forhold til stammeeksposisjon (**figur 7.5**). Bladlavene dominerer i Dividal, og disse viser en preferanse for nord- og østsidene av stammene. Busklavene og skorpelavene har generelt lav dekning, men er relativt mer vanlig på nord- og vestsiden av stammene. Sopp er klart mest vanlig på sørsidene.

Tabell 7.4 Hengende arter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet i Dividalen i 1993-2008. – *Pendent species found on trunks of Betula pubescens in 5 study plots in the Dividalen monitoring site in 1993-2008.*

		år/year	1	2	3	4	5	Totalt
Skjeggjav/ <i>Alectoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993				0,3		0,1
		1998				0,5	0,1	0,1
		2003	0,1			0,6	0,1	0,2
		2008				1,3		0,3
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993				1,0		1,0
		1998				1,0	3,0	1,4
		2003	1,0			1,8	1,0	1,6
		2008				1,7		1,7
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993				1		1
		1998				1	3	3
		2003	1			3	1	3
		2008				3		3
Brunskjegg/ <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993	36,9	0,6	12,3	9,1	8,4	13,5
		1998	36,3	4,5	10,6	13,3	11,0	15,1
		2003	53,8	6,9	12,4	25,8	11,4	22,0
		2008	33,1	4,9	24,5	30,5	22,6	23,1
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993	1,1	1,3	1,1	1,2	1,1	1,1
		1998	1,5	1,2	1,1	1,4	1,1	1,4
		2003	1,5	1,3	1,1	1,3	1,2	1,4
		2008	1,8	1,2	1,1	1,5	1,2	1,5
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993	3	2	3	3	3	3
		1998	4	3	3	5	3	5
		2003	4	3	4	4	3	4
		2008	5	4	4	4	3	5

Tabell 7.5 Gjennomsnittlig dekning (dekn.) og prosentvis andel skadd lav (skadd) for 7 lavarter på bjørkestammer i 5 prøvefelt i Dividalen overvåkingsområde 1993-2008. – *Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 7 lichen species on trunks of Betula pubescens in 5 study plots of the Dividalen monitoring site 1993-2008.*

		Prøvefelt/study plots											
		1		2		3		4		5		totalt	
Art/species	år/yr	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Snømållav <i>Melanelia olivacea</i>	1993	14,1	33,1	9,8	19,3	34,9	6,2	27,2	5,7	41,0	7,7	25,4	10,6
	1998	9,8	38,3	11,7	20,6	26,9	17,8	30,6	5,5	39,9	14,3	23,8	15,4
	2003	8,4	41,3	11,7	21,9	30,2	16,8	31,8	22,7	39,4	29,0	24,3	24,5
	2008	8,2	24,6	11,9	11,3	30,0	7,8	33,1	11,0	39,9	5,2	24,6	9,3
Bristlav <i>Parmelia sulcata</i>	1993	15,5	30,5	18,1	21,5	7,3	2,8	2,0	0	0,4	0	8,7	20,3
	1998	16,2	44,2	17,7	29,8	8,3	12,2	3,0	2,2	0,6	55,7	9,2	30,2
	2003	19,1	65,9	17,8	29,3	12,1	14,0	5,1	5,1	0,3	20,0	10,9	36,4
	2008	18,2	42,2	21,9	35,0	13,0	9,3	5,7	7,7	0,7	0	11,9	28,6
Vanlig kvistlav <i>Hypogymnia physodes</i>	1993	3,7	0	1,1	0	2,1	0	0,4	0	0,0	0	1,5	0
	1998	4,9	0,9	0,8	0	1,3	0	0,5	0	0,1	0	1,5	0,6
	2003	5,8	0	1,0	0	2,0	0	1,3	0	0,3	0	2,1	0
	2008	8,1	0	1,6	0	3,4	0	0,9	0	0,2	0	2,9	0
Furustokklav <i>Imshaugia aleurites</i>	1993	0,7	0	0,2	0	0,3	0	-	-	-	-	0,2	0
	1998	1,2	0	0,1	0	0,3	0	-	-	-	-	0,3	0
	2003	1,4	13,1	0,3	13,5	0,1	50,0	-	-	0,1	0	0,4	14,2
	2008	0,8	0	0,2	0	0,0	0	-	-	0,1	0	0,2	0
Gul stokklav <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1993	1,9	0	0,4	0	3,7	0	0,8	0	1,5	0	1,7	0
	1998	1,1	0	0,8	0	2,3	0	0,7	0	1,1	0	1,2	0
	2003	1,0	0	1,1	3,7	3,4	1,5	1,4	0	2,4	0	1,9	1,0
	2008	1,9	0	1,2	0	3,2	0	1,1	0	3,1	0	2,1	0
Grå stokklav <i>Parmeliopsis hyperopta</i>	1993	-	-	-	-	-	-	0,1	0	-	-	0,03	0
	1998	0,05	-	-	-	-	-	0,1	100,0	-	-	0,03	71,6
	2003	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,1	-	0,1	0
	2008	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	0,0	0
Brunskjegg <i>Bryoria</i> spp.	1993	1,4	0	-	-	0,1	0	0,2	0	0,4	0	0,4	0
	1998	1,8	0	0,04	0	0,1	0	0,5	0	0,2	0	0,5	0
	2003	4,8	0	0,1	0	0,6	0	0,5	0	0,8	0	1,4	0
	2008	4,7	0	0,4	0	1,1	0	1,9	3,8	1,2	0	1,9	0,8



Figur 7.5 Gjennomsnittlig dekning av bladlav, busklav, skorpelav og sopp på alle bjørkestammer analysert i overvåkningsområdet Dividalen 2008, fordelt på stammeeksposisjoner. – Mean cover of foliose lichens (bladlav), fruticose lichens (busklav), crustose lichens (skorpelav), and fungi (sopp) on different aspects of birch trunks on all monitoring trees in Dividalen monitoring site 2008.

Kjemiske analyser

pH i bjørkenever i 2008 varierte fra 3,6 til 4,4, med 3,9 som median (**tabell 7.6**). Dette er høyere enn i tidligere år, og forskjellen mellom år er signifikant ($p < 0,001$; Kruskal Wallis test).

Tabell 7.6 pH i bjørkenever fra fem prøvefelt i Dividalen overvåkningsområde 1993-2008. – pH in bark from five study plots in Dividalen monitoring site 1993-2008.

Prøvefelt/study plots						
år/year	1	2	3	4	5	median (min-max)
1993	2,8	3,5	3,6	3,4	3,3	3.4 (2.7-4.3)
1998	3,7	3,8	3,8	3,4	3,5	3.6 (3.3-4.0)
2003	3,5	3,2	3,3	3,3	3,2	3.3 (3.2-3.7)
2008	4,3	3,8	3,8	3,9	4,0	3.9 (3.6-4.4)

7.3 Resultater fra Gutulia

Prøvefeltene og undersøkelsestrærne

Ingen endringer har skjedd i undersøkelsestrærne siden 2003. Alle de opprinnelige 35 undersøkelsestrærne fra 1993 er fortsatt med, men et av tilleggstrærne fra 1998 hadde knekt ved basis og veltet mellom 1998 og 2003. Dette ble erstattet med et nytt tre i 2003 (**vedlegg 7.2**). Noen trær flasser bark ganske kraftig.

Stammeomkretsen av fellestrær har økt signifikant ($p < 0,001$) fra $45,6 \pm 10,3$ cm i 1993 til $49,3 \pm 10,5$ cm i 2008. Økningen fra $47,7 \pm 10,3$ cm i 2003 til 2008 er også signifikant ($p = 0,034$). Det er ingen signifikant forskjell mellom år ($p = 0,483$) i stammeomkrets når alle trær er inkludert (**tabell 7.7**). Det er en signifikant forskjell i stammeomkrets mellom felt ($p < 0,001$), med størst dimensjon på trærne i felt 5, øverst i høydegradienten.

Høyden på fellestrærne har økt signifikant fra $8,6 \pm 2,2$ m i 1993 til $9,9 \pm 2,6$ m i 2008 ($p < 0,001$), og høydeøkningen den siste perioden, fra $9,4 \pm 2,5$ m er også signifikant ($p < 0,001$). Når alle trær er med, er det ingen signifikant forskjell i gjennomsnittlig høyde mellom år ($p = 0,244$), men det er en trend med økende høyde over tid (år som kontinuerlig variabel; $p = 0,042$). Det er en signifikant forskjell i trehøyde mellom feltene ($p < 0,001$), med høyest trær i feltene 1 og 2, som ligger nederst i høydegradienten, og lavest trær i felt 3 og 5 (**tabell 7.7**).

Epifyttvegetasjonen på bjørk i 2008

Den totale dekingen av epifytter på bjørkestammer i Gutulia i 2008 var på 66,5 %, og lavararter dekket 61,1 % (**tabell 7.8, figur 7.6**). Bladlav dominerer og dekker alene 49,8 % av stammearealet. Busklav dekker 7,2 %, skorpelav 4,1 % og sopp 5,3 %. Det har ikke vært registrert epifyttiske alger på undersøkelsestrærne i Gutulia. Naken bark utgjør 38 % av stammearealet i 2008. Summen av never og epifytter er over 100 % fordi ulike arter av og til vokser over hverandre eller på hverandre (hyperepifyttisme). Det er mest slik hyperepifyttisme i felt 3 og svært lite i de nederste feltene (**tabell 7.8**).

Det er registrert totalt 57 takson på undersøkelsestrærne i 2008: 5 busklav, 13 bladlav, 35 skorpelav, 2 bladmoser, 2 levermoser og 2 sopp (**tabell 7.9; jf vedlegg 7.4**). Det er lite epifyttiske moser i området, og bladmoser dekker totalt bare 0,01 % av det målte stammearealet.

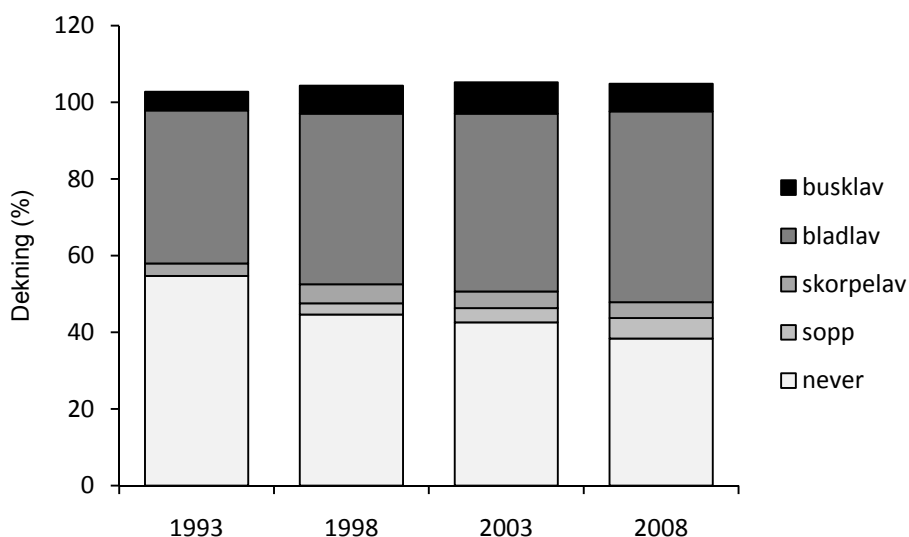
Epifyttvegetasjonen på bjørkestammer i overvåkingfeltene i Gutulia bærer preg av å være svakt varmekjær. Den store dominansen av vanlig kvistlav, forekomst av elghornslav og vanlig papirlav og det relativt høye innslaget av andre blad- og skorpelavsarter tyder på det. Det er relativt høy dekning av skjeggjav, noe som er typisk for lite påvirkede innlandsområder med lang kontinuitet.

Tabell 7.7 Høyde og brysthøydeomkrets av undersøkelsestrærne (bjørk) i fem prøvefelt i Gutulia. Gjennomsnitt av 7 trær i 1993 og 8 trær i 1998, 2003 og 2008, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Gutulia monitoring site. Mean of 7 trees in 1993 and 8 trees in 1998, 2003 and 2008, with standard deviation.

prøvefelt/study plot						
År	1	2	3	4	5	snitt/mean
trehøyde/tree height (m)						
1993	10,8 ± 1,0	10,5 ± 2,1	6,0 ± 0,7	8,8 ± 1,1	7,1 ± 1,1	8,6 ± 2,2
1998	10,9 ± 1,4	11,1 ± 1,8	6,3 ± 0,5	9,0 ± 1,5	7,0 ± 0,9	8,9 ± 2,3
2003	11,3 ± 1,3	11,6 ± 2,1	6,6 ± 0,3	9,6 ± 1,6	7,3 ± 1,2	9,3 ± 2,5
2008	12,2 ± 1,5	11,7 ± 2,5	7,1 ± 0,7	9,9 ± 1,6	7,6 ± 0,7	9,7 ± 2,6
omkrets/circumference (cm)						
1993	48 ± 11	42 ± 8	38 ± 3	48 ± 9	52 ± 13	46 ± 10
1998	48 ± 11	43 ± 8	39 ± 4	48 ± 9	51 ± 13	46 ± 10
2003	49 ± 12	42 ± 6	42 ± 4	50 ± 9	52 ± 13	47 ± 10
2008	50 ± 12	46 ± 8	43 ± 5	51 ± 10	52 ± 14	48 ± 10

Tabell 7.8 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Gutulia. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in five study plots of the Gutulia monitoring site.

	År	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav <i>fruticose lichens</i>	1993	0,3	0,1	14,2	6,6	3,3	4,9
	1998	0,3	0,5	19,6	12,0	4,1	7,3
	2003	0,1	0,0	23,0	12,5	5,5	8,2
	2008	0,1	0,0	18,9	10,0	7,1	7,2
Bladlav <i>foliose lichens</i>	1993	39,4	21,4	39,8	39,1	59,8	39,9
	1998	42,1	29,9	48,2	41,8	60,5	44,5
	2003	42,8	31,0	47,8	47,3	63,2	46,4
	2008	42,1	33,9	48,1	57,7	67,1	49,8
Skorpelav <i>crustose lichens</i>	1993	2,1	3,8	1,5	3,9	4,9	3,3
	1998	2,8	7,1	1,8	6,9	6,3	5,0
	2003	3,3	4,9	2,0	5,7	5,7	4,3
	2008	2,3	5,6	2,1	5,5	5,2	4,1
Lav totalt <i>total lichens</i>	1993	41,8	25,4	55,6	49,7	67,9	48,1
	1998	45,2	37,5	69,6	60,7	70,9	56,8
	2003	46,2	35,9	72,8	65,4	74,4	58,9
	2008	44,5	39,6	69,1	73,2	79,3	61,1
Bladmoser/bryophytes	2008	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0	0,01
Sopp <i>fungi</i>	1998	3,5	3,8	0,7	6,4	0,3	2,9
	2003	3,9	5,1	2,2	6,3	1,1	3,7
	2008	7,3	7,4	3,1	7,8	1,0	5,3
Epifytter totalt <i>total epiphytes</i>	1993	41,8	25,4	55,6	49,7	67,9	48,1
	1998	48,7	41,3	70,3	67,1	71,3	59,7
	2003	50,1	41,0	74,9	71,7	75,5	62,6
	2008	51,9	47,0	72,2	81,0	80,3	66,5
Bork <i>bare bark</i>	1993	59,0	74,8	50,9	54,0	34,8	54,7
	1998	52,2	59,6	40,7	38,5	32,1	44,6
	2003	50,3	59,3	37,7	35,8	29,8	42,6
	2008	48,7	53,5	38,9	24,2	26,5	38,4



Figur 7.6 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Gutulia i 1993-2008. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Gutulia monitoring site in 1993-2008. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.

Tabell 7.9 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet i Gutulia. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in five study plots of the Gutulia monitoring site (artsgruppe - species group, vitenskapelig navn - scientific names, kode - species code, norsk navn - Norwegian name, frekvens - frequency, dekning - cover).

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	Frekvens				Dekning			
			1993	1998	2003	2008	1993	1998	2003	2008
Bladmosar										
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose			5	13			x	0,01
<i>Pleurozium schreberi</i>	Pleu sch	Furumose				3				x
Levermosar										
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Barb hat	Grynskjeeggmoser				3				
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse		13	38	43		x	x	x
Busklav										
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	97	95	90	88	4,85	7,26	8,17	7,18
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	6	8	25	55	x	x	x	x
<i>Evernia mesomorpha</i>	Eve meso	Gryntjafs	3	3	3	3	x	0,01	x	0,01
<i>Letharia vulpina</i>	Let vulp	Ulvelav	3	3			x			
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	3	10	10	13	0,02	x	x	x
<i>Usnea</i> sp.	Usneaz	Strylav	29	33	38	40	0,03	0,02	0,03	0,03
Bladlav										
<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav			8	5			x	x
<i>Hypogymnia austrodes</i>	Hyp aust	Seterlav	3	8	5	5	x	x	x	0,01
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	29,8	34,5	36,7	38,1
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	34	55	53	58	0,23	0,29	0,40	0,46
<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims aleu	Furustokklav	66	80	85	85	0,61	0,67	0,91	1,22
<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	63	65	68	60	2,61	2,18	1,24	1,09
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav		3	3	3		x	x	x
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	77	83	78	83	2,65	2,57	2,45	2,99
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	100	3,80	4,05	4,42	5,59
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	100	100	100	98	0,01	0,02	0,02	0,01
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	31	25	43	35	0,10	0,14	0,18	0,18
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Tuc chlo	Vanlig kruslav	31	58	48	43	0,05	0,10	0,08	0,08
<i>Vulpicida pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	37	23	40	45	x	x	x	0,01
Skorpelav										
<i>A Microlichen</i>	Ubest	Skorpelav, ubestemt	3	23	48	13	0,01	0,15	0,37	0,06
<i>Biatra chrysantha</i>	Bia chry				3				x	
<i>Buellia arborea</i>	Bue arbo		3		3	3	x		x	0,04
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav		3	3			x	x	
<i>Buellia triphragmioides</i>	Bue trip		3	5	3	3	x	x	x	x
<i>Caliciales</i>	Calicial	Knappenålslav				3				x
<i>Calicium trabinellum</i>	Cal trab	Gullringnål			3	3			x	x
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha chry	Gulgrynnål		8	13	10		x	x	0,01
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	Cha furf	Gullnål				3				x
<i>Cliostomum pallens</i>	Cli pall				3				x	
<i>Japewia subaurifera</i>	Jap suba		37	78	80	83	0,26	0,63	0,79	0,59
<i>Japewia tornensis</i>	Jap torn		3	10	20	23	x	0,01	0,04	0,06
<i>Lecania hyalina</i>	Lcn glob					3				x
<i>Lecanora cadubriae</i>	Lca cadu			18	18	3		0,01	0,01	x
<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav	97	95	95	93	1,13	1,16	0,98	1,13
<i>Lecanora fuscescens coll.</i>	Lca/fusc		60	60	43	45	0,56	0,35	0,16	0,11
<i>Lecanora hypopta</i>	Lca hypo			55	25	8		0,41	0,20	0,02
<i>Lecanora pulicaris</i>	Lca puli			3				x		
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	3	3			0,02	0,01		
<i>Lecanora symmicta coll.</i>	Lca/symm	Halmkantlav mm.	37	55	58	50	0,30	0,60	0,41	0,32
<i>Lecidea nylanderii</i>	Lci nyla			3	3	3		0,02	0,04	0,05
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		49	55	95	98	0,07	x	x	x
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	3	3	5	3	x	x	0,01	x
<i>Mycoblastus affinis</i>	Myc affi			3	3	3		x	x	x
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Myc alpi	Fjellblodlav		5	8	8		0,01	0,01	0,01
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca			5	13	13		x	0,04	0,01
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav	14	18	35	30	0,07	0,11	0,03	0,04
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>	Och albo		6	10	13	15	0,10	0,13	0,16	0,21
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	69	85	78	85	0,35	0,74	0,51	0,65
<i>Ochrolechia gowardii</i>	Och gowa			3				x		
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr			10	10	10		x	x	x
<i>Ochrolechia pallescens</i>	Och pall		11	30	20	10	0,07	0,09	0,05	0,06
<i>Pertusaria borealis</i>	Per bore				5	3			x	x

Tabellen fortsetter på neste side

Tabell 7.9 (forts.)

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	Frekvens				Dekning			
			1993	1998	2003	2008	1993	1998	2003	2008
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi			8	8	5		x	x	x
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz	Vortelav	31				0,02			
<i>Protoparmelia</i> sp.	Protopaz	Glanslav				5				0,02
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc		29	23	18	18	0,27	0,11	0,14	0,08
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro			38	43	43		0,46	0,35	0,65
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav		5	8	3		x	x	x
<i>Rinodina efflorescens</i>	Rin effl			3	3			x	x	
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>	Sco umbr				3				0,01	
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex			3	3	3		x	0,01	0,01
Sopp										
<i>Hystericum pulicare</i>	Hys puli			8	3	3		0,01	x	x
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikke- likenisert sopp		70	78	80		2,92	3,70	5,33
Naken bark	Bark	Bark	100	100	100	100	54,7	44,6	42,6	38,4

Både gryntjafs (1 tre) og seterlav (2 trær) er regnet som kontinuitetsindikatorer i fjellskog (Cederberg et al. 1993, From & Delin 1995). Gryntjafs står som nær truet (NT) på den norske rødlista (Kålås et al. 2006). Ulvelav er relativt vanlig på furu i området, som er regnet som kjerneområde for denne arten i Norge (Krog et al. 1994), og står som sårbar (VU) på rødlista. Arten er ikke gjenfunnet på bjørketrærne i feltene etter 1998.

De fleste artene er bare funnet på et fåtall trær, og 24 takson er registrert på færre enn 10 % av undersøkelsestrærne. I alt 12 takson er funnet på mer enn 60 % av trærne. Vanlig kvistlav, gul stokklav, grå stokklav, bjørkekantlav og *Lecidea pullata* er alle funnet på mer enn 90 % av trærne. Vanlig kvistlav (38,1 %), brunskjegg (7,2 %) og gul stokklav (5,6 %) er de artene med høyest dekning (**tabell 7.9**). Ikke-likenisert sopp dekker 5,3 %. Innsamlinger av pyrenokarpe, barkboende sopp fra området er alle artsbestemt til *Leptorhaphis epidermidis*, men det kan ikke utelukkes at andre arter også kan være representert.

Endringer i epifyttvegetasjonen fra 1993-2008

Det har vært en jevn økning ($p = 0,008$) i dekingen av epifyttiske lav på bjørkestammer i Gutulia fra 48,1 % i 1993 til 61,1 % i 2008 (**tabell 7.8**). En stor del av denne økningen skyldes en jevn økning i deking av bladlav over tid ($p = 0,006$; år som kontinuerlig variabel), fra 39,9 % i 1993 til 49,8 % i 2008 (**figur 7.6**). Det er ingen signifikant forskjell mellom år i deking av busklav ($p = 0,958$) eller skorpelav ($p = 0,473$). Barkboende sopp ble ikke registrert i 1993. Det er ingen forskjell i deking av sopp fra 1998, 2003 og 2008 ($p = 0,178$).

Det er store forskjeller i deking av lav mellom felt ($p < 0,001$), med høyest deking i felt 5 og lavest i felt 2 (**tabell 7.8**). Dekningen av busklav er høyest i felt 3 (**tabell 7.8**), og forskjellen mellom felt er høyst signifikant ($p < 0,001$). Også i deking av bladlav er det signifikante forskjeller mellom felt ($p < 0,001$), med høyest deking i felt 5. Dekningen av barkboende sopp er lavest i felt 5 og høyest i felt 4 og er signifikant forskjellig mellom feltene ($p < 0,001$). Det er også forskjeller mellom felt i deking av skorpelav ($p < 0,001$), med høyest deking i feltene 2, 4 og 5 (ca 5,5 %, se **tabell 7.8**).

Enkeltarter

Også i Gutulia varierer den innbyrdes fordelingen av enkeltarter langs høydegradienten (**figur 7.7**).

Vanlig kvistlav har økt deking over tid ($p = 0,004$, år som kontinuerlig variabel; **figur 7.8**). Det er en signifikant forskjell mellom felt ($p < 0,001$), med høyest deking i felt 5 og lavest i felt 2. Korrelasjonen med høydegradienten er 0,40.

Gjennomsnittlig deking av **snømållav** har gått ned fra 2,6 % i 1993 til 1,1 % i 2008. Det er likevel ingen signifikant effekt av år på deking av snømållav ($p = 0,498$), men en signifikant forskjell mellom felt ($p < 0,001$, se også **figur 7.8**). Snømållav er mest abundant i de øverste feltene, og

dekningen korrelerer med feltets plassering langs høydegradienten ($r = 0,44$ for alle år sett under ett).

For **bristlav** har det ikke vært noen signifikant endring i gjennomsnittlig dekning mellom de fire årene ($p = 0,847$), med gjennomsnittlig dekning i 1993 på 2,7 % og i 2008 på 3,0 %. Det er signifikant forskjell mellom felt ($p < 0,001$), med høyest dekning i det øverste feltet (felt 5; 5,0 %) og lavest i det nederste feltet (felt 1; 1,0 %, korrelasjon med høydegradienten er 0,43; **figur 7.8**).

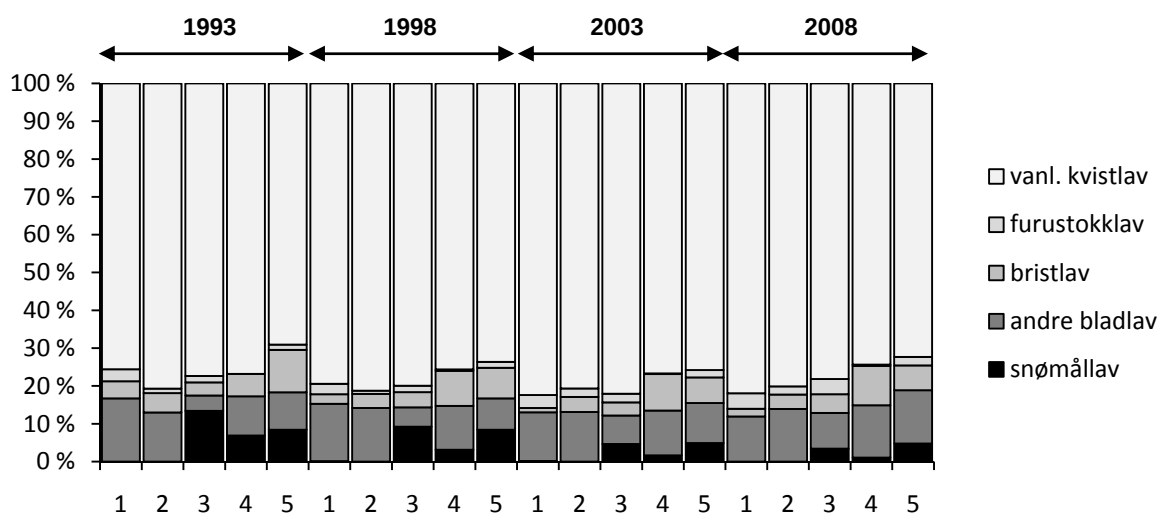
Dekningen av **gul stokklav** har økt over tid i fire felt, men avtatt i det nederste feltet (felt 1; figur 7.8). Det er en signifikant effekt av år ($p < 0,001$) og felt ($p < 0,001$), samt en signifikant interaksjon mellom år og felt ($p = 0,032$). Dekningen av gul stokklav korrelerer ikke med feltets plassering langs høydegradienten ($r = 0,052$ for alle år sett under ett).

Brunskjegg dominerer blant busklavene. Det har vært en økning fra 4,8 % dekning i 1993 til 7,2 % i 2008 (**tabell 7.8**), men det er ingen signifikant forskjell mellom år i dekning av brunskjegg ($p = 0,948$). Det er derimot signifikant forskjell mellom felt ($p < 0,001$), med høyest dekning i felt 3 (19,1 %) og lavest i de to nederste feltene (1 og 2; hhv. 0,2 % og 0,1 %; **figur 7.8**).

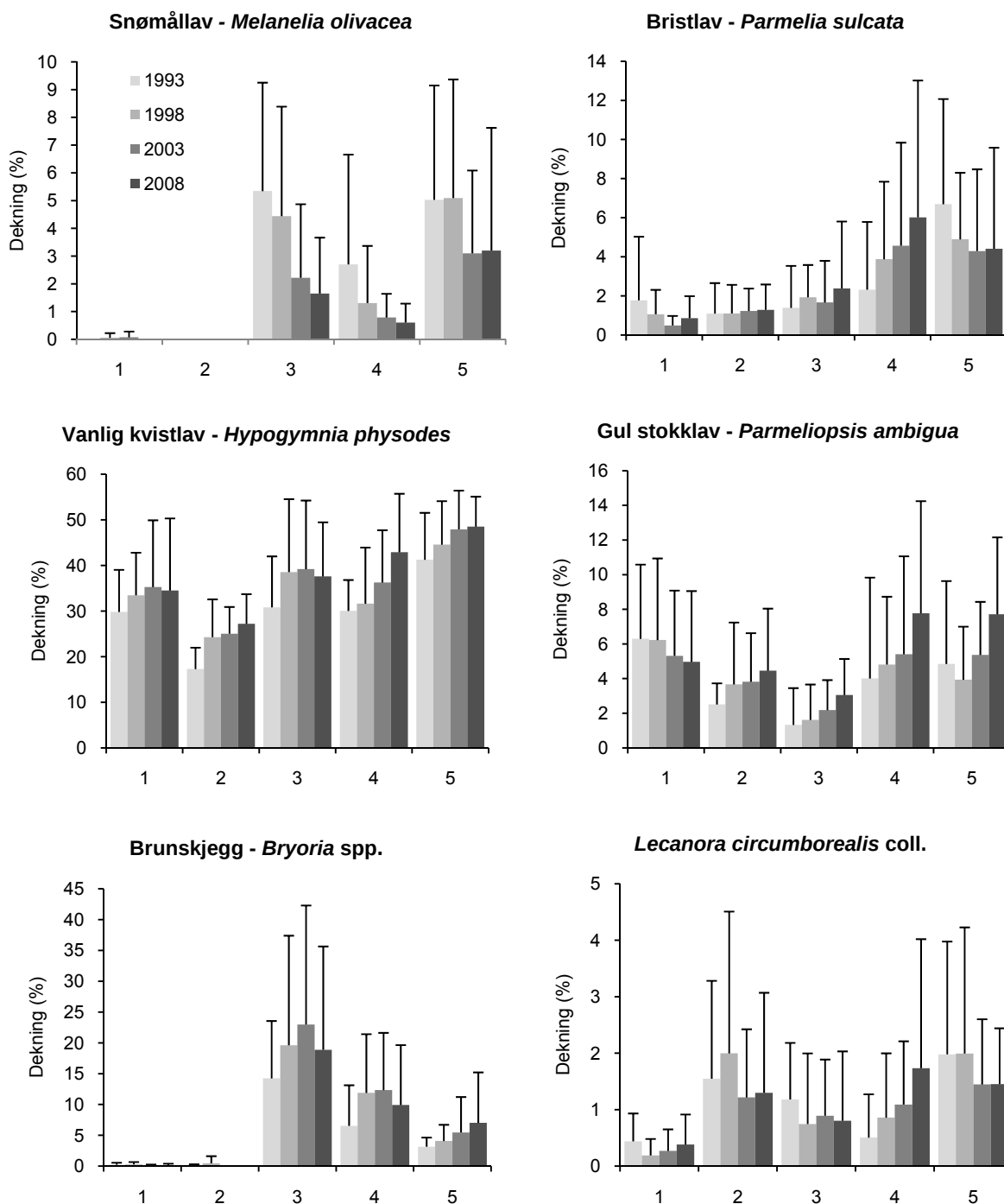
De fleste skorpelavene på bjørk i Gutulia har lav dekning, men **bjørkekantlav** er relativt vanlig med en dekning på rundt 1 %. Det er ingen signifikant forskjell mellom år i dekningsgrad ($p = 0,959$), men forskjell mellom felt ($p < 0,001$), med høyest dekningsgrad i felt 5 og lavest i felt 1 (**figur 7.8**).

Endringer i hengende lav

Opptelling av antall individer brunskjegg fra basis opp til øverste takseringslinje ga lavere tall i 2008 enn i foregående år (**tabell 7.10**). I 1993 ble det i gjennomsnitt registrert 68 individer per tre, i 1998 54, i 2003 44 individer og i 2008 28 individer per tre. Den gjennomsnittlige lengden hadde økt fra 1,5 cm i 1993 til 2,5 cm i 1998 til 2,9 cm i 2003 til 3,2 cm i 2008. Når lengden øker, fletter flere individer seg sammen og framstår som ett. Når forekomsten er høy, slik som i de tre øverste feltene i Gutulia, er det derfor naturlig at tallet på registrerte individ minker når populasjonen vokser.



Figur 7.7 Innbyrdes fordeling (%) av dominerende bladlavarter (snømållav, andre bladlav, bristlav, furustokklav og vanlig kvistlav) i fem prøvefelt i Gutulia 1993-2008. Prøvefeltene er plassert etter sin plassering langs høydegradienten. – Relative distribution (%) of foliose lichens (left to right: *Melanelia olivacea*, other species, *Parmelia sulcata*, *Imshaugia aleurites* and *Hypogymnia physodes*) in five study plots in Dividalen in 1993-2008. The plot sequence follows their position along the elevation gradient.



Figur 7.8 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av snømållav, bristlav, vanlig kvistlav, gul stokklav og skorpelaven *Lecanora circumborealis* coll. på bjørkestammer i fem overvåkingsfelt i Gutulia i 1993-2008. – Mean cover and standard deviation of six lichen species/genera on *Betula pubescens* trunks at five sites in the Gutulia monitoring site in 1993-2008.

Tallet på strylav har vært relativt stabilt (**tabell 7.10**), med gjennomsnittlig 0,3 individer per tre i 1993 og 0,4 individer per tre i 2008. Totalt ble det registrert 16 individer av strylav på de 40 undersøkelsestrærne i 2008, mot 19 i 2003. Gjennomsnittslengden hadde gått ned fra 2,1 cm i 2003 til 1,9 cm i 2008. I alt seks individer av rødlistearten gryntjafs ble funnet i felt 5 i 2008. Ulvelav, som ble registrert på ett tre i 1993 og 1998, ble ikke gjenfunnet.

Tabell 7.10 Hengende arter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingssområdet i Gutulia i 1993-2008. – *Pendent species found on trunks of Betula pubescens in 5 study plots in the Gutulia monitoring site in 1993-2008.*

		år/year	1	2	3	4	5	Totalt
Brunskjegg <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993	15,6	1,9	148,9	97,0	73,7	67,4
		1998	7,6	5,5	104,5	90,5	62,4	54,1
		2003	2,4	1,0	105,6	66,3	46,5	44,4
		2008	1,1	1,5	63,3	34,0	41,0	28,2
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993	1,5	1,2	1,6	1,6	1,1	1,5
		1998	1,4	1,7	3,1	2,7	1,4	2,5
		2003	1,4	1,5	3,4	3,0	1,7	2,9
		2008	2,3	1,2	3,6	3,6	2,5	3,2
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993	9	3	15	9	7	15
		1998	5	5	13	15	5	15
		2003	4	3	20	18	9	20
		2008	6	2	15	17	10	17
Strylav <i>Usnea</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993	0,4			0,6	0,6	0,3
		1998	0,3		0,8	0,4	1,0	0,5
		2003	0,3		1,1	0,4	0,6	0,5
		2008	0,1		0,8	0,3	0,9	0,4
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993	2,3			1,5	1,0	1,5
		1998	2,0		1,7	2,3	1,3	1,6
		2003	3,0		2,2	1,7	1,6	2,1
		2008	5,0		2,0	1,0	1,6	1,9
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993	4			3	1	4
		1998	3		3	4	2	4
		2003	5		4	2	3	5
		2008	5		4	1	3	5
Gryntjafs <i>Evernia meso-</i> <i>morpha</i>	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993					0,6	0,1
		1998					0,3	0,1
		2003					0,3	0,1
		2008					0,8	0,2
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993					1,3	1,3
		1998					2,0	2,0
		2003					2,0	2,0
		2008					1,5	1,5
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993					2	2
		1998					3	3
		2003					3	3
		2008					3	3
Ulvelav <i>Letharia vulpina</i>	Gjennomsnittlig antall pr tre/ mean no. per tree	1993					0,1	0,03
		1998					0,1	0,03
		2003						
		2008						
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ mean length per tree	1993					1,0	1,0
		1998					2,0	2,0
		2003						
		2008						
	Lengste lengde (cm)/ maximum length per tree	1993					1	1
		1998					2	2
		2003						
		2008						

Skadd lav

I 2008 var det registrert skader på 4 ulike arter lav (**tabell 7.11**). Andelen skadd vanlig kvistlav var like stor i 2008 som i 2003 ($p = 0,866$). Skadeomfanget er størst hos snømållav, der over 40 % av forekomsten er registrert med skade i alle år. Forskjellen i skade mellom år er ikke signifikant ($p = 0,516$), men det har vært en markert nedgang i skadeomfang i felt 4 og delvis også i felt 3, mens det har vært en økning i skadeomfang i felt 5 (**tabell 7.11**). Skadeomfanget på bristlav har blitt markert redusert over tid ($p < 0,001$), og også skadeomfanget på gul stokklav er signifikant forskjellig mellom år ($p < 0,001$), på sitt laveste i 2008.

Tabell 7.11 Gjennomsnittlig dekning (dekn.) og prosentvis andel skadd lav (skadd) for 7 lavarter på bjørkestammer i 5 prøvefelt i Gutulia overvåkingsområde 1993-2008. – Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 7 lichen species on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Gutulia monitoring site 1993-2008.

Art/species	år/yr	Prøvefelt/study plots											
		1		2		3		4		5		totalt	
		dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Vanlig kvistlav <i>Hypogymnia physodes</i>	1993	29,8	15,4	17,3	14,8	30,8	10,6	30,0	10,3	41,3	7,3	29,8	11,1
	1998	33,5	13,9	24,3	14,4	38,5	7,8	31,6	8,3	44,6	3,5	34,5	8,9
	2003	35,3	10,1	25,0	5,9	39,2	4,5	36,3	2,2	47,9	2,4	36,7	4,8
	2008	34,5	10,1	27,2	6,5	37,6	6,6	42,9	1,1	48,5	2,3	38,1	4,9
Kulekvistlav <i>Hypogymnia tubulosa</i>	1993	0,3	0	-	-	0,3	45,1	-	-	0,6	0	0,2	10,9
	1998	0,1	0	0,1	0	0,5	31,8	-	-	0,8	0	0,3	10,3
	2003	0,1	0	0,1	0	1,1	0	-	-	0,8	0	0,4	0
	2008	0,1	0	0,1	0	1,3	0	0,1	-	0,9	0	0,5	0
Furustokklav <i>Imshaugia aleurites</i>	1993	1,3	4,8	0,3	0	0,7	0	-	-	0,8	0	0,6	2,0
	1998	1,2	34,5	0,3	25,5	0,8	0	0,1	0	1,0	0	0,7	14,0
	2003	1,5	19,2	0,7	0	1,1	0	0,1	0	1,2	0	0,9	6,2
	2008	1,7	0	0,7	0	1,9	0	0,2	0	1,5	0	1,2	0
Snømållav <i>Melanelia olivacea</i>	1993	-	-	-	-	5,3	59,2	2,7	55,6	5,0	26,7	2,6	46,0
	1998	0,1	0	-	-	4,4	47,9	1,3	51,7	5,1	54,3	2,2	51,1
	2003	0,1	0	-	-	2,2	56,0	0,8	13,0	3,1	47,5	1,2	45,6
	2008	-	-	-	-	1,6	25,6	0,6	6,1	3,2	60,1	1,1	43,7
Bristlav <i>Parmelia sulcata</i>	1993	1,8	76,2	1,1	39,6	1,4	49,3	2,3	50,9	6,7	47,9	2,7	51,7
	1998	1,1	59,5	1,1	32,3	1,9	18,1	3,9	29,3	4,9	31,9	2,6	31,3
	2003	0,5	39,7	1,2	5,0	1,7	12,9	4,6	6,6	4,3	28,5	2,4	16,3
	2008	0,9	20,4	1,3	21,4	2,4	6,0	6,0	2,6	4,4	7,2	3,0	7,1
Gul stokklav <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1993	6,3	24,2	2,5	18,6	1,3	4,6	4,0	11,4	4,8	2,7	3,8	13,9
	1998	6,2	42,7	3,7	13,4	1,6	11,2	4,8	17,6	3,9	5,5	4,1	21,7
	2003	5,3	27,5	3,8	17,4	2,2	0	5,4	15,3	5,4	6,8	4,4	15,0
	2008	5,0	20,8	4,5	2,5	3,1	0	7,8	1,7	7,7	0	5,6	4,6
Vanlig papirlav <i>Platismatia glauca</i>	1993	-	-	0,1	0	-	-	-	-	0,4	45,1	0,1	39,9
	1998	0,1	0	0,2	0	0,2	0	-	-	0,2	0	0,1	0
	2003	0,1	66,7	0,1	0	0,3	0	0,04	0	0,3	0	0,2	8,5
	2008	-	-	0,1	0	0,1	0	-	-	0,7	0	0,2	0

Eksposisjon

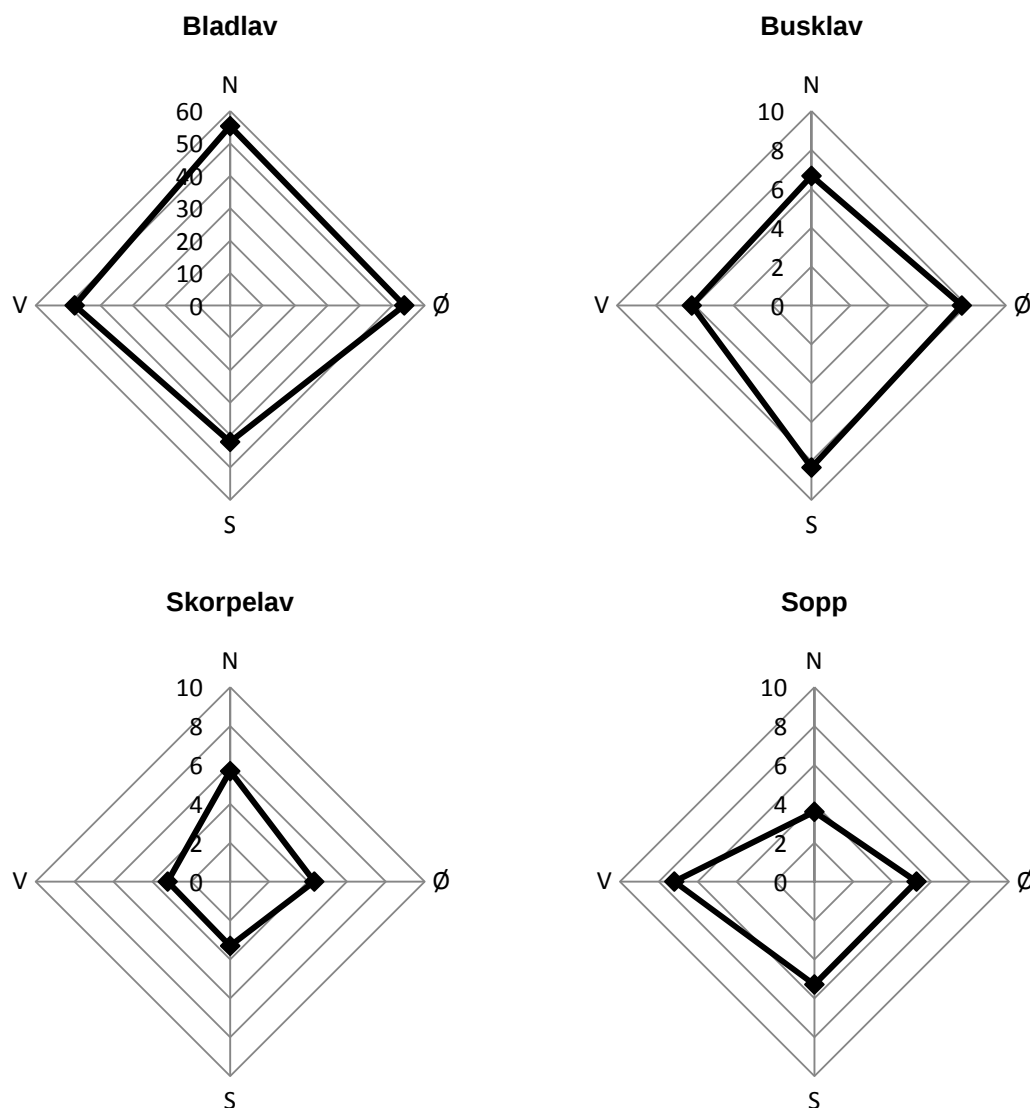
Registreringene fra 2008 viser at artsgruppene fordeler seg noe ulikt i forhold til stammeeksposisjon (**figur 7.9**). Bladlavene dominerer i Gutulia og, som i Dividal, viser disse en preferanse for nord- og østsiden av stammene, men det er mindre forskjeller mellom de ulike sidene av stammene i gjennomsnittlig dekning. Busklavene har høyest dekning på sørsiden av stammene, mens skorpelavene er relativt mer vanlig på nordsidene. Sopp er klart mest vanlig på vestsidene.

Kjemiske analyser

pH i bjørkenever i 2008 varierte fra 3,5 til 4,1, med 3,8 som median (**tabell 7.12**). Dette er høyere enn i 2003, men på samme nivå som i 1998. Det er signifikante forskjeller mellom år ($p < 0,001$; Kruskal Wallis test).

Tabell 7.12 pH i bjørkenever fra fem prøvefelt i Gutulia overvåkingsområde 1993-2008. – pH in bark from five study plots in Gutulia monitoring site 1993-2008.

år/year	Prøvefelt/study plots					
	1	2	3	4	5	median (min-max)
1993	3,6	3,2	3,4	3,4	3,4	3,4 (2,8-3,8)
1998	3,8	3,7	3,7	4,0	3,6	3,7 (3,6-4,1)
2003	3,5	3,2	3,6	3,4	3,3	3,4 (3,1-3,6)
2008	3,8	3,6	3,5	3,9	3,8	3,8 (3,5-4,1)



Figur 7.9 Gjennomsnittlig dekning av bladlav, busklav, skorpelav og sopp på alle bjørkestammer analysert i overvåkningsområdet Gutulia 2008, fordelt på stammeeksposisjoner. – Mean cover of foliose lichens (bladlav), fruticose lichens (busklav), crustose lichens (skorpelav), and fungi (sopp) on different aspects of birch trunks on all monitoring trees in Gutulia monitoring site 2008.

7.4 Diskusjon

Endringer i epifyttvegetasjonen i Dividalen

Det er registrert relativt små endringer i epifyttvegetasjonen i Dividalen i 15-årsperioden 1993 til 2008. I løpet av perioden har det skjedd en gradvis økning i lavdekningen, en trend som er tydelig også i flere av de andre TOV-områdene (se f.eks. Hagen et al. 2008). På fellestrærne ser vi en signifikant økning i dekningen av blad- og busklav, også den siste femårsperioden fra 2003-2008. Påvirkning fra forurensning har alltid vært lav i dette området, så endringer som følge av suksessjon og/eller endrete klimatiske forhold er sannsynligvis årsak til den observerte økningen i dekning på fellestrær. Andre studier har vist at mengden av både busk- og bladlav øker med alder på treet (f.eks. Ellis & Coppins 2006). Samtidig har nedbørsmengdene den siste femårsperioden ligget over normalverdiene (1961-90; Førland 1993), med spesielt fuktig sommer og høst 2004 (figur 2.2b), og også gjennomsnittstemperaturer har ligget over normalen den siste femårsperioden, noe som kan ha bidratt til gode vekstvilkår. Relativt høy utskiftning av analysestrær i Divida-

len kan delvis ha kompensert for aldersøkningen, ved at eldre, utgåtte trær har blitt erstattet av yngre. En indikasjon på dette er at stammeomkretsen ikke har endret seg over tid når alle trær er med, mens den har økt for fellestrær.

Prøvefeltene i Dividalen ligger langs en høydegradient med mer enn 300 m høydeforskjell mellom øverste (felt 5) og nederste (felt 1) felt. Høydegradienten speiler således også en klimatisk gradient. Det har i løpet av 15-årsperioden vært størst endringer i det nederste feltet, hvor det har blitt et større innslag av svakt varmekjære arter, som vanlig kvistlav, og en nedgang av snømållav. I de øvre feltene er snømållavdominansen like stor som tidligere, og det er ingen tegn på at de mer varmekjære artene er i ferd med å ekspandere i den øvre del av gradienten.

Det er registrert en betydelig reduksjon i andel skadd lav, spesielt av snømållav. Andelen skadd snømållav er høyest i det nederste feltet, men er der redusert fra ca 40 % i 2003 til 25 % i 2008. Skade på snømållav i områder der forurensning kan utelukkes, skyldes sannsynligvis snø. Snømållav tåler ikke snødekke, og det er nok årsaken til at dekningen er høyest og skadeomfanget minst i de høytliggende feltene. Ekstraordinære snøvintre kan ha gitt stort skadeomfang på snømållav tidligere, noe som tydeligvis har reversert i siste periode, uten at det har gått ut over den samlede dekningen av arten. Det er mulig at stort skadeomfang i det nedre feltet kan ha bidratt til tilbakegangen av arten her. Andelen skadd bristlav er også klart høyest i felt 1. Ingen skade er registrert på vanlig kvistlav i 2008, noe som tyder på at vilkårene er gunstige for arten og at populasjonen er i god helse.

Endringer i epifyttvegetasjonen i Gutulia

Som i Dividalen har det i Gutulia vært en økning i dekning av lav på bjørkestammer i løpet av overvåkningsperioden. Mye av økningen skyldes en økning i dekning av bladlav, og spesielt vanlig kvistlav har økt i løpet av overvåkningsperioden. I Nederland har det blitt registrert endringer i lavfloraen som blir tilskrevet effekten av temperaturøkning de siste 15-20 årene (van Herk et al. 2002, Aptroot & van Herk 2007), med en økning av varme- og næringskrevende arter. I Gutulia er framgangen av vanlig kvistlav og tilbakegangen av den subalpine karakterarten snømållav trekk som passer inn i det samme mønsteret. Temperaturen den siste femårsperioden har ligget over normalen for alle perioder bortsett fra våren 2006. Avviket fra normaltemperaturen har vært størst om vinteren (se **figur 2.2a**), med gjennomsnittlig temperatur i perioden desember-februar $> 4^{\circ}\text{C}$ høyere enn normaltemperaturen i tre av de siste fem årene.

Tilbakegangen av snømållav er markant. Skadeomfanget på snømållav har vært høyt foregående år, og har trolig vært et symptom på at arten er i tilbakegang. I felt 3 og 4 har skadeomfanget gått ned etter at dekningen har minket kraftig. I det øverste feltet er det fremdeles ganske mye snømållav, men 60 % av arten ble registrert som skadd i 2008, en betydelig økning siden 2003. Vinteren 2007 var spesielt nedbørrik. Snømållav tåler ikke å være snødekt over lang tid (Sonesson 1998), noe som kan ha bidratt til økt skadeomfang i det øverste feltet. Konkurransen mot andre bladlavarter som er tilpasset et mildere klima, som f.eks. vanlig kvistlav og gul stokklav, kan også ha påvirket utbredelsen av snømållav.

Endringer i kjemiske parametre

pH i bjørkenever ligger på ca 3,8 i begge områdene. I Dividalen er pH i 2008 høyere i alle felt enn i tidligere år, mens pH i bjørkenever i Gutulia er høyere i 2008 enn i 2003, men på samme nivå som i 1998. pH i bark kan bl.a. stige som følge av opphør av sur nedbør, påvirkning av marine komponenter i nedbør eller ved nedbrytningsprosesser når trær eldes. Gutulia antas å være midt påvirket av sur nedbør nå enn tidligere, men Dividalen har alltid vært lite påvirket av langtransportert forurensning. Den marine påvirkningen må også antas å være lav i disse kontinentale områdene. Den registrerte endringen i pH kan enten være tilfeldig, eller et uttrykk for at trærne i området generelt er eldre.

Vedlegg 7.1 Undersøkelsestrærne i Dividalen

Data for undersøkelsestrærne i Dividalen. Retning (g) og avstand (m) fra fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøyde (m) og analyseår. – Data for the investigated trees at the Dividalen monitoring area: Direction (g) and distance (m) from the site's central point, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår	Merknad
101	0	2,4	59	10,5	93 98 03 08	God helsetilstand, men sterkt flassende bark
102	0	7,8	50	10	93 98 03 08	Slank krone. Noen døde greiner høgt opp. Tre i klynge.
103	60	8,8			93 98	Veltet i 2003, erstatta
104	90	9,7	48	10,5	93 98 03 08	Tre i klynge. Rett og fint, normal krone
105	140	8,6	47	7,5	93 98 03 08	Tre m/knekk. Få døde greiner. Bra krone
106	280	9,7	48	10,5	93 98 03 08	Står skrått i terrenget. Smal krone - nederste greiner døde. Sprekk (lynnedslag/ brent) på overkant v/basis.
107	320	7,4	56	9	93 98 03 08	
108	283	9,4	41	9	98 03 08	
109	185	4,2	45	8	03 08	Tre i klynge m/mange småtrær. Vitalt.
201	0	9,9	65	11,5	93 98 03 08	
202	103	8	72	11,5	93 98 03 08	
203	220	10,4	45	10,5	93 98 03 08	
204	270	10,9	45	6,5	93 98 03 08	Tørr topp
205	350	3,6	63	10	93 98 03 08	
206	380	9,7	60	12	93 98 03 08	Treet flasser bark
207	394	10	71	11	93 98 03 08	Oppsprukken bark
208	140	13,4	43	9,5	98 03 08	
301	375	8,6	47	5,5	93 98 03 08	Sprekker og sår i barken, bark som ruller seg
302	75	10,8	60	7,5	93 98 03 08	
303	105	8,5	45	5,5	93 98 03 08	Har framleis tørr topp og lita krone
304	110	8,3	39	6,5	93 98 03 08	
305	127	10,7	54	7	93 98 03 08	Har framleis tørr topp og lita krone
306	130	10,5	50	7	93 98 03 08	Har borehol og sopp
307	280	10,5	50	7,5	93 98 03 08	Hallar sterkt, har rikule ved basis
308	380	17	40	8	98 03 08	
401	80	10	35	4	93 98 03 08	I dårleg forfatning
402	85	4,8	37	7	93 98 03 08	
403	90	3,4	40	7,5	93 98 03	Utan levande bladverk, analysert som gadd
404	100	1,6	61	9	93 98 03 08	
405	170	5,2	65	9	93 98 03 08	I dårleg forfatning
406	255	7,8	66	9,5	93 98 03 08	
407	300	4	42	9	93 98 03	Utan levande bladverk, analysert som gadd
408	120	7,1	39	9	98 03 08	Mye sprukken bark
409	310	9,8	58	10,5	08	Nedre kvister døde/dødende. Frisk i toppen
410	10	9,7	41	8,5	08	Noen døde greiner nederst. Smal, frisk krone
501	0	3,5	49	7,5	93 98 03 08	Meget tynt belauva
502	27	9,6			93 98 03	Rotvelt, ikke gjenanalysert
503	37	9,2			93 98	Veltet i 2003, erstatta
504	165	9			93 98 03	Stående gadd utan bladverk, ikke gjenanalysert
505	180	8,2			93 98 03	Stående gadd utan bladverk, ikke gjenanalysert
506	225	7,2			93 98 03	Høgstubbe, ikke gjenanalysert
						Veltet i 2003, erstatta. Analysert likevel i 2003, men ikke i 2008
507	235	5			93 98 03	
508	356	7,7	39	6,5	98 03 08	Lita krone - tørr i toppen
509	365	4,7	40	6,5	03 08	Tynt i toppen, smal krone
510	100	8,5	47	9	03 08	
511	104	8,8	51	8,5	08	Greina tre i samme klynge som tre 510. Rel. vitalt, frisk krone
512	245	8,8	44	8	08	Stort tre m. knekt sidegrein. Rel. frisk krone
513	320	10,9	50	7	08	Skjeivt tre, rel. bra krone
514	343	15,5	55	8,5	08	Noen døde greiner i toppen. Rel. smal krone

Vedlegg 7.2 Undersøkelsestrærne i Gutulia

Data for undersøkelsestrærne i Gutulia. Retning (g) og avstand (m) fra fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøyde (m) og analyseår. – Data for the investigated trees at the Gutulia monitoring area: Direction (g) and distance (m) from the site's central point, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår	Merknad
101	310	9,2	50	11,5	93 98 03 08	
102	155	5,6	44	13,5	93 98 03 08	
103	211	9,3	77	12,5	93 98 03 08	Neverflekt u. lj. 1, gammalt. Treet heller mot S/SV
104	150	8,3	44	12,5	93 98 03 08	Flasser ekstremt.
105	244	9,4	52	13,5	93 98 03 08	
106	300	3,2	40	12	93 98 03 08	
107	134	4,4	53	13	93 98 03 08	
108	100	3,4	40	9	98 03 08	
201	226	6,8	41	10,5	93 98 03 08	
202	302	5,7	58	15	93 98 03 08	
203	62	5,1	36	8	93 98 03 08	
204	294	9,3	46	13,5	93 98 03 08	
205	60	3,5	43	13	93 98 03 08	
206	266	7,2	41	14	93 98 03 08	
207	229	7,2	56	10	93 98 03 08	Bark oppsprukken. Mer mose over øverste linje
208	188	7,3			93 98	Knekt i basis og låg i 2003, dødt
209	92	7,8	43	9,5	03 08	
301	18	8,4	47	8	93 98 03 08	
302	43	9,7	37	6,5	93 98 03 08	
303	62	9,6	43	6,5	93 98 03 08	Flakkende bark på hele treet, sår på S-siden.
304	85	8,1	39	7	93 98 03 08	
305	136	4,6	53	8	93 98 03 08	
306	195	8,5	46	7,5	93 98 03 08	Treet flasser
307	315	3,5	41	6,5	93 98 03 08	Mista grein ved lj 4
308	262	7,2	38	6,5	98 03 08	
401	5	7,5	51	11,5	93 98 03 08	
402	20	8,9	64	10,5	93 98 03 08	
403	24	9,1	42	8	93 98 03 08	
404	94	4,9	46	10	93 98 03 08	
405	100	5,8	41	8	93 98 03 08	
406	302	9,4	53	11,5	93 98 03 08	
407	363	8,9	67	11,5	93 98 03 08	
408	150	7,7	44	8	98 03 08	
501	80	7,9	80	7,5	93 98 03 08	Brudd i topp
502	105	3,5	46	6,5	93 98 03 08	
503	135	3,4	63	7,5	93 98 03 08	Treet flaker veldig
504	192	8,4	44	8	93 98 03 08	
505	210	8,7	52	9	93 98 03 08	
506	245	6,8	48	7,5	93 98 03 08	
507	265	7,1	41	7,5	93 98 03 08	
508	75	7,8	40	7,5	98 03 08	

Gjennomsnittlig dekning pr tre.– Survey of epiphytic vegetation for the Dividalen monitoring site. Mean cover per tree.

Kode	101	102	104	105	106	107	108	109	201	202	203	204	205	206	207	208	301	302	303	304	305	306	307	308	401	402	404	405	406	408	509	510	511	512	513	514
------	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----

[illegible]

Vedlegg 7.4 Epifyttregistrering i Gutulia 2008

Gjennomsnittlig dekning pr tre.– Survey of epiphytic vegetation for the Gutulia monitoring site. Mean cover per tree.

	Kodenavn	G 101	G 102	G 103	G 104	G 105	G 106	G 107	G 108	G 201	G 202	G 203	G 204	G 205	G 206	G 207	G 209	G 301	G 302	G 303	G 304	G 305	G 306	G 307	G 308	G 401	G 402	G 403	G 404	G 405	G 406	G 407	G 408	G 501	G 502	G 503	G 504	G 505	G 506	G 507	G 508			
Bladmoser	Dicr fus																																											
	Dicranuz								x	x	x					0,4																												
	Pleu sch																																											
Levermoser	Barb hat																																											
	Ptil pul	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x	x																											
	Busklav																																											
	Bryoriaz	x	x		0,8	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x		6,4	12,7	15,7	48,6	39,3	x	8,7	19,6	0,4	23,4	9,3	0,4	1,0	8,4	24,6	11,8	7,2	5,1	0,7	1,8	7,6	6,0	26,2	1,6		
	Cladoniz	x		x	x			x	x	x	x	x	x	x				x	x																									
	Eve meso																																											
	Pse furl																																											
	Usneaz																																											
	Cet sepi	x																																										
	Hyp aust																																											
	Hyp phys	45,5	51,3	10,4	25,2	49,5	27,2	47,6	19,2	27,9	18,0	29,2	18,3	36,1	25,1	29,0	33,8	26,4	43,0	27,9	38,6	34,5	38,7	28,6	63,0	46,6	52,6	60,9	41,1	47,2	24,5	46,2	24,2	46,2	48,4	45,7	54,9	51,8	57,6	47,4	36,1			
	Hyp tubu	0,5																																										
	Ima aleu	0,4	1,9	6,9	2,1	0,4	1,0	1,2	x	2,1	0,4	0,6	1,0	x	1,5	0,4	x	1,4	1,9	x	1,9	9,8	0,4	x																				
	Mel oliv																																											
	Par ambi	6,3	1,4	4,1	2,7	2,7	13,9	6,6	2,0	7,1	5,8	0,6	8,3	2,1	9,4	1,5	0,9	1,3	2,1	1,5	3,4	0,7	4,1	7,1	4,1	8,3	10,1	4,1	3,5	1,5	22,3	5,8	6,4	10,2	7,0	10,4	2,6	12,4	3,8	2,2	13,0			
	Par hype	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	Par saxa																																											
	Par sulc	1,3	3,4	0,3	x	0,4	0,5		1,0	3,8		1,8			1,5	1,9	1,3			0,5	1,5	8,6		7,0	1,5	0,4	4,7	4,5	1,3	1,6	14,4	1,9	19,4	7,8	1,2	4,2	1,3	1,2	15,8	3,4	0,5			
	Pla glau																																											
	Tuc chlo																																											
	Vul pina																																											
Skorpelav	Bue arbo																																											
	Bue trip																																											
	Cal trab																																											
	Calcial																																											
	Cha chry																																											
	Cha furl																																											
	Jap suba	1,2	x	x	x	x	0,5	0,4	x	0,5	x	0,6	1,3	x	1,5	1,1	0,9	x																										
	Jap torn	x																																										
	Lca cadu																																											
	Lca circ	x	x	0,9		1,2	1,0	x	5,4	0,4	1,1	0,5			2,0	1,1	x	x	3,6	1,0	x	x	1,0	0,8	x	x	0,3	x	6,6	3,1	0,7	0,6	2,5		2,7	0,7	2,2	1,5	0,4	2,2	2,0			
	Lca hypo																																											
	Lca/fusc																																											
	Lca/symm																																											
	Lci nyla	2,1																																										
	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
	Lcn glob																																											
	Leprariz	x																																										
	Myc affi																																											
	Myc alpi																																											
	Myc fuca																																											
	Myc sang																																											
	Och albo																																											
	Och andr	x		0,9																																								
	Och micr																																											
	Och pall																																											
	Per bore																																											
	Per pupi																																											
	Protopaz																																											
	Pyc leuc																																											
	Pyc soro																																											
	Pyr cinn																																											
	Tra flex																																											
	Ubest																																											
Sopp	Hys puli																																											
	Perith	x	13,2	8,1		2,7	14,5	2,8	17,4	x	12,1																																	

8 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere inngår som et nøkkelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene, noe som kan gjøre det vanskelig å skille menneskeskapte endringer fra naturlige (se f.eks. Pitelka 1973, Ericson 1977, Christiansen 1983, Andersson & Jonasson 1986, Hörnfeldt et al. 1986, Hansson & Henttonen 1988, Lindström et al. 1994, Olofsson et al. 2004, Ims & Fuglei 2005). I et overvåkingsprogram der vi også har som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, er det derfor nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere.

Det er følgelig formulert tre mål for overvåking av smågnagere i TOV: (1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i et område, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2008 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene og en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV.

8.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn og et mer omfattende med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode. Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt og i hovedsak kun om høsten (jf Kålås et al. 1991a).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991a). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (både ved eksterne og interne parametere). For øvrig innsamles øyne til aldersbestemmelse (ved øyelinsens vekt). Denne metoden for aldersbestemmelse er ikke verifisert for alle aktuelle arter, og ev. aldersanslag er derfor usikre (rapporteres ikke her). For utvalgte individer tas leveren ut til bestemmelse av miljøgifter, etter prosedyre beskrevet av Kålås et al. (1992: kap. 7).

Dividalen: Smågnagerfangstene gjennomføres etter opplegget med 1500 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 5 fangsttransekter (hver med 20 stasjoner à 5 feller). Disse er plassert langs høydekotene i lia opp mot Little Jerta, oppover langs Hagembekken innenfor nasjonalparken, og dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei (se beskrivelse i Kålås et al. 1994: figur 9). Det er ikke gjennomført vårfangster etter 1997.

Børgefjell: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Fra og med 1991 foregår fangstene i Børgefjell i 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) som dekker de viktigste vegetasjonstypene i Viermadalen (granskog, bjørkeskog, myrkant, lavalpin hei), bl.a. knyttet til undersøkelsene av vegetasjonen (se beskrivelse av transektene i Kålås et al. 1992). Disse transektene er enten helt tilsvarende de som ble benyttet i 1990, eller de dekker i stor grad de samme områdene (se Kålås et al. 1991b: figur 3.1).

Åmotsdalen: Smågnagerfangstene gjennomføres fra og med 1993 etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode (basert på de 10 første stasjonene, hver med 5 feller, i 4 av transektene som ble lagt ut i 1991-92). Disse transektene ligger i bjørkeskog, mer eller mindre parallelt i åssiden opp mot Tverrfjellet ved Gottemsetra (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 1).

Gutulia: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 4 fangsttransekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert langs med høydekotene i lia opp mot Gutulivola. Transektene dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei (se beskrivelse i Kålås et al. 1994: figur 6).

Møsvatn: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert i Hjerdalen i tilknytning til vegetasjons- og jordsmonnsundersøkelsene ved Merakkhaugene. Alle transektene ligger i bjørkeskog, fra 1000 til 1070 m o.h. (se Kålås & Framstad 1993: figur 1). For å unngå konflikt med elgjakta ble fangstene lagt ca 1 uke tidligere enn vanlig (men tilsvarende som i 2007). Det ble både i 2007 og 2008 registrert kraftige angrep av bjørkemålere.

Solhomfjell: Smågnagerfangstene gjennomføres med 1500 felledøgn pr fangstperiode, basert på 100 fangststasjoner i gran- og furuskog i tilknytning til vegetasjonstransektene T1-T8 i barskog (transekter etablert av Rune Halvorsen, Univ. i Oslo; se beskrivelse i Kålås et al. 1991b: figur 3.2). Transektene har ulik lengde og noe variabel avstand mellom fangststasjonene (10-40 m). Ved omdisponering av eget personell ble det mulig å gjennomføre vårfangster i 2008.

Lund: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert mer eller mindre parallelt langssettes åssiden sørvest for Kjormovatna (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 2). To av disse passerer gjennom områdene som brukes til vegetasjonsanalysene. Tre av transektene ligger i bjørkeskog, mens den fjerde dels ligger i bjørkeskog og dels i lynghei. Det meste av transekt 4 og enkelte stasjoner i transekt 2 og 3 ble brent før fangstene i 2007, muligens som del av skjøtsel av området som beite.

Finse: Her gjennomføres smågnagerfangstene etter et annet opplegg enn i TOV (se Framstad et al. 1993). Fangstene foregår i juni/juli og august/september på to 1ha kvadratiske felt som ligger i lavalpin sone, henholdsvis sørvendt i middels rik vegetasjon og nordøstvendt i fattig vegetasjon. Det fanges på 100 faste fangststasjoner, med 200 feller i inntil 6 døgn (dvs 1200 felledøgn) pr felt. Deler av begge felt vil ofte være snødekt i første fangstperiode, noe som også var tilfelle våren 2008. I 2008 ble fangstene av praktiske grunner bare gjennomført over tre døgn (dvs inntil 600 felledøgn pr felt). På grunn av forskjeller i fangstopplegget vil ikke fangst pr felledøgn være direkte sammenliknbart med TOV-områdene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangsttinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2008 framgår av **tabell 8.1**. Fangsttinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller pga kraftig regnvær eller andre forstyrrelser.

8.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2008 ble det fanget fire rødmus (**tabell 8.1**). Dette representerer en fortsatt lavt nivå for gnagerbestandene i forhold til de generelt lave bestandsnivåene i foregående år (**figur 8.1**). En av rødmusene var en moden hunn, de øvrige var en umoden hunn og to umodne hanner (**tabell 8.2**).

Tabell 8.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangsttinnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2008. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt). – Trapping periods (dates of setting and removing traps), number of trapnights, and total number of catches by species of small mammals in the monitoring programme in 2008. Similar data are also given for the long-term small mammal trapping studies at Finse (combined for two trapping grids).

område-area periode-period	felledøgn trapnights	arter-species									
		AS	CG	CR	Crut	MA	MO	LL	Ubest.	Ssp	Sum
Lund											
01–03 okt	400										0
Solhomfjell											
19–23 mai	1500		3							4	7
01–05 okt	1500									2	2
Møsvatn											
11–13 sep	400		7							1	8
Gutulia											
10–12 sep	400										0
Åmotsdalen											
16–18 sep	400										0
Børgefjell											
26–28 mai	400									1	1
Dividalen											
08–11 sep	1500				4						4
Totalt TOV	6500	0	10		4	0	0	0	0	8	22
Finse											
01 –04 jul	1158					1		2			3
01 – 04 sep	1200					1	3	8		2	14
Artskoder-Species: AS - liten skogmus (<i>Apodemus sylvaticus</i>), CG - klatremus (<i>Clethrionomys glareolus</i>), CR - gråsidemus (<i>C. rufocanus</i>), Crut - rødmsmus (<i>C. rutilus</i>), MA - markmus (<i>Microtus agrestis</i>), MO - fjellrotte (<i>M. oeconomus</i>), LL - lemmen (<i>Lemmus lemmus</i>), ubest - ubestemt gnager og spissmus som var så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (<i>Sorex</i> spp., ubestemt art).											

Børgefjell: Det ble kun fanget én spissmus i Børgefjell høsten 2008 (tabell 8.1), noe som representerer en klar nedgang etter toppen i 2007 (figur 8.1).

Åmotsdalen: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i Åmotsdalen høsten 2008 (tabell 8.1), noe som representerer en klar nedgang etter den meget store toppen i 2007 (figur 8.1).

Gutulia: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i Gutulia høsten 2008 (tabell 8.1). Dette representerer et bunnivå, selv sammenliknet med det lave nivået i 2007 (figur 8.1).

Møsvatn: Sju klatremus og en spissmus ble fanget høsten 2008 (tabell 8.1). Dette representerer en smågnagerbestand på samme lave nivå som i 2007 (figur 8.1). Alle de tre klatremus-hunnene var reproduktivt aktive, mens kun en av de fire hannene var aktive (tabell 8.2).

Solhomfjell: Våren 2008 ble det fanget tre klatremus og fire spissmus. Om høsten ble det kun fanget to spissmus (tabell 8.1). Dette representerer et absolutt bunnivå etter bestandstoppen året før (figur 8.1). Alle klatremusene fanget om våren var reproduktivt aktive, og begge de to hunnene var gravide (kullstørrelse 10 og 6) (tabell 8.2).

Tabell 8.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene. – Distribution of the catches of small rodents by sex and sexual maturity from the monitoring sites.

Område-area art-species	periode period	hanner-males		hunner-females	
		umodne immatures	modne matures	umodne immatures	modne matures
Solhomfjell klatremus (CG)	mai 08	0	1	0	2
Møsvatn klatremus (CG)	sep 08	1	4	0	3
Dividalen rødmus	sep 08	2	0	1	1

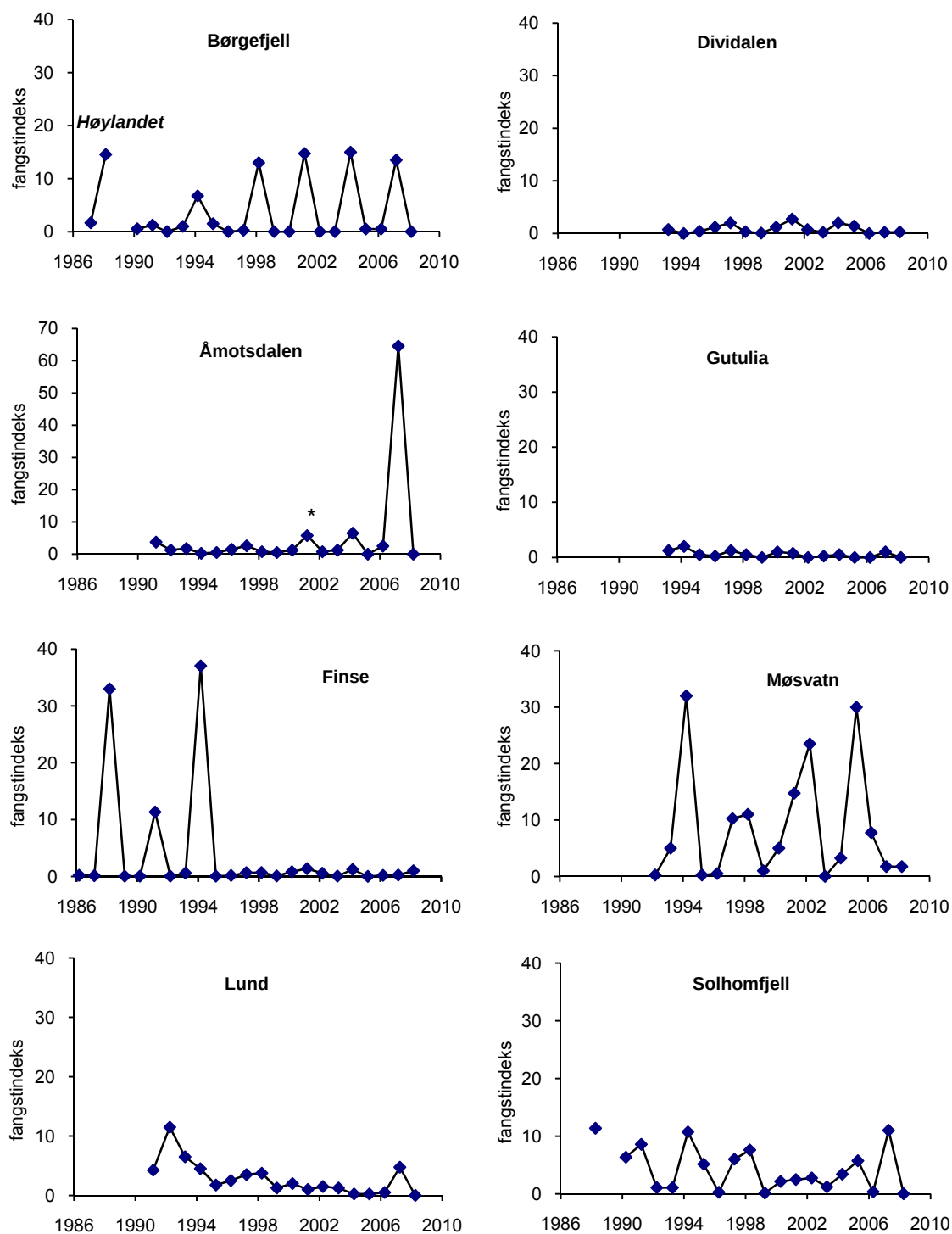
Lund: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i Lund høsten 2008 (**tabell 8.1**), noe som indikerer et bunnivå i bestanden etter den moderate toppen året før (**figur 8.1**).

Finse: Våren 2008 ble det fanget én markmus og to lemen i fangstfeltene, mens det om høsten ble fanget åtte lemen, tre fjellrotter, en markmus og to vanlig spissmus (**tabell 8.1**). I forhold til fangsttinningsrepresentasjonen representerer dette en svak oppgang fra en svært lav bestand for smågnagerne i de foregående årene (**figur 8.1**). Alle smågnagerne fanget om våren, var reproduktivt aktive hanner. Også de fleste av gnagerne fanget om høsten var reproduktivt aktive. Begge lemenhunnene var gravide (kullstørrelse 4 og 5), så vel som den ene fjellrottehunnen (kullstørrelse 5). Fem av seks lemenhanner, den ene markmushannen og en av de to fjellrottehannene var reproduktivt aktive.

8.3 Diskusjon

For flere av overvåkingsområdene i boreal og lavalpin sone kan vi observere typiske 3-4 års svingninger i bestandene av smågnagere (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Henttonen et al. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004; men se Kausrud et al. 2008 og Ims et al. 2008). Det siste store og vidt utbredte smågnageråret i Sør-Norge var i 1994, med særlig mye lemen i sentrale og vestlige fjelltrakter (jf bl.a. Framstad et al. 1997). Også i 1998, 2001/2002 og 2004/2005 var det smågnagerår i deler av Sør-Norge, men med variabelt bestandsnivå i ulike områder. I 2007 var det imidlertid Midt-Norge, fra Jotunheimen/Dovre til Børgefjell, som hadde utpregete bestandstopper av lemen og andre gnagere. I overvåkingsområdene er typiske bestandssvingninger særlig reflektert i fangstene fra Møsvatn (**figur 8.1**). Fangstene viser også nokså regelmessige bestandssvingninger i Børgefjell siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001, 2004 og 2007 (**figur 8.1, tabell 8.3**). I Åmotsdalen var det en ekstremt stor bestandstopp høsten 2007, mens tidligere topper har vært nokså små (**figur 8.1**). I 2008 var det gjennomgående lave bestandsnivåer for alle overvåkingsområdene. Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatnområdet, Åmotsdalen og Børgefjell ligger på henholdsvis 8,7, 5,3 og 3,6, med en varianskoeffisient (CV) >1, noe som tilsier en vekslende mellom tydelige bestandstopper og -bunner for disse områdene. I de andre nordboreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen og Gutulia har vi hatt lave smågnagerbestander uten utpregete bestandstopper (bedømt ut fra fangstene). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er <1, med en varianskoeffisient <1.

I en analyse av kvalitative og kvantitative observasjonsserier for lemen fra hele Fennoskandia viste Angerbjörn et al. (2001) at det var betydelig grad av sammenfall i toppår for lemen mellom de ulike områdene. Deres analyse viste at lemenbestandene i fjellene i Sør-Norge (opp til og med Jotunheimen) hadde toppår ett år før det meste av de øvrige områdene, der toppene oftest falt sammen i tid. Bestandstopperne for alle smågnagere fra TOV-områdene i nordboreal



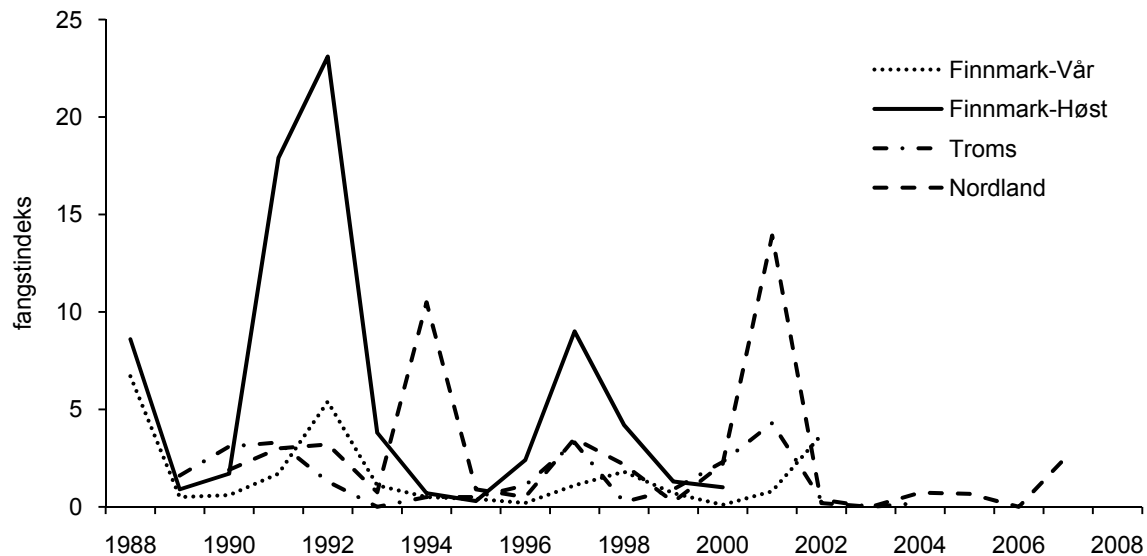
Figur 8.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå er angitt med *. – Fall trapping of small rodents per 100 trapnights in the monitoring sites, with comparable data from Høylandet 1987-88 (Framstad unpubl.). For Åmotsdalen in 2001 trapping was interrupted by flooding and the assumed population level is indicated by *.

Tabell 8.3 År med bestandstopper for lemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavaltpine TOV-områdene Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, samt på Finse (basert på både vår- og høstfangster; v=vårfangster). TOV-området i Gutulia har så lave bestander og så lite utpregete topper at dette ikke er tatt med her. Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift. – Years of population peaks for lemmings and other small rodents in the monitoring sites in the north boreal/low alpine zones, as well as Finse (based on both spring and fall catches; v=spring). The site at Gutulia has such low populations and general lack of peaks that it is excluded here. Clear peaks (>4 catches per 100 trapnights) are indicated by bold types, other peaks larger than preceeding and following years by normal types.

	lemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellrotte
Møsvatn	1994, 2002, 2005	1994, 1997/1998, 2001, 2005
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v
Åmotsdalen	2001, 2007	1991, 1997, 2001, 2004, 2007
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007	1994, 1998, 2001, 2004, 2007
Dividalen	1997, 2001	1996, 2001, 2004

og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell), såvel som for lemen (der vi har tilstrekkelig informasjon), viser et mer komplekst mønster (**tabell 8.3**). Møsvatn hadde sine to siste topper (2002, 2005) ett år etter tilsvarende topper i Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen. Bestandstopperne i Møsvatn i 1994 og 1998 falt imidlertid sammen med tilsvarende topper i Børgefjell, mens de små toppene i Åmotsdalen og Dividalen kom i 1993 og 1997 (i den grad disse kan kalles bestandstopper).

I forhold til Dividalen indikerer fangster av smågnagere i nærliggende Kirkesdalen (Strann et al. 2002) og i flere andre områder av Troms og Finnmark i 1998-2008 (K.B. Strann & N.G. Yoccoz pers. medd.) at det lokalt har vært høye bestander (15-20 fangster pr 100 felledøgn) i flere av disse årene, f.eks. med topper i Kirkesdalen med 3 års mellomrom fra 1985 og ved Rundhaug (30 km fra Dividalen) i 2001/02, 2005 og en mindre topp i 2007. Det er her også rapportert en viss gnagerbestand i 2008, men med reduksjon mot lavt nivå utover ettersommeren. I nærliggende områder i Sverige (Abisko, Vassejaure) var det bestandstopp i 2001 (Olofsson et al. 2004). Tidligere fangster fra sentrale deler av Finnmarksvidda tyder også på mer eller mindre regelmessige fluktuasjoner i bestandene av smågnagere (utenom lemen), med topper i 1978-79, 1983-84, 1987-88, 1992 og 1998, med bestandsutbrudd av lemen i 1978 og 1988 (Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002, mens deres fangster i Troms tyder på (heller lave) topper i 1991, 1997 og 2001 (**figur 8.2**). I store deler av Finnmark, men mer lokalt i Troms, var det betydelige bestandstopper i 2007 (N.G. Yoccoz pers. medd.). I lys av disse andre observasjonene er mangelen på tydelige bestandstopper fra TOV-området i Dividalen hittil i overvåkingsperioden overraskende. Det er tidligere postulert at gnagerbestander i Nord-Fennoskandia har lengre periode mellom toppene enn 3-4 år (Hanski et al. 1991; jf også Ims et al. 2008), men i lys av andre fangster i regionen (jf Kirkesdalen) virker ikke dette som noen rimelig forklaring. Angerbjörn et al. (2001) fant heller ingen signifikante mønstre i antall år mellom bestandstopper av lemen i forhold til breddegrad, men de viste at særlig lemen i nordlige områder av Fennoskandia hadde lengre perioder uten tydelige bestandstopper. En annen mulighet kan være at bestandsnivå og svingningsmønster kan avhenge av det lokale produksjonsgrunnlaget og mekanismene for populasjonsregulering som henger sammen med dette (jf Oksanen et al. 1981, Ekerholm et al. 2001). Fangster foretatt på en rekke lokaliteter i Troms og Finnmark av N.G. Yoccoz og R.A. Ims de siste årene, tyder også på stor lokal eller regional variasjon i bestandssvingningene (N.G. Yoccoz pers. medd.). Etter som disse fangstene blir nærmere analysert, kan det være grunnlag for å vurdere hvordan bestandsvariasjonen i TOV-området i Dividalen ev. passer inn i et større regionalt mønster.



Figur 8.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn. – Small rodent population fluctuations in the counties Finnmark, Troms and Nordland, based on a mean of trapping from several sites, executed by the Mountain Service of the State Forest Corporation. The trapping index (Fangstindeks) represents catches per 100 trapnights.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001, 2004 og 2007 (**figur 8.1, tabell 8.3**). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad upubl.). Et gjennomsnitt av Statskogs smågnagerfangster i ulike deler av Nordland tyder på bestandstopper i 1994, til dels i 1997, 2001 og med tendens til oppgang i 2007 (**figur 8.2**). Overvåking av populasjonsdynamikken til etasjemose i Granneset i sentrale Nordland (jf **figur 6.1**) viser at beiteskader av smågnagere på mosene var tydelige i 1995-1996 og betydelige i 2000-2001, samt med antydning til skader også i 2005-2006 (R Halvorsen, pers. medd.). Fangster av smågnagere i årene 1996-2007 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogn-dalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997, middels høye i 2001 og 2004, og den hittil største registrerte bestandstoppen i 2007 (T. Spidsø, pers. medd.). Bestandstoppen i Børgefjell og Ogn-dalen i 2007 henger sammen med den svært store regionale bestandstoppen over det meste av Midt-Norge i 2007 (jf også våre resultater for Åmotsdalen). Dersom bestandene av ulike gnagerarter i nordre del av Nord-Trøndelag kan antas å samvarierte, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med topper i 1988, 1994, 1998, 2001, 2004 og 2007 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-4 år siden 1994, mens perioden tidligere kan ha vært noe mer uregelmessig enn for typiske smågnagersvingninger. Tilsvarende uregelmessige eller utstrakte bestandssvingninger er imidlertid også observert andre steder i det nordlige Fennoskandia, spesielt de siste 20 årene (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001; se sammenfatning i Ims et al. 2008).

I Gutulia og dels i Åmotsdalen har fangstene vist ganske lave bestandsnivåer for smågnagere i det meste av perioden siden fangstene startet i henholdsvis 1993 og 1991 (**figur 8.1**). Fangstene i Åmotsdalen viste imidlertid tydelige bestandstopper i 2001 og 2004, samt en svært stor topp i 2007 som del av den regionale smågnagertoppen over mye av Midt-Norge. Fangster på Hjerkin i 2007 viste en betydelig bestandstopp av lemen og andre smågnagere, en bestandstopp som synes å ha bestått til et stykke ut på sommeren 2008 (J.A Kålås og J.O. Gjershaug pers.medd.). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det imidlertid ingen smågnager-topp i 2007 (J.O. Gjershaug, pers. medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det for-

holdsvis høye gnagerbestander i 1997-1998, 2003-2004, og igjen en topp i 2007 (V. Selås, pers. medd.). Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnager-topper i 1993 og 1996, mens studier av smågnagere i høyereliggende skogstrakter nær Hamar og ved Elverum påviste topper i 1994, 1997, 2004 og 2007 (Selås et al. in prep.). Smågnagerfangster i Lillehammer og Brandbu 1992-2001 tyder på topper i 1992, 1996-1998 og 2000 (Lillehammer) og i 2000-2001 (Brandbu) (Olsen & Grønlien 2002). I Varaldskogen nær Kongsvinger var det små til middels topper i høstbestandene av smågnagere (mest klatremus) i 1994 og 1999 og en stor topp i 2002, med en god del klatremus også i 2003 (P. Wegge & J. Rolstad, pers. medd.). TOV-området i Gutulia er lavproduktivt og har kanskje aldri store lokale bestander av gnagere. Både områdene i Åmotsdalen og Gutulia er dessuten beitet av sau og/eller rein, noe som er postulert å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre planteetere. Hypotesen om at beiteinduserte planteforsvarsstoffer kan begrense gnageres reproduksjon og overlevelse slik at bestandene ikke utvikler seg normalt, vil kunne forklare en ev. mangel på vanlige smågnagersvingninger (jf Seldal et al. (1994) for en utlegging av teorien om planteforsvarsstoffers virkning på gnagere). Vi har imidlertid ikke data til å relatere en slik hypotese til observasjonene av bestandssvingninger i overvåkingsområdene. Nyere undersøkelser av sauebeitings effekter på smågnagere tyder dessuten på at moderat beiting ikke har negativ effekt på gnagerne, men heller kan virke positivt (Steen et al. 2005). Det synes ellers ikke å være godt belegg for at beiteindusert planteforsvar er noen plausibel forklaring på bestandssvingningene hos smågnagere (jf Korpimäki et al. 2004, Ims & Fuglei 2005).

Fangstene fra Møsvatnområdet ser ut til å vise typiske bestandssvingninger med en periode på 3-4 år (Hansson & Henttonen 1988) (**figur 8.1**). Toppen i 1994 falt sammen med tilsvarende bestandstopp i langtidsseriene fra Finse (Framstad et al. 1997). I 1997 og 1998 holdt smågnagerbestandene i Møsvatnområdet seg på et middels høyt nivå, etterfulgt av nye store topper i 2002 og 2005. Her har de store toppene (1994, 2002, 2005) også hatt til dels store innslag av lemen. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende størrelse eller variasjon i bestandsnivå som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppene i 1998, 2001 og 2004/2005 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 8.1, tabell 8.3**). På Finse kan det se ut til at den forventete bestandsøkningen mot topper i hhv 1998, 2002 og 2005 har blitt avbrutt av kollaps i bestandene foregående vinter eller vår. I 2005 var det en tydelig oppgang for vårfangstene, men deretter kollapset bestanden i løpet av sommeren. Smågnagerbestandene i et barskogsområde i Kongsberg ca 500 m o.h. viser en god del variasjon både i periode og ikke minst i bestandsnivåer, med bl.a. middels store topper (>5 fangster pr 100 felledøgn) i 1994, 1997, 2000 og 2005 (Østbye et al. 2005), og igjen en betydelig topp i 2008 (E. Østbye, pers. medd.). Variasjoner i bestandsfluktuationene viser seg mao også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smågnagerbestandene. Slike endringer i bestandssvingningene er i de senere årene tolket som uttrykk for en prosess mot bortfall av typiske smågnager-topper, i hovedsak på grunn av klimaendringer (jf Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008).

I de lavereliggende og sørlige overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smågnagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuationer (**figur 8.1**). I Lund ser bestandene ut til å ha blitt liggende på et lavt nivå etter en middels stor bestand i 1992, før oppgangen til noe høyere nivå i 2007 og igjen kollaps til svært lavt nivå i 2008. Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, men vi vil ikke vente typiske smågnagersvingninger i dette området, bl.a. pga mildt vinterklima (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Hansson & Henttonen 1988, Ims et al. 2008). I Solhomfjell viser fangstene større grad av regelmessige svingninger, i det minste i perioden 1988-1997/1998 og mer uregelmessig fluktasjonsmønster etter dette. Både i Solhomfjell og i nærliggende Vegårshei ble det observert betydelige bestandstopper i 2005 og 2007 (V. Selås, pers. medd.). Mer uregelmessige bestandssvingninger, ev. med lavere maksimalt bestandsnivå, kan imidlertid forventes i dette området som følge av variasjoner i snødekket om vinteren (jf også Lindström & Hörnfeldt 1994). Selås (1997) har dessuten påpekt at det er betydelig samvariasjon mellom bestander av skogmus og tilgangen på eikenøtter, mens variasjon i bestandene av klatremus kan ha sammenheng med fruktproduksjonen hos

bl.a. blåbær (jf også Selås et al. 2002). Slike interaksjoner med viktige næringsplanter kan generelt være viktige for gnageres bestandsdynamikk, men kanskje særlig i områder der snødekket og effekter som henger sammen med dette, ikke er like regelmessige og sterke som i mer typiske boreale og alpine områder.

Ganske uregelmessige og mindre ekstreme bestandsnivåer i sørlige områder som Lund og Solhomfjell er som forventet i områder med uregelmessig vinterklima. Derimot er det uventet at smågnagere i flere av de øvrige overvåkingsområdene i nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, spesielt i Gutulia, Åmotsdalen (før 2007) og Dividalen, ikke viser mer utpregete bestandstopper. Spesielt Gutulia-området har lav produktivitet og vil kanskje ikke tillate oppbygging av høye bestander. Observasjoner av gnagerbestander fra enkelte nærliggende områder kan tyde på at lokale fangster slik som i TOV-områdene kanskje ikke gir et helt dekkende bilde av bestandssituasjonen regionalt (jf rapporter fra andre fangster i Troms og Finnmark), men vi er ikke kjent med at det er observert betydelige bestandstopper i andre områder rundt Gutulia eller Åmotsdalen i overvåkingsperioden (unntatt i 2007). Erfaringer fra langtidsstudiene av smågnagere på Finse (jf Framstad et al. 1997) tilsier dessuten behov for lange tidsserier før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme variasjonen i smågnagernes bestandsfluktuasjoner. Over tid vil vi forvente at smågnagerfangstene i TOV-områdene vil synliggjøre variasjonsmønsteret for smågnagerbestandene i regionen rundt overvåkingsområdene. I Sverige og Finland har flere forskere pekt på en betydelig endring i fluktasjonsmønsteret for smågnagere i boreal skog siden 1970-tallet (jf Hörnfeldt 2004, oppsummert av Ims et al. 2008), med mindre utpregete bestandstopper, mer uregelmessige svingninger og generelt lavere bestandsnivå. Det er foreløpig vanskelig å bedømme om fangstene fra TOV-områdene viser at vi har å gjøre med et tilsvarende fenomen i disse områdene.

9 Rovfugler

John Atle Kålås & Jan Ove Gjershaug

Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, og rovfugler er gode indikatorer for slike miljøgifter. Rovfuglene er i tillegg følsomme for miljøgifter (bl.a. DDE, dieldrin, kvikksølv) (Ratcliffe 1967, Fimreite 1971, Newton 1988), og det er en gruppe dyr der en forventer tidlig å kunne se effekter av nye gifttrusler (Nygård 1990, Nygård et al. 1993, 1994, 2001). Kongeørn synes for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nord-boreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila chrysaetos* og jaktfalk *Falco rusticolus*. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001, 2006). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensninger. Både kongeørn og jaktfalk er oppført som nær truet (NT) på 'Norsk Rødliste 2006' (Kålås et al. 2006).

9.1 Metoder

I 2008 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Det er ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen.

For hvert område inngår det minimum 10 territorier for hver art, og disse ligger innen et areal med maksimum 50 km avstand fra sentrum av overvåkingsområdet. Det gis i denne rapporten ingen nærmere kartfesting av lokalitetene siden dette gjelder fredete, sårbare arter som har vist seg å være utsatte for faunakriminalitet (blant annet innsamling av egg og unger for salg). Det pågår imidlertid registrering av TOV reirlokalteter for kongeørn i Rovbase 3.0.

Både kongeørn og jaktfalk har en dynamisk arealtilknytning med kontinuerlige forandringer i territoriegrenser og skifte av reirplasser. Omfang av endringer vil imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om territoriegrenser og reirplasser vil imidlertid være en kontinuerlig prosess for begge disse artene. Dette kan medføre at ny informasjon gjør at vi må endre tidligere antagelser om territorieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to territorier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle territoriene basert på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august til 15. september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2004). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten.

Se for øvrig forord med informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

9.2 Resultater

Børgefjell

I 2008 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved alle de 13 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 10 av territoriene og 9 av disse produserte til sammen 10 unger. For 2 av de 3 kongeørnreirene med 2 unger døde den ene ungen i løpet av ungeperioden. I 2008 ble det observert jaktfalk i 5 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 4 av disse territoriene og de produserte til sammen 7 unger.

Åmotsdalen

I 2008 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller påbygging/pynting av reir) ved alle de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 8 av territoriene. Det ble imidlertid bare produsert unger fra 3 av disse territoriene, men til gjengjeld produserte de 2 unger hver. Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnunger i 8-årsperioden 1995-2002. I perioden 2003-2006 ble det imidlertid målt relativt god produksjon for kongeørn i dette TOV-området. I 2008 ble det observert jaktfalk ved 6 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 5 av disse. For ett av reirene ble hekking avbrutt i rugeperioden og ett ble avbrutt i ungeperioden. Fra de 3 øvrige ble det produsert til sammen 9 unger.

Gutulia

I 2008 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller påbygging/pynting av reir) ved 11 av de 12 kongeørnterritorier som fra 2007 er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i 6 av disse territoriene. For ett av dem ble hekking avbrutt i rugeperioden, mens de øvrige 5 produserte til sammen 6 unger. For ett av disse territoriene ble det klekt fram 2 unger, men den ene av ungene døde ved ca 6 ukers alder.

Møsvatn

I 2008 ble det registrert aktivitet (observert voksne fugler og/eller påbygging/pynting av reir) av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var egglegging i 5 av disse territoriene, og de produserte 1 unge hver. For jaktfalk ble det i 2008 observert voksne fugler i 10 av de 12 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 5 av territoriene, og 4 av dem produserte til sammen 10 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2008 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som fra 2007 er inkludert i dette området. Det var egglegging/ruging i 5 av territoriene, og disse produserte til sammen 7 unger.

Solhomfjell

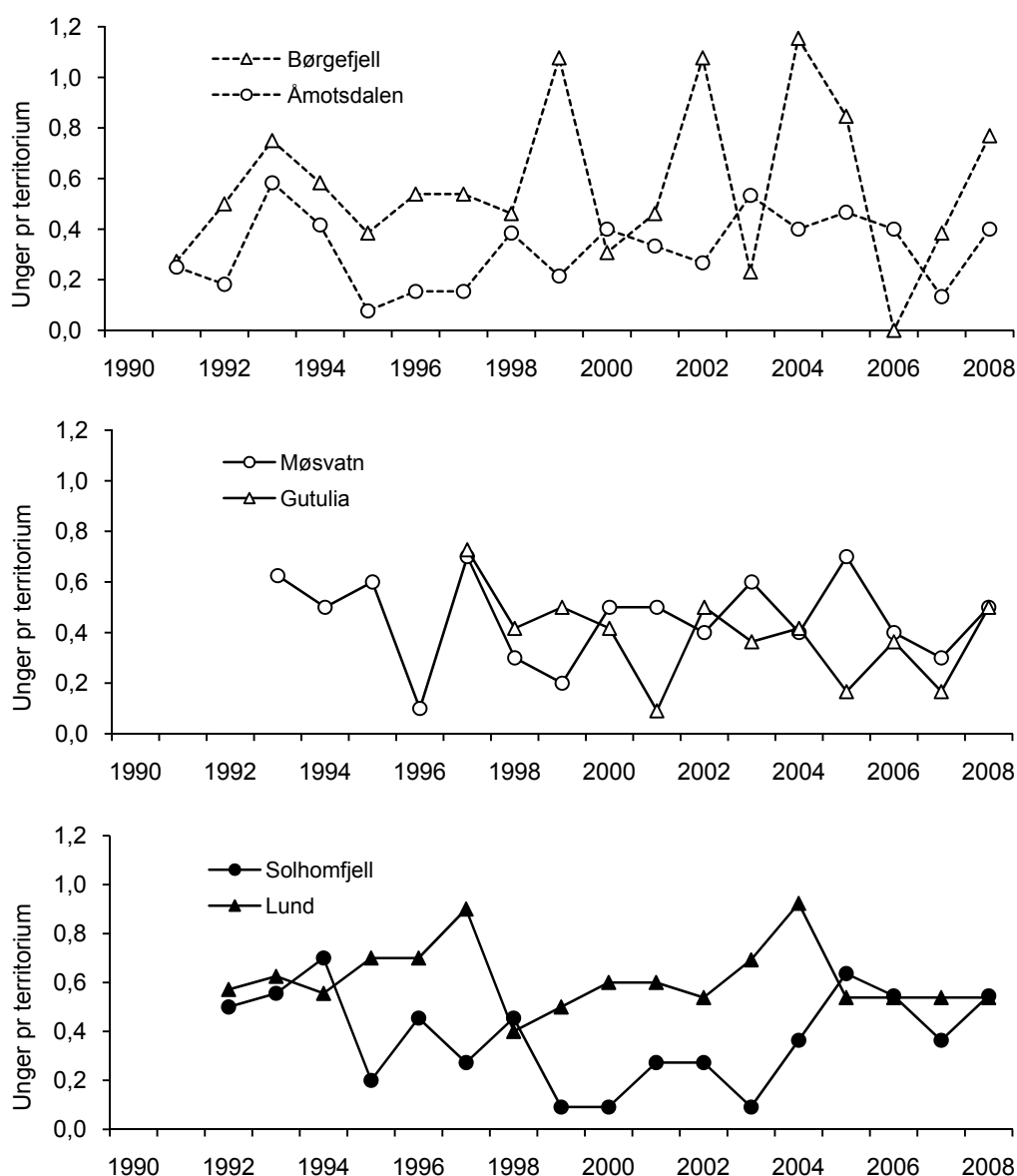
I 2008 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 9 av de 11 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var egglegging i 5 av territoriene, og disse produserte til sammen 6 unger. Vi har nå hatt en 5-års periode (2004-2008) med relativt god ungeproduksjon i dette området (gjennomsnitt 0,49 unger pr. territorium) sammenlignet med den foregående 5-årsperioden (1999 - 2003) da årlig gjennomsnittlig ungeproduksjon var meget lav (0,16 unger pr. territorium).

9.3 Diskusjon

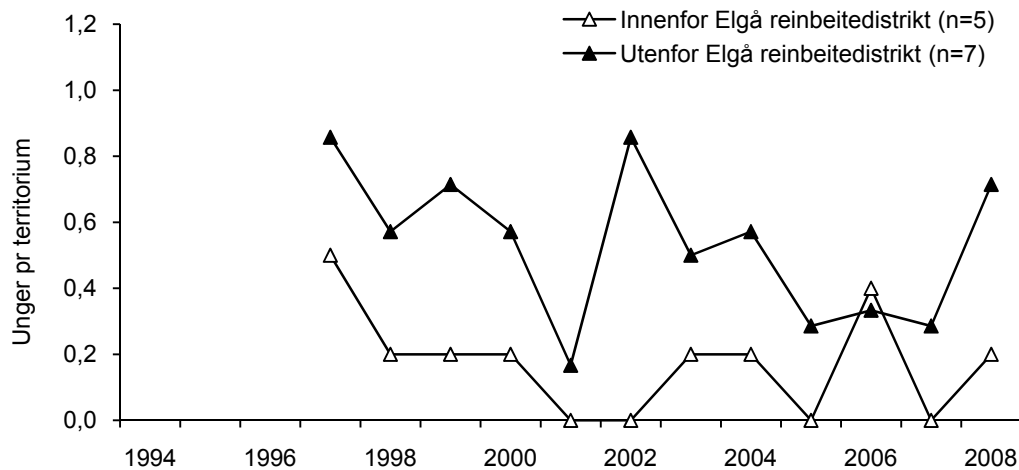
For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene (Sol-

homfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike forskjeller.

Sett i forhold til perioden 1993-2007, var det i 2008 middels til høy produksjon for kongeørn i alle de 6 områdene med slik overvåking. Tidsserien for kongeørn (1993-08) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,62 unger pr. territorium $\pm$ 0,14 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,60 $\pm$ 0,33 SD), Møsvatn (0,46 $\pm$ 0,17 SD), Gutulia (1997-2008, 0,39 $\pm$ 0,18 SD), Solhomfjell (0,37 $\pm$ 0,20 SD) og Åmotsdalområdet (0,33 $\pm$ 0,15 SD) (**figur 9.1**). I 2008 hadde relativt sett Børgefjell (0,77 unger pr. territorium) best produksjon, etterfulgt av Solhomfjell (0,55 unger pr. territorium), Gutulia (0,50 unger pr. territorium), Åmotsdalområdet (0,40 unger pr. territorium), Møsvatn (0,50 unger pr. territorium) og Lund (0,54 unger pr. territorium).



Figur 9.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2008. – Chick production for golden eagle in the monitoring areas. Filled symbols are used for the areas most heavily influenced by long-range atmospheric transported pollution.



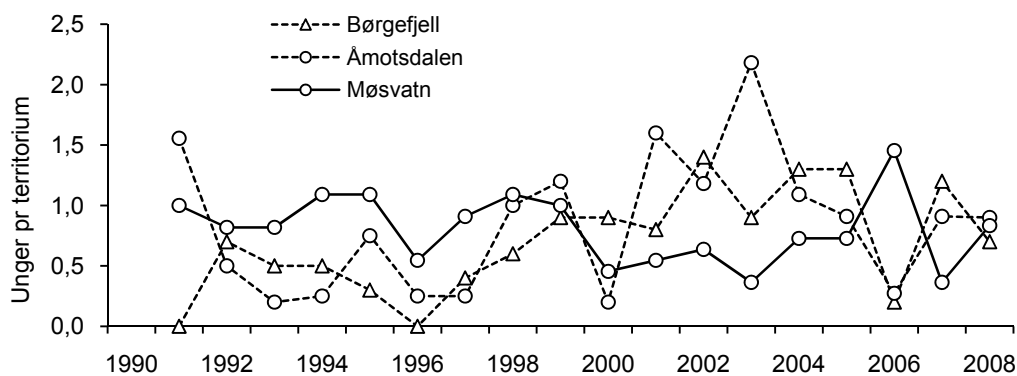
Figur 9.2 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-området som er sentrert omkring Gutulia nasjonalpark, og fordelt på territoriene som ligger henholdsvis utenfor og innenfor Elgå reinbeitedistrikt sine areal. – Chick production for golden eagle in the Gutulia monitoring area, separated in areas inside and outside the Elgå reindeer husbandry area. Filled symbols show nest placed outside the reindeer husbandry area and open symbols represent nests inside the husbandry area.

For våre tidsserier ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det var imidlertid lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i 5 årsperioden 1999–2003 (**figur 9.1**). En ekstra feltinnsats i dette området i 2004–2008 viser imidlertid at det har vært relativt god produksjon her i den siste 5-årsperioden.

Det var relativt dårlig produksjon i Gutulia i perioden 2005–2007, men noe bedre produksjon i 2008. Mulige konflikter mellom reindrif og kongeørn er et generelt tema i Norge (Systad et al. 2007) og har også vært et tema for dette området (jf sak om vedlikehold av kongeørnreir i området, DN Sak 08/2643). Tidsserien for Gutulia viser lavere produksjon for territoriene som ligger innenfor Elgå reinbeitedistrikt enn for de som ligger utenfor, gjennomsnitt for perioden 1997–2008 henholdsvis $0,18 \pm 0,16$ SD og $0,54$ unger pr. territorium $\pm 0,23$ SD (Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 11,3$, $p < 0,001$) (**figur 9.2**). Vi har her foreløpig ikke tilfredsstillende data til å vurdere nærmere årsaker til dette.

For jaktfalk var det i 2008 omkring middels produksjonen av unger i alle de tre områdene med slik overvåking (Børgefjell 0,70, Åmotsdalsområdet 0,90, og Møsvatn 0,82 unger pr. territorium) (**figur 9.3**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991–2008. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,98 unger pr. territorium, $\pm 0,67$ SD). Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene i perioden 1991–2008 viser relativt lik produksjon, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalsområdet etterfulgt av Møsvatn (gjennomsnitt $0,82 \pm 0,34$ SD) og Børgefjell ($0,70 \pm 0,43$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet.

Lirype er vanligvis ett viktig byttedyr for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomstene av lirype er også en klar indikasjon på gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Dette venters vi særlig skal være tilfelle for de nordligste områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalsområdet og Møsvatn). For Børgefjell der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985 ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2008). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte her, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.



Figur 9.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2008. – Chick production for gyrfalcon in the monitoring areas.

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2008, gir forventninger om begrenset ungeproduksjon i 2009 for både kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.

10 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på liryne *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og det felles årlig nær 500 000 lirype i Norge.

En annen viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003).

10.1 Metoder

Overvåking av lirype innebærer kvantifisering av bestandsstørrelse samt hekkeresultat (reproduksjon). Det finnes en rekke forskjellige metoder for bestandstaksering av lirype (Myrberget et al. 1976). I overvåkingssammenheng er det mest praktisk å takserer høstbestanden. Det er her valgt å foreta linjetakseringer med bruk av stående fuglehund. Tidligere undersøkelser har vist at denne metoden gir et brukbart estimat av bestanden (Moksnes 1971, Aabakken & Myrberget 1975, Myrberget et al. 1976, Pedersen et al. 1999). Samtidig med at områdene bestands-takseres, får en også informasjon om kyllingproduksjon.

Standard metode ved disse takseringene er at en person med stående fuglehund går langs faste linjer og registrerer art, antall, kjønn og alder (kyllinger eller voksne) av alle observerte hønsefugl. Takseringene utføres i perioden 1. august - 5. september. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås et al. (1991a).

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km²): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80 % av fuglene oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke 'Distance-metoden' (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt å ikke gjøre det på grunn av at denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadmessige forhold for gjennomføring av takseringer er det et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som like greit å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

Vi beregner produksjon for et område som antall observerte kyllinger pr. 2 voksne fugler. Her inkluderer vi alle liryper som er observert under takseringene. For å få noenlunde pålitelige estimater for produksjon bør vi ha > 10 observasjonssituasjoner av lirype, og vi lager ikke produksjonsestimater dersom antall observasjonssituasjoner er < 5. Ved lave tettheter av lirype vil antall observasjoner ofte være lavt, og produksjonsestimatene blir da meget usikre.

Målet med rypetakseringene er i første rekke å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jakttalk samt for vurderinger av bestandsendringer for småfugl. Takseringsfeltene er lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype og ikke for å representere liryppetetthetene i et område. Våre data er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takserings-feltene, men ikke

for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil egnetheten for lirype på de arealene som takseres variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de forskjellige TOV-områdene.

Dividalen

Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III). Linjene i Høgskaret som tidligere har blitt taksert i regi av Statskog, ble ikke taksert i 2008 (linje IV og V), da Statskog har revidert sitt nettverk for rypetakseringer i Troms. Det ble i 2008 taksert totalt 18,0 km med en stripebredde på 100 m (1,80 km²). Linje I ble taksert 15. august, linje II 16. august og linje III 17. august. Takseringsforholdene var relativt gode. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger og Fiskeforening og ledet av J. Brattbakk. Det bør for 2009 vurderes om linjene i Høgskaret kan erstattes av andre linjer som fra 2008 ble inkludert i Statskog sitt reviderte takseringsnettverk for lirype.

Børgefjell

Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km²). Linje I ble taksert 28. august, linje II 27. august og linje III 26. august. Det var greie forhold ved takseringene. Takseringen ble utført i regi av Statskog Fjelltjenesten og feltarbeid ble utført av P. Lorentzen og L. Loretzen.

Statskog Nordland samler inn vingeprøver fra felte ryper fra nordlige deler av Børgefjell nasjonalpark samt områdene som ligger like nord og vest for nasjonalparken (Susenfjell/ Tiplingdal/Storelvdal/Fiplingdalen/Simskaret). Denne innsamlingen gir opplysninger om produksjon av unger for lirype og fjellryper og benyttes som tilleggsinformasjon til linjetakseringene i Viermadalområdet.

Åmotsdalen

Det ble brukt standard takseringsopplegg med 2 linjer i Åmotsdalen, 1 linje i Dindalen og 1 linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km²). Linje I ble taksert 13. august, linje II 12. august, linje III 16. august og linje IV 9. august. Takseringene ble utført av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert som gode.

Gutulia

Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,0 km med en stripebredde på 100 m (3,30 km²). Linje I ble taksert 6. august, linje II 5. august og linje III 7. august av S.L. Svartaas med assistanse av B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være ganske gode.

Møsvatn

Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten er også i 2008 benyttet for takseringer av liryper ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 30,0 km med en stripebredde på 100 m (3,00 km²). Linje I ble taksert 3. august, linje II 2. august og linje III 1. august av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2008 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,00 km²). Linje I ble taksert 22. august, linje II 23. august og linje III 9. august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop. Takseringsforholdene ble vurdert som relativt gode.

Solhomfjell

På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsefugl. Fra 2001/02 jaktseasonen inkluderer denne statistikken også informasjon fra en gruppe Statsskog-jegere som tidligere ikke har vært inklu-

dert i Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15 % av totalmateriale. Noe omlegging på rutiner for jaktkortsalg fra og med jaktseasonen 2006/07 (start jaktkortsalg som tidligere fra 10. september, men oppstart av salg av sesongkort starter ikke før 1. oktober) kan ha medført noe reduksjon i jaktintensitet i området fra jaktseasonen 2006/07. Omlegging av organisering av salg av jaktkort fra jaktseasonen 2007/08 har medført at færre jegere enn tidligere rapporterer jaktutbytte.

10.2 Resultater

Dividalen

I 2008 ble det for de 3 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på totalt 18 ryp-er/km². For perioden 1991-2006 er median for summert tetthet for Havgavuobmi og Høgskaret ca 65 % av tetthet for Havgavuobmi alene (både for ungfugler og voksne fugler). Om en inkluderer slike forhold for å kunne sammenligne 2008 med tidligere år, får vi en beregnet tetthet for Dividalen 2008 på 12 ryp-er/km². Dette gir en klar reduksjon i tetthet av lirype i Dividalen i 2008 sett i forhold til året før (**figur 10.1**), og er laveste tetthet målt for Havgavuobmi i perioden 1991-2008. Beregnet kyllingproduksjon var også svært lav i 2008 (1,0 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 10.1**).

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte svært lav tetthet av lirype i dette området høsten 2008 (9 ryp-er/km²). Dette er blant det laveste registrert i hele perioden 1990-2008. Beregnet kyllingproduksjon for 2008 var også svært lav (1,1 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 10.1**).

Statskog Nordland sin innsamling av vingep-øver fra rype viste også svært lav produksjon i 2008. For lirype viste disse en produksjon på 0,9 kyllinger pr. 2 voksne fugler, mens det for fjellrype var en produksjon på 1,1 kyllinger pr. 2 voksne fugler. For fjellrype er dette estimatet meget usikkert pga få innkomne vinger for denne arten. For jaktseasonen 2008/09 ble det samlet inn henholdsvis 120 lirype og 23 fjellrype.

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 20 liryper/km². Dette er en klar nedgang fra 2007 og ligger også noe under median-verdi for siste 10-års periode (**figur 10.1**). Andel ungfugler var også lav med 2,1 kyllinger pr. to voksne liryper, noe som indikerer relativt dårlig ungeproduksjon i dette området i 2008.

Gutulia

I 2008 observerte vi i Gutulia bare 2 liryper innenfor det 100 m brede belte langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet (0,8 ryp-er/km²). Utenfor dette beltet ble det observert til sammen 7 voksne liryper og 8 kyllinger. Dette indikerer at bestanden av lirype var svært lav og at det var relativt dårlig produksjon av kyllinger i dette området også i 2008 (**tabell 10.1**). Det ble under takseringen også observert ett orrfuglkull med 3 kyllinger, 1 orrhane og 2 stor-fugl.

Møsvatn

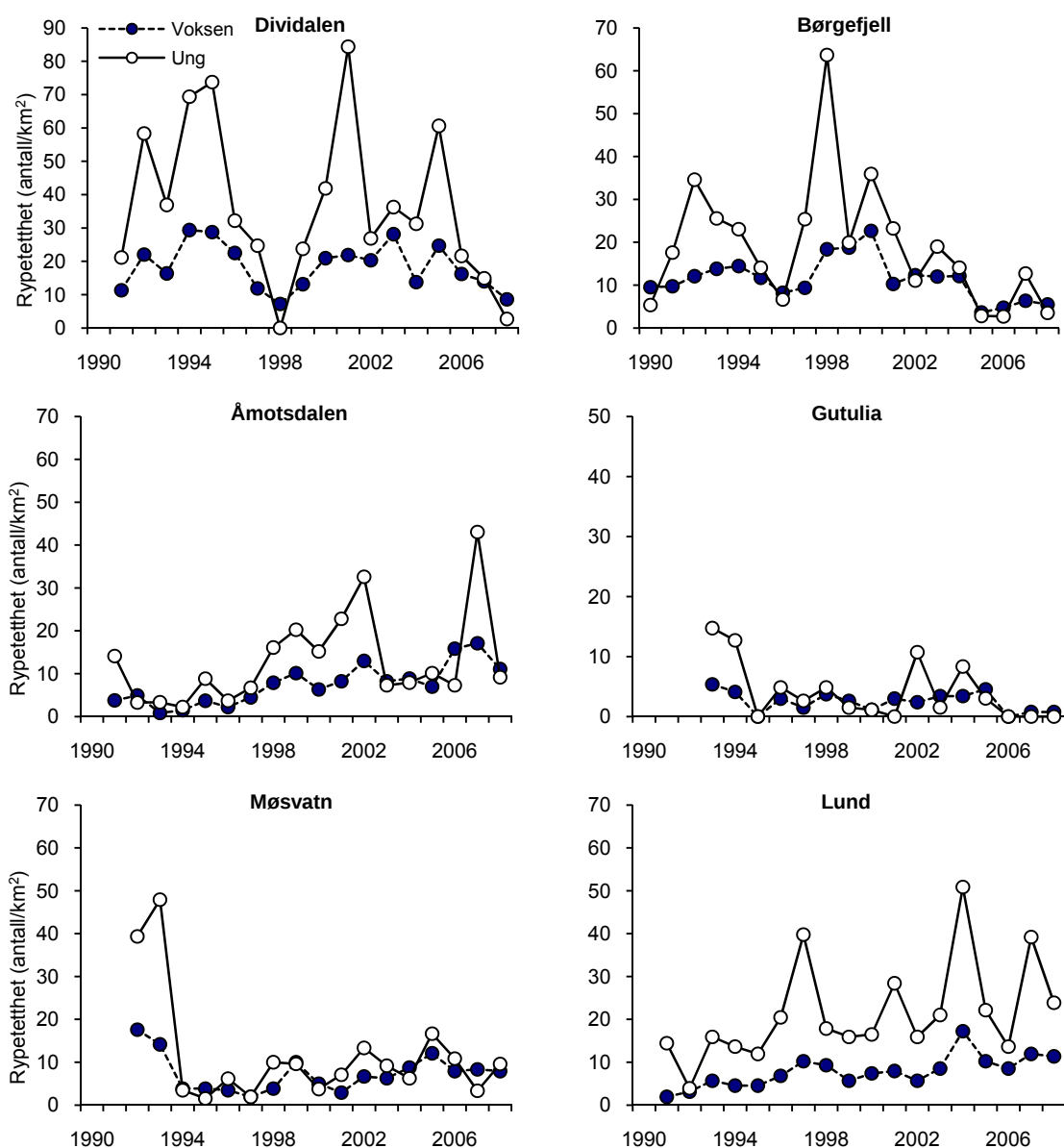
Takseringene i Møsvatn indikerer en relativt lav rypebestand for dette området i 2008 (18 ryp-er/km²), men med en økning fra 2007. Vi har for øvrig registrert relativt lave bestandsnivå for lirype i dette området helt siden en tydelig bestandstopp i 1992 og 1993 (**figur 10.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært ganske lav i dette området i 2008 (1,9 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 10.1**).

Lund

Våre takseringer for Lund-området indikerer en middels høstbestand av lirype i dette området i 2008 (35 ryp-er/km²) (**figur 10.1**). Produksjonen av ungfugl ser ut til å ha vært ganske god i dette området i 2008 (4,1 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 10.1**).

Solhomfjell

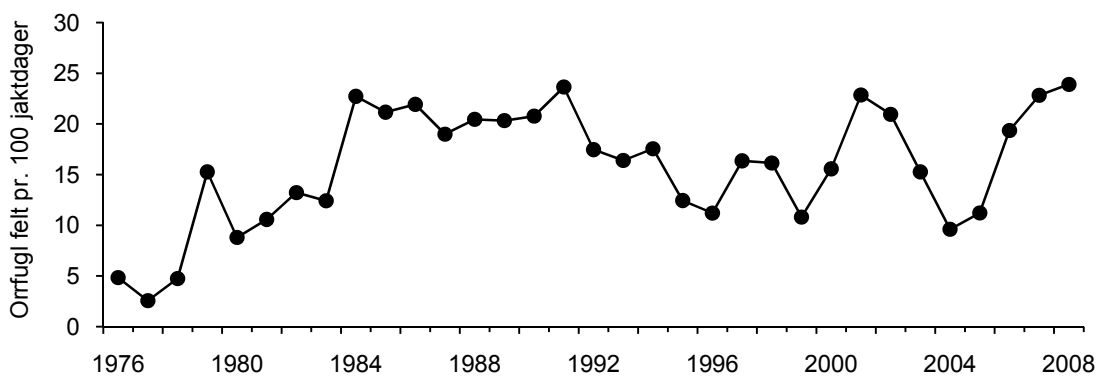
Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktseasonen 2008/09 ble felt 82 orrfugl, 10 harer og ingen liryte på de totalt 343 jaktdager det er mottatt jaktstatistikk fra (118 jaktkort). Fellingsindeksen for orrfugl blir da 23,8 felte fugl pr. 100 jaktdager. Dette er på samme høye nivå som i 2007, og indikerer at vi nå er inne i en periode med god bestand for orrfugl i dette området (**figur 10.2**). Etter omlegging av rutiner for salg av jaktkort seasonen 2007/08 mottas det nå fellingsrapport fra godt under halvparten av jegerne som jakter i området. Dette er en betydelig lavere andel enn tidligere. Vi vil likevel anta at vår utbyttestatistikk for 2008 er rimelig sammenlignbar med tidligere år, selv om det ved lav rapportering til jaktstatistikk kan være en fare for å overestimere jaktutbytte, på grunn av at det ofte er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere.



Figur 10.1 Beregnede tettheter av liryte i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2008. – Estimated densities of willow grouse in the monitoring areas. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.

Tabell 10.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2008. () angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner; produksjon er ikke beregnet for områdene med < 5 observasjoner. – Observations of willow grouse (*Lagopus lagopus*) along the census transects included in the monitoring programme, august 2008.

Område Area	Stegger Males	Høner Females	Ubest.ad. Indet. ad.	Ubest. Indet.	Kyll. Juv.	Kyll./2 voksne Juv./2 adults	Areal Area (km ²)
Dividalen:							
Linje I	0	0	1		0		0,25
Linje II	6	7	8	2	15		1,25
Linje III	2	1	4		0		0,30
Linje IV	-	-	-		-		-
Linje V	-	-	-		-		-
Totalt	8	8	13	2	15	1,0	1,80
Børgefjell:							
Linje I	6	5	4		9		1,35
Linje II	1	0			0		0,90
Linje III	1	0			0		0,95
Totalt	8	5	4		9	(1,1)	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	0	1	10		2		0,80
Linje II	1	0			0		0,90
Linje III	4	5	5		15		1,20
Linje IV	16	12	6		46		1,05
Totalt	21	18	21		63	2,1	3,95
Gutulia:							
Linje I	2	1	4		8		1,20
Linje II	0	0			0		0,90
Linje III	0	0			0	(-)	1,20
Totalt	2	1	4		8		3,30
Møsvatn:							
Linje I	4	2	5		6		0,95
Linje II	7	4	1		16		1,05
Linje III	3	2			5		1,00
Totalt	14	8	6		27	1,9	3,00
Lund:							
Linje I	6	5			23		0,45
Linje II	4	4			14		1,00
Linje III	5	5	1		24		0,75
Totalt	15	14	1		61	4,1	2,20



Figur 10.2 Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell. Data fra Gjerstad Jeger og Fiskeforening v/ Arne Gunnerud. – Bags of black grouse within the hunting area surrounding the monitoring area in Solhomfjell.

10.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels eller relativt lave bestander i alle områdene i 2008 (**figur 10.1**). Alle områdene unntatt Møsvatn viste nedgang fra 2007. Jaktstatistikken fra Solhomfjell antyder at vi nå er inne i en periode med relativt god bestand for orrfugl i dette området. For perioden 1991-2008 indikerer våre tellinger 'bestands-topper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003 og 2007. For Åmotsdalsområdet tyder tellingene våre på bestandstopper i 1991, 1995, 1999, 2002 og 2007, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-08, men med litt høyere bestander i 1993-94, 2002 og 2004. For Møsvatn har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-08 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005 og 2008. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-08, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004 og 2007. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirype sitt hekkeområde i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirype sitt hekkeområde i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-20 felte fugl pr. 100 jaktdager) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 20-24 felte fugl pr. 100 jaktdager) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2008 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (for denne perioden ca 5 felte fugl pr. 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02 og nå i 2006-08 (**figur 10.2**). For sammenheng mellom hønsefuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjellområdet viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene for lirype (**figur 10.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr. km². Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen et og samme område (Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr. km²; Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr. km²; Åmotsdalen mellom 2 og 10 fugler pr. km² i perioden 1990-1997 da det bare ble utført takseringer i selve Åmotsdalen og mellom 10 og 20 fugler pr. km² etter at takseringsområdet ble utvidet med takseringsfelt i Dinndalen og Gåvålia).

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorene i denne sammenheng er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbelte vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja) vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst $\pm 20\%$ for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lundområdet der et relativt lite areal takseres. I tillegg vil oppdagbarheten variere mellom forskjellige kategorier av fugl. For eksempel er det ved taksering av lirype med stående fuglehund lettere å oppdage kull (≥ 3 fugler) enn en enslig fugl eller et par (Pedersen et al. 1999). For våre beregninger av tettheter vil dette medføre at vi relativt sett underestimerer bestanden av voksenfugl i år med produksjonssvikt. Selv med såpass store usikkerheter i våre beregninger gir de tetthets- og produksjonsmål vi får, en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik målet er.

11 Spurvefugler

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes fordi de forventes å bli negativt påvirket av eventuell forurensninger, samt at de forventes å bli påvirket av eventuelle klimaendringer. Når det gjelder forurensning inkluderer dette blant annet redusert reproduksjon i forsurede områder (Ormerod et al. 1988, Rosseland et al. 1990, Graveland et al. 1994) og i områder forurenset med metaller (Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensede områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1994, Greenwood et al. 1994). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensning skal gi seg utslag i økt omfang av uklekkede egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende fugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring¹, se Gregory & Vorisek (2003)). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV.

11.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler har vi valgt å benytte punkttakseringsmetoden (Bibby et al. 1992). Denne metoden gir i utgangspunktet ikke eksakte tall for tettheter av enkeltarter, men den gir indeksverdier som er godt egnet til å kvantifisere forandringer mellom år (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra punkttakseringer og den mer nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989).

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Hvert punkt er lagt ut med 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2008 ble det byttet feltpersonell for 5 av rutene i Dividalen, 5 av rutene i Åmotsdalen, 4 av rutene i Solhomfjell, 3 av rutene i Lund, og 3 av rutene i Møsvatn.

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, ble det ved etablering av takseringene gjort en grov kartlegging av vegetasjonen i en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov rekartlegges og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres.

¹ <http://www.ebcc.info/index.php?a=cat.7&basket=adc4556c6c2adbff62fc612bd8d0f9db>

For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991a) samt senere utarbeidede instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2008-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2007. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2008 over totalt antall observerte spurvefugl for de arter som har høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999).

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt de hulerugende artene svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca* og kjøttmeis *Parus major*. For disse artene er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensning (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehtikoinen 1995, 1996). Artene er lette å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992). Kjøttmeis er i motsetning til svarthvit fluesnapper stasjonær hele året. Datamengden for kjøttmeis blir imidlertid betydelig mindre enn for svarthvit fluesnapper. Hovedvekten av reproduksjonsovervåkingen legges derfor på svarthvit fluesnapper.

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper og kjøttmeis. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område. Kassene settes opp i to rekker à 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene og mellom rekkene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uken fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til svarthvit fluesnappernes unger forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper vil være klekesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt ≥ 14 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen (≥ 14 dager etter at tredje kull i det aktuelle området er ferdiglagt).

Vi definerer dato for siste egg lagt som eggleggingsdato. Denne datoen er beregnet ut fra at det legges ett egg daglig etter at eggleggingen har startet. I enkelte tilfeller har vi også benyttet oss av klekkedato for å beregne egglegging. I slike tilfeller har vi gått ut fra en rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) på 14 dager for svarthvit fluesnapper og 15 dager for kjøttmeis. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag.

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996 – 2008 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2008

Dividalen De 200 punktene ble taksert i perioden 14 - 18. juni. Takseringene ble utført av S.Ø. Nilsen og I. Birkeland.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 14 - 18. juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen I 2008 ble 180 av de 200 punktene i Åmotsdalen taksert. Sykdom var årsak til at de siste 20 punkt ikke ble taksert. Punktene ble taksert i tidsrommet 13 - 21. juni av K.A. Solbakken, B.E.B. Solbakken, O. Reitan, Ø. Ålbu og J.A. Kålås. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (30. mai, 7, 15, 20, 28. juni og 6. juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av

mår), ble det også i 2008 benyttet plasttuter for beskyttelse på reiråpningene. Plasttutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet.

Gutulia De 200 punktene ble taksert i perioden 7 - 11. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (2, 9, 17 og 25. juni og 4 og 12. juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 24. juni - 1. juli av E. Edvardsen og S. Edvardsen og F. Haga.

Lund De 200 punktene ble taksert i perioden 18. mai - 1. juni av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, A.T. Mjøs og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 5 ganger av B. Skjærpe (18 og 25. mai og 1, 8 og 15. juni).

Solhomfjell De 200 punktene ble taksert av E. Edvardsen, F. Haga og J.H. Magnussen i perioden 24. mai til 8. juni. Fuglekassene ble kontrollert 9 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (10, 17, 24 og 30. mai, 7, 15 og 21. juni og 7 og 14. juli).

11.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservåking. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 953 observerte spurvefugler fordelt på 26 arter (**tabell 11.1**). Dette er en liten reduksjon fra året før både når det gjelder antall observasjoner og antall arter. Reduksjonen i antall observasjoner er særlig forårsaket av færre observasjoner for løvsanger og bjørkefink, mens det ble observert flere heipiplerke og gråsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det i 2008 totalt observert 765 individ noe som omtrent tilsvarende som for 2007 og også svært like median antall observasjoner for perioden 1993-2006 (**figur 11.1**).

Børgefjell

Bestandsobservåking. Punkttakseringene i Børgefjell i 2008 resulterte i 987 observerte spurvefugler fordelt på 18 arter (**tabell 11.2**). Dette er et klart lavere antall observasjoner enn det som ble gjort i 2007. For de vanligste artene var det særlig en reduksjon i antall observasjoner av finkeartene bjørkefink og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 858 individ i 2008. Dette er litt lavere enn for 2007 og ca 10 % under median antall observert i perioden 1990-2007 (**figur 11.1**).

Åmotsdalen

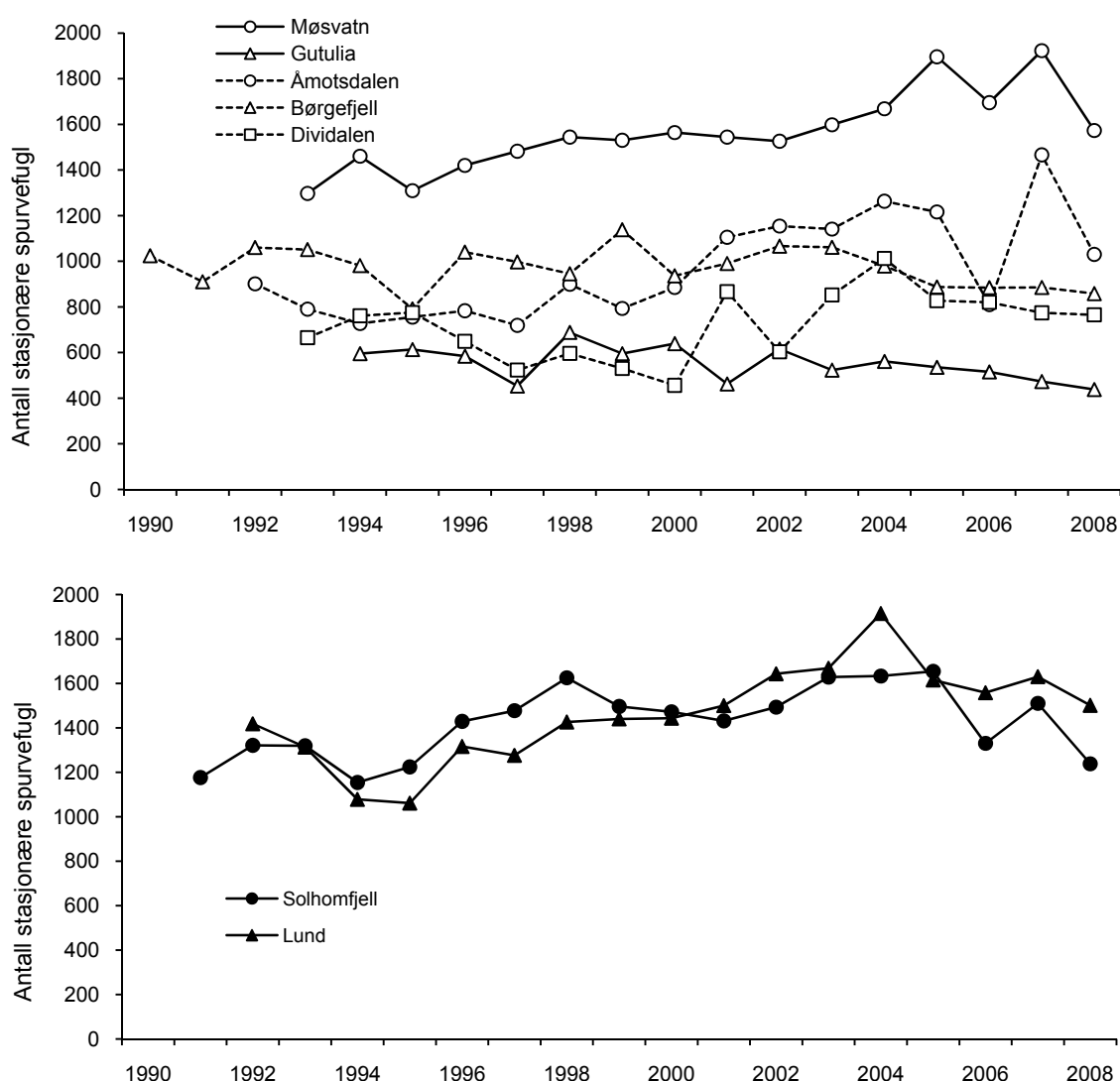
Bestandsobservåking. Punkttakseringene på de 180 punktene som ble besøkt i Åmotsdalen resulterte i 1094 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 11.3**). Dette er en sterk reduksjon fra 2007. Reduksjonen fra 2007 gjelder alle de vanligst registrerte artene, men er i antall særlig framtreddende for løvsanger, heipiplerke, steinskvett og ringtrost, samt for finkeartene bjørkefink, gråsisik og grønnsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble for de 200 tellepunktene beregnet totalt 1030 individ i 2008. Dette er betydelig lavere enn for 2007, men ca 15 % over median antall observert i perioden 1992-2007 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2008 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 34 av de 50 fuglekassene. For 33 av disse ble egglegging fullført i perioden 30. mai - 12. juni (median eggleggingsdato for disse var 4. juni). Kullstørrelsen for de 33 kullene som var lagt før 12. juni var i gjennomsnitt 6,42 egg (**tabell 11.8**). Ett av disse reira ble prederet/skydd i ungeperioden og alle ungene døde i ett av reira. Om en ser bort fra disse ble det klekt fram unger fra 95 % av eggene, og 96 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 3 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 5. juni, og ett reir der det ble lagt egg sent i sesongen. De 3 tidlige kjøttmeiskullene produserte til sammen 18 flyvedyktige unger.

Gutulia

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 591 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 11.4**). Dette er en klar reduksjon fra 2007, og det var særlig færre observasjoner for finkeartene bjørkefink, grønnsisik, gråsisik og korsnebb. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 438 individ i 2008, noe som er litt lavere enn for 2007. Dette er også det laveste antall observasjoner som er gjort for denne gruppen av spurvefugl i dette området for hele perioden 1994-2008 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsobservasjon. I Gutulia var det i 2008 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 5 av kassene. For alle disse ble siste egg lagt i tidsrommet 5-11. juni (median eggleggingsdato var 9. juni). Kullstørrelsen for disse 5 kullene var i gjennomsnitt 5,80 egg (**tabell 11.8**). For disse 5 reirene som alle hadde vellykket klekking ble 90 % av eggene klekt. Tre av reirene ble forlatt sent i ungeperioden, men for de 2 reirene med produksjon nådde alle de 11



Figur 11.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2008, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnefink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb). – Number of passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points at each of the seven monitoring sites during 1990-2008. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution.

Tabell 11.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2008. – Observed passerine birds at the 200 census points in Dividalen. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind
Løvsanger	132	255
Heipiplerke	67	127
Gråsisik	63	101
Rødstjert	68	85
Bjørkefink	56	79
Rødvingetrost	43	47
Blåstrupe	27	29
Steinskvett	20	27
Sivspurv	21	27
Sidensvans	17	22
Gråtrost	17	20
Jernspurv	17	17
Måltrost	13	15
Svarthvit fluesnapper	15	15
Ravn	12	14
Trepiplerke	11	12
Lappspurv	7	12
Kjøttmeis	10	11
Kråke	7	10
Grønnsisik	5	8
Granmeis	4	5
Rødstrupe	5	5
Gråfluesnapper	5	5
Fossekall	2	2
Gulerle	2	2
Ringtrost	1	1
Sum	200	953

Tabell 11.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2008. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	168	502
Rødvingetrost	73	86
Bjørkefink	67	85
Heipiplerke	57	79
Gråsisik	40	44
Blåstrupe	34	35
Gråtrost	24	31
Sivspurv	30	31
Rødstjert	19	19
Steinskvett	17	18
Måltrost	18	18
Jernspurv	12	12
Ringtrost	11	11
Gulerle	5	6
Ravn	3	3
Kråke	3	3
Trepiplerke	2	2
Lappspurv	2	2
Sum	200	987

ungene en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i en av kassene. Dette kullet ble fullagt med 10 egg den 7. juni. Ni unger ble klekt fram, men alle døde like før de var flyvedyktige.

Møsvatn

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1884 observerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 10.5**). Dette er klart lavere enn for 2007. Det var færre observasjoner enn i 2007 for flere av de mest vanlig forekommende artene, men særlig for løvsanger og trosteartene. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1573 individ i 2008. Dette er et klart lavere antall enn det som er observert i området i forutgående 5-års periode, men er likevel litt over medianverdi for dette området for perioden 1993-2007 (**figur 11.1**).

Lund

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Lund i 2008 resulterte i 1600 observerte spurvefugler fordelt på 28 arter (**tabell 11.6**). Dette er omtrent samme antall observasjoner som i 2007. For enkeltarter var det en del endringer med reduksjon for noen arter (eks. gjerdesmett og flere av trosteartene) og økning for andre arter (eks. tornsanger, gråsisik og grønnsisik). For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt registrert 1501 individ i 2008. Dette er litt færre enn for 2007, men noe over median antall observasjoner gjort i dette området i perioden 1992-07 (**figur 11.1**).

Tabell 11.3 Spurvefugler observert på de 180 takserte punktene i Åmotsdalen, 2008. – Observed passerine birds at 180 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	121	389
Bjørkefink	59	107
Heipierke	57	100
Gråtrost	35	56
Måltrost	36	43
Steinskvett	26	42
Trepielerke	38	41
Rødvingetrost	32	40
Sivspurv	33	39
Grønnsisik	20	31
Bokfink	19	28
Ringtrost	20	26
Blåstrupe	19	22
Gråsisik	15	19
Jernspurv	17	17
Rødstjert	15	16
Rødstrupe	13	13
Munk	10	11
Kråke	8	9
Gjerdsmett	8	9
Svarthvit fluesnapper	6	8
Ravn	5	7
Gulsanger	6	6
Kjøttmeis	4	4
Blåmeis	1	2
Granmeis	2	2
Fossefall	2	2
Svarttrost	1	1
Gransanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Bergirisk	1	1
Snøspurv	1	1
Sum	180	1094

Tabell 11.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2008. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	72	106
Rødstjert	63	73
Bjørkefink	56	66
Korsnebb	17	61
Heipierke	30	37
Steinskvett	22	23
Måltrost	21	23
Bokfink	22	22
Trepielerke	19	20
Duetrost	17	17
Gråtrost	9	14
Gråsisik	9	14
Rødstrupe	11	12
Grønnsisik	11	12
Rødvingetrost	9	11
Kråke	10	10
Fuglekonge	9	9
Gråfluesnapper	9	9
Svarthvit fluesnapper	7	7
Ringtrost	6	6
Jernspurv	6	6
Sivspurv	5	6
Lavskrike	2	5
Granmeis	5	5
Kjøttmeis	4	4
Møller	3	3
Sidensvans	1	2
Ravn	1	1
Trekryper	1	1
Gjerdsmett	1	1
Blåstrupe	1	1
Svarttrost	1	1
Gulsanger	1	1
Gulerle	1	1
Lappspurv	1	1
Sum	200	591

Reproduksjonsovervåking. I Lund var det i 2008 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 13 og kjøttmeis i 6 av de 50 fuglekassene. Det var et godt produksjonsår for disse artene også i 2008. Alle 13 fluesnapperkullene ble ferdiglagt i perioden 16-23. mai (median eggleggingsdato 18. mai). Kullstørrelsen for disse var i gjennomsnitt 6,77 egg (**tabell 11.8**). Det var ingen predasjon og ingen reir ble forlatt verken i rugefasen eller i ungefasen. For de 13 reirene ble samtlige eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på > 10 dager. For de 6 kjøttmeisreirene var eggleggingen ferdig i perioden 8-14. mai. Alle disse reirene hadde vellykket produksjon og dette resulterte i 54 flyvedyktige unger.

Solhomfjell

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1422 registrerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 11.7**). Dette er klart færre observasjoner enn i 2007. Dette skyldes særlig betydelig færre observasjoner av bokfink, trepielerke og løvsanger. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1238 individ i 2008. Dette er klart færre enn i 2007 og også under median antall observert i dette området i perioden 1991-07 (**figur 11.1**).

Tabell 11.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2008. - Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	176	579
Gråtrost	87	200
Heipierke	80	188
Bjørkefink	100	173
Måltrost	82	108
Rødvingetrost	71	106
Bokfink	74	100
Sivspurv	73	94
Grønnsisik	58	83
Gråsisik	38	49
Munk	19	21
Ringtrost	15	20
Steinskvett	14	17
Trepielerke	15	16
Rødstrupe	12	15
Gulerle	11	15
Jernspurv	13	14
Svarttrost	13	13
Kråke	12	12
Granmeis	8	10
Blåstrupe	8	8
Gulspurv	5	6
Svarthvit fluesnapper	3	5
Linerle	5	5
Korsnebb sp.	4	5
Ravn	2	3
Kjøttmeis	2	2
Gjerdesmett	2	2
Rødstjert	2	2
Hagesanger	2	2
Kjernebiter	1	2
Lappspurv	1	2
Taksvale	1	1
Blåmeis	1	1
Gulsanger	1	1
Tornsanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Grønnefink	1	1
Dompap	1	1
Sum	200	1884

Tabell 11.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2008. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	196	671
Bokfink	126	174
Trepielerke	118	140
Gjerdesmett	64	70
Rødstrupe	51	60
Tornsanger	50	60
Svarttrost	45	52
Gråsisik	41	46
Måltrost	42	43
Rødvingetrost	35	41
Jernspurv	38	41
Grønnsisik	31	39
Kjøttmeis	35	38
Svarthvit fluesnapper	28	30
Sivspurv	17	17
Grankorsnebb	2	14
Munk	13	13
Heipierke	10	13
Granmeis	9	10
Rødstjert	9	9
Ravn	4	5
Gråfluesnapper	4	4
Buskskvett	3	3
Blåmeis	2	2
Linerle	2	2
Svartmeis	1	1
Løvmeis	1	1
Ringtrost	1	1
Sum	200	1600

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2008 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 15 av de 50 fuglekassene. Tre av kullene ble lagt ganske sent i sesongen (etter 5. juni). Kullstørrelsen for de 12 kullene som ble ferdiglagt i tidsrommet 16-31. mai (median eggleggingsdato 20,5 mai), var i gjennomsnitt 6,42 egg. Ett av kullene ble forlatt/predert i rugeperioden. For de 11 reirene med vellykket klekking ble 94 % av eggene klekt, og for disse reirene nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 11.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 4 av kassene i 2008. Alle disse var fullagte i perioden 15-20. mai. Det ble klekt fram unger i alle disse kassene, og det ble til sammen produserte 34 flyvedyktige unger.

Tabell 11.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2008. – Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 11.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	157	294
Trepipierke	154	260
Bokfink	121	185
Rødstjert	86	110
Korsnebb	20	78
Tomsanger	55	65
Grønnsisik	50	63
Rødstrupe	35	43
Gråsisik	38	42
Svarttrost	37	40
Svarthvit fluesnapper	30	36
Gråfluesnapper	19	23
Måltrost	22	22
Kjøttmeis	18	20
Toppmeis	16	18
Duetrost	18	18
Kråke	14	15
Hagesanger	12	13
Jernspurv	13	13
Sivspurv	9	11
Munk	8	8
Fuglekonge	7	7
Granmeis	5	6
Buskskvett	5	6
Linerle	4	4
Tornskate	4	4
Stjertmeis	2	4
Rødvingetrost	3	3
Møller	3	3
Svartmeis	2	2
Gjerdesmett	2	2
Løvmeis	1	1
Steinskvett	1	1
Gråtrost	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	1422

11.3 Diskusjon

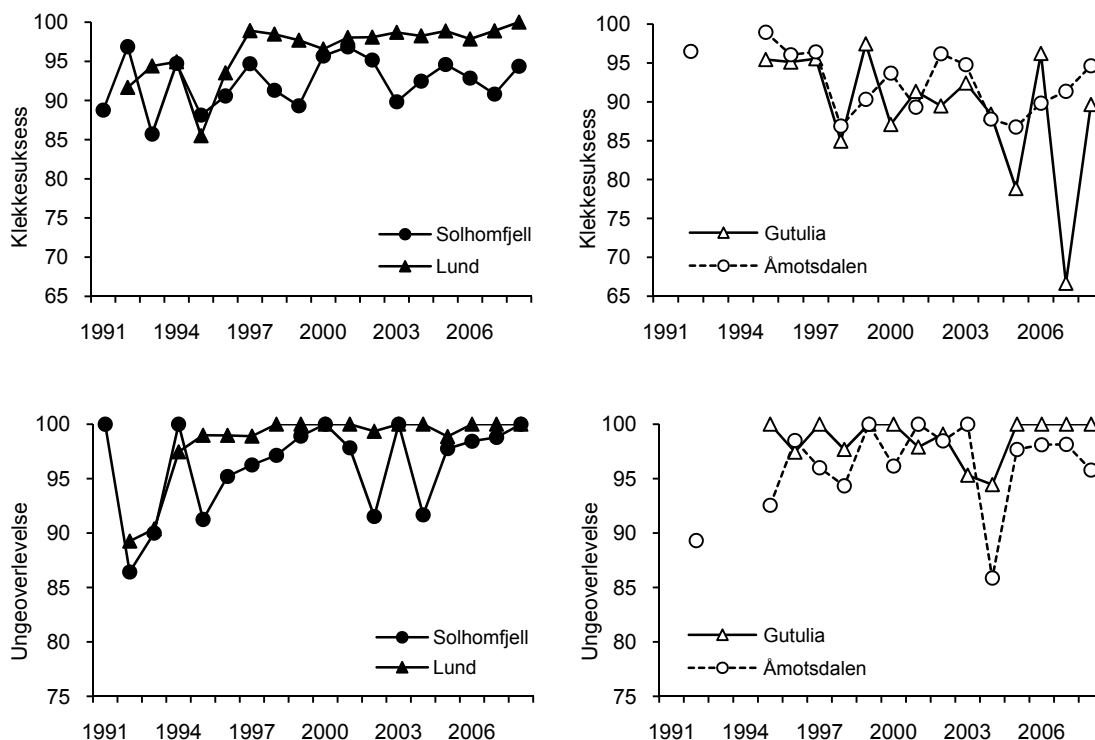
Observasjoner av de 'stasjonære' spurvefugl-artene var lavere i 2008 enn i 2007 for alle de 7 overvåkingsområdene. Særlig var nedgangen stor for Åmotsdalen, Møsvatn og Solhomfjell. Sammenligner man antall observasjoner i 2008 med hele perioden 1991/94-07 ser vi imidlertid at antall observasjoner var relativt høyt også i 2008, med verdier over median for 4 av de 7 områdene. For de sørligste overvåkingsområdene, Lund, Solhomfjell og Møsvatn har det vært en klar økning i antall observasjoner av fugl fra midten av 1990-tallet til midten av 2000-tallet. For disse områdene ser vi nå tendenser til stabilisering eller nedgang i antall observasjoner i siste 4-5-års periode (**figur 11.1**). Våre tidsserier med observasjoner av bestander for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. For artene med mest typisk invasionsartet opptreden ble det i 2008 registrert klar nedgang i bestander av bjørkefink, gråsisik og grønnsisik i TOV-områdene som ligger i sentrale deler av Norge (Gutulia, Åmotsdalen og Børgefjell), mens det var økning i sør (Lund, Solhomfjell og Møsvatn) og i nord (Dividalen). Vi ser ingen klar årsak til det relativt lave observasjonstallene vi har registrert for spurvefugl i 2008. En mulig årsak kan være relativt kalde værforhold i juni 2008 i store deler av fjellområdene både i sørlige fjellstrøk og i Troms. Juni-temperaturen for Møsvatn var f.eks. 1-2 °C lavere enn normalen for 1961-1990 til tross for at første uka i juni var meget varm. Det var for øvrig lite frø på bjørk i alle TOV-områdene i 2008, men det ble registrert økning i bestander av målerlarver i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn. Vi avventer nå resultat fra 2009-sesongen for å se om tendensen med færre observasjoner fortsetter.

For svarthvit fluesnapper var det i 2008 godt tilslag i kassene i Åmotsdalen. For Lund, Solhomfjell og særlig for Gutulia var det relativt få fluesnappere i kassene i 2008. For de parene som brukte kassene målte vi god eller ganske god produksjon i alle områdene unntatt Gutulia. Det lave produksjonsresultatet for reirene i Gutulia var forårsaket av at 3 av de 5 reirene ble forlatt like før ungene var flyvedyktige. Det dårlige produksjonsresultatet her skyldes trolig lokale klimatiske forhold. For klekkesuksess og produksjon for de øvrige områdene registrerte vi verdier tilsvarende det som har vært vanlig for disse i siste 10-års periode.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensning skal gi seg utslag i flere uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant vi i perioden 1991-96 vellykket klekking for 95 % eller mer av de lagte eggene (**figur 11.2**). For Solhomfjell og Lund var

Tabell 11.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2008. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget. – *Reproduction for the Pied flycatchers breeding in nest-boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2008. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age. Numbers in brackets give sample sizes.*

Art Species	Kullstørrelse/Clutch size sd n			% Klekkesuksess Hatching success		% Ungeoverlevelse Chick survival	
Åmotsdalen	6,42	0,75	(33)	95	(205)	96	(190)
Gutulia	5,80	0,45	(5)	90	(29)	100	(88)
Lund	6,77	0,73	(13)	100	(88)	100	(11)
Solhomfjell	6,42	0,52	(12)	94	(71)	100	(67)



Figur 11.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1990-2008. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. – *Hatching success and chick survival for the Pied flycatchers breeding in nestboxes in the TOV-areas. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended/unpredated nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age.*

klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997-06 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97 %), høy klekkesuksess i Lund (97-99 %) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97 %). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 11.2**). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2008, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

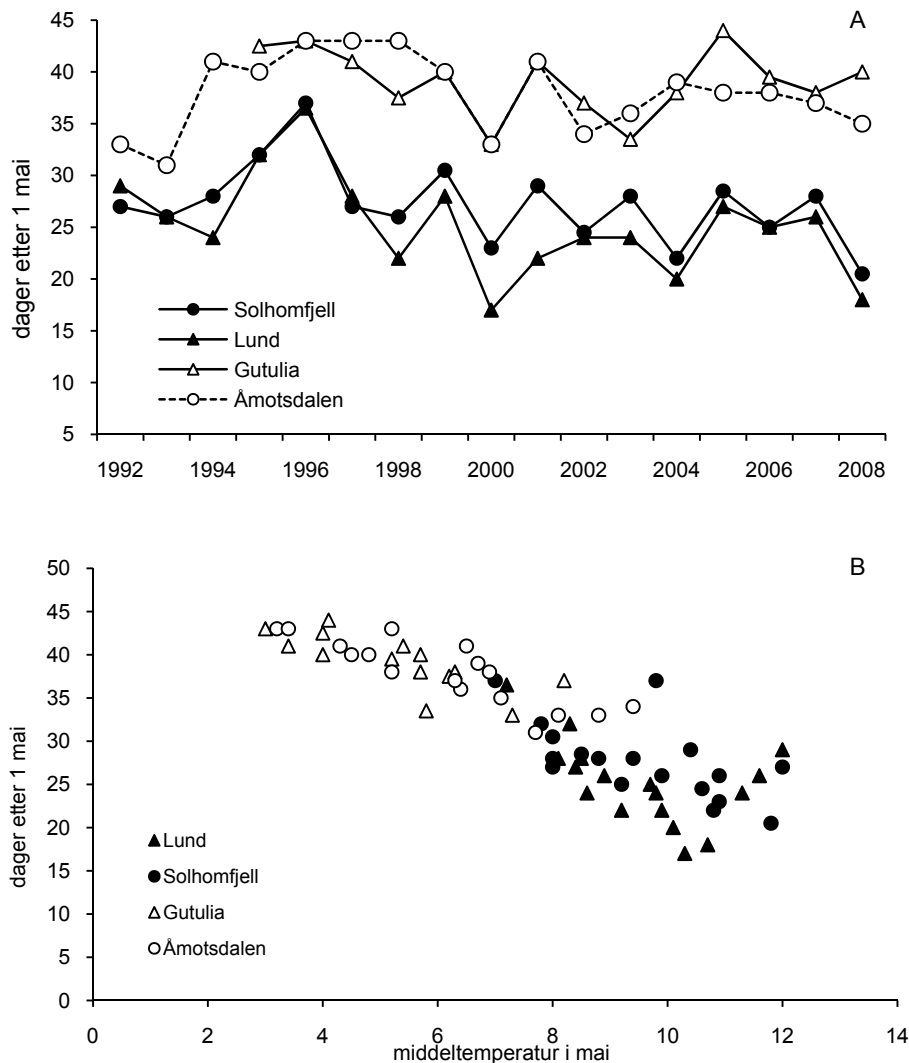
Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et meget relevant tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003). To aktuelle parametere i forbindelse med klimavariasjoner er start av hekking for fugl (for eksempel egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2008 (**figur 11.3a**), og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og klimaet om våren (mai temperatur) (**figur 11.3b**). Hvilke effekter tidligere egglegging som følge av et eventuelt mildere klima vil gi er usikkert. Tidlige kull er ofte større enn sene kull, og unger som er selvstendige tidlig på året har forventet større sannsynlighet til å nå reproduktiv alder enn senere klekte unger. For 2004 så vi imidlertid at en tidlig vår sammen med lave temperaturer i juni medførte at en betydelig andel av hekkebestanden gav opp forsøket på reproduksjon. I 2005 fikk vi så en situasjon med meget sen og kald vår i store deler av våre fjellområder. I kassefeltene i Gutulia og Åmotsdalen, som også ligger høyest til fjells, resulterte dette i sen egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Hvordan dette påvirket bestanden av fugl generelt er vanskelig å si, men det er påfallende at vi registrerte færre fugl i 2006 enn i foregående år i samtlige områder og spesielt i Åmotsdalområdet som var særlig utsatt for ugunstige klimatiske forhold våren 2005.

I våre fjellområder kan vi forvente et helt spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabilt og ugunstige værforhold, til sen vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med lange kuldeperioder etter at hekkforsøk er påbegynt. Med den klimautviklingen vi nå ser, vil vi forvente større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva som blir gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke.

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh) og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60 % klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca 40 % over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved lengre hekkesesong (tidligere vår), fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl og da særlig ved mer gunstige forhold for skogsartene. En bestandsindeks er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunkt i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For perioden 1993-2008 viser denne indeksen en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater ($r_p = 0,80$, $p < 0,001$, $n = 16$), mens det ser ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder ($r_p = -0,15$, $p = 0,57$, $n = 16$) (**figur 11.4**). Trenden for økning i mengde fugl i fjellskogen er tydelig til tross for at det ble målt relativt lave bestander av fugl for de inkluderte områdene både i 2005, 2006 og 2008.

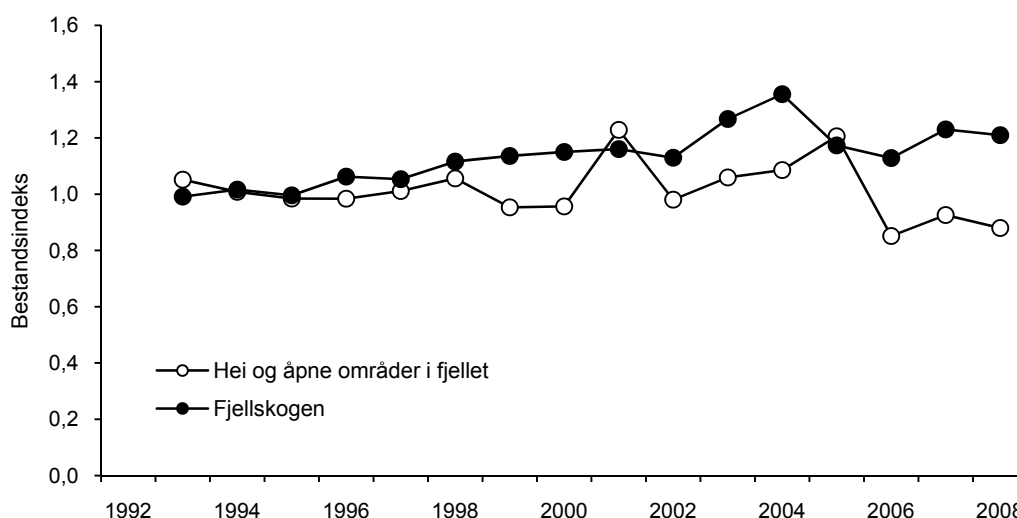


Figur 10.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthit fluesnappere i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1990-2008. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai. – A) Time of egg-laying (median date for last egg, only nests laid during the first two weeks of egg-laying included) for Pied flycatcher in four of the TOV areas during the period 1990-2008. B) Relationship between time of egg-laying and mean May temperature.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebb som har en mer nomadisk opptreden) samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 5 hakkespettarter og 37 spurvefuglarter. For åpne områder inkluderes de spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper samt vadefugler, og i TOV datasettet inkluderer dette 20 arter, fordelt på 10 vadefuglarter og 10 spurvefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter, og det er medianindeks for de fem inkluderte områdene som er presentert her (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96).

Økningen i antall hekkefugl i fjellskogen er som forventet ved mildere klima og lengre hekkese-song/vekstsesong i fjellet. Siden økningen for skogsartene ikke ser ut til å ha skjedd ved en fortrenkning av artene som hekker åpent, tolker vi de observerte endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre 'vekstsesong') enn som en effekt av endringer i habitat.

Effekter på fuglefaunaen av endringer i skogsareal (eksempelvis ved fortetting av skogen og heving av skoggrensa) forventer vi imidlertid skal få større effekt på litt lengre sikt.



Figur 11.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som prefererer åpne naturtyper i fjell. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; åpne områder: spurvefugl som prefererer åpent naturtyper, og vadevugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten. – Population indices for bird species in the mountain forest (fjellskogen) and for bird species preferring open habitats along the tree line (hei og åpne områder). Based on data from 1000 permanent sampling plots in the five TOV-areas situated in mountains.

Vedlegg 11.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglearter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2008, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2008, grouped according to observation frequency.

A. Arter med gjennomsnittlig minst 10 observasjoner pr år for minst ett av områdene. – Species with an annual average of at least 10 observations for at least one of the sites.		B Arter med gjennomsnittlig mindre enn 10 observasjoner pr år for alle områder. – Species with an annual average of less than 10 observations for all sites.	
Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	Tårnseiler	<i>Apus apus</i>
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	Tretåspett	<i>Picoides tridactylus</i>
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	Trelerke	<i>Lullula arborea</i>
Gjerdesmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>
Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	Linerle	<i>Motacilla alba</i>
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>	Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Taksvale	<i>Delichon urbica</i>
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	Lappiplerke	<i>Anthus cervinus</i>
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	Møller	<i>Sylvia curruca</i>
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	Bøksanger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Rødvingtrost	<i>Turdus iliacus</i>	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>	Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	Østsanger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>
Løvsanger	<i>Phylloscopus throchilus</i>	Løvmeis	<i>Parus palustris</i>
Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>
Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	Svartmeis	<i>Parus ater</i>
Granmeis	<i>Parus montanus</i>	Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>	Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>
Kråke	<i>Corvus corone</i>	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>	Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>
Korsnebb	<i>Loxia spp.</i>	Ravn	<i>Corvus corax</i>
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Skjære	<i>Pica pica</i>
		Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
		Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>
		Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>
		Fossekall	<i>Cinclus cinclus</i>
		Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>
		Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>
		Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
		Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
		Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
		Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
		Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>
		Kjernebiter	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
		Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>
		Dvergspurv	<i>Emberiza pusilla</i>
		Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

12 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl

John Atle Kålås og Magne Husby

Som del av et nasjonalt program for Overvåking av Biologisk mangfold i Norge er det aktuelt å inkludere kvantifisering av forekomster av utvalgte organismegrupper i et ekstensivt prøvenett (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et systematisk utlagt nett ønskes etablert er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Med dette som bakgrunn ble det i 2001 gjennomført et prøveprosjekt i samarbeid mellom Norsk Ornitologisk Forening (NOF), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etableringen av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt nasjonalt nettverk bestående av ca 500 takseringsruter ville fange opp både regionale og nasjonale bestandsendringer på en representativ måte for en hel rekke av våre terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Et slikt nettverk er nå under etablering som del av TOV og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som er utført i 2008. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006 og for Sørlandet i 2007, samt etablering av takseringsruter i regionen Vestlandet (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fordane fylke). Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF og med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Arbeidet med et nasjonalt representativt nettverk for overvåking av fugl er nå i en etableringsfase. De data vi til nå har samlet inn om forekomster av fugl gir derfor foreløpig lite informasjon om bestandsendringer for fugl. Vi gir derfor i denne rapporten bare en summarisk oversikt over observasjonene av fugl i 2008, og rapporterer erfaringer med etablering av takseringsruter og gjennomføring av datainnsamling. Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante for nasjonale indekser (f. eks. den nasjonale bærekraftindeksen²). Vi kan imidlertid ikke presentere slik informasjon nå på grunn av at det gjenstår en del arbeid med endelig fastsetting av standardprosedyrer for hver enkelt rute og kvalitetssikring av data i forhold til dette.

12.1 Metoder

Valg av rutesystemet for ekstensiv overvåking av fugl ble avklart i møte mellom DN, SSB, NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) og NINA i april 2005. Her ble det enighet om å bruke kartprojeksjonen UTM33/WGS84 som grunnlag for en ekstensiv overvåking av fugl i Norge. Et rutesystem med origo i UTM33 og et 18x18 km rutesystem gir totalt ca 1000 treff i Norge. Målsettingen er at det for et tilfeldig utvalg av halvparten av disse skal etableres takseringsruter for fugl. Det tilfeldige utvalget gjøres regionvis innefor de seks regionene: Sørlandet, Øst-Norge, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

Som hovedregel for utlegging av takseringsrutene blir 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km. Startpunktet for dette kvadratet er lagt ut slik at det passet sammen med flest mulige av SSB/Skog og Landskap sin punkt for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap se Rekdal & Strand 2005). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med 6 av SSB/Skog og Landskap sine 10 arealregnskapspunkt.

² www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/Barekraftig_utvikling/Indikatorer_for_barekraftig_utvikling.html?id=85721

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) blir vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig (f.eks. på grunn av topografi) kan tellepunktet som brukes ligge inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må velge å bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, skal dette punktet rutinemessig anvendes ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt ble ruta rotert ytterligere 90° , osv.. I tilfeller der dette roteringssystemet ikke gir ønsket antall tellepunkt ble ruta foreløpig utelatt.

Når det gjelder etablering av takseringsnettverk er det utviklet prosedyrer for beregning av geografiske posisjoner for de 20 tellepunktene som skal besøkes for hver takseringsrute, sjekk av tilgjengelighet for disse takseringspunktene ved bruk av ArcGis og digitale 1:250 000 kart kombinert med vanlige 1:50 000 kart, og utvikling av kartgrunnlag for feltpersonell. Videre er det utviklet rutiner for produksjon av datafiler for innlegging av kartinformasjon i GPS'er, og for innlesing av resultater til databasen observasjonene lagres i (fra Excel filer).

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai - 8. juli. Metode for gjennomføring av disse takseringene er kort beskrevet en opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i en 5 min. periode på hvert tellepunkt, og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell). Ved forflytning mellom tellepunktene blir det i tillegg registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter. Det brukes GPS for å finne fram til tellepunktene.

I 2005 ble det trukket ut 89 telleruter for fugl i regionen Midt-Norge, i 2006 ble det trukket ut 97 telleruter i regionen Øst-Norge, i 2007 ble det trukket ut 99 telleruter i region Sørlandet (for fylkesvis fordeling se **tabell 12.1**). Av disse har det ved feltarbeid i 2005-2008 vist seg at 4 av rutene i Midt-Norge, 4 av rutene i Øst-Norge og 7 av rutene på Sørlandet ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av den standard design for utlegging av punkt som vi bruker (se over). For 4 av rutene i Øst-Norge og 15 av rutene på Sørlandet gjenstår det å få en endelig avklaring på mulighet for gjennomføring. Dette skyldes enten at rutene foreløpig ikke er besøkt, eller at forsøk på gjennomføring har mislykkes (av praktiske grunner eller pga uegnede forhold). For noen av disse rutene har feltpersonell vurdert tilgjengelighet til å være såpass vanskelig at det må gjøres en ny vurdering av om rutene kan roteres eller eventuelt om de må ekskluderes (se **tabell 12.1**).

I 2008 ble nettverket videreført med uttrekking av telleruter i region Vestlandet (Hordaland og Sogn og Fjordane, Rogaland oppstartet i 2007). Av de ca 1030 potensielle tellerutene vi har i Norge ligger 140 i regionen Vestlandet. Av disse ble 69 ruter tilfeldig trukket ut for inkludering i tellenettverket. Tilgjengeligheten ble vurdert ut fra kart og 10 av rutene i Hordaland og Sogn og Fjordane ble vurdert som ikke mulig å takser i sin opprinnelige form på grunn av topografi/vann/sjø. For 3 av disse ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som ikke mulig selv etter rotasjon av rutesystemet. For de 7 øvrige ble det valgt å undersøke om gjennomføring ble mulig gjort ved at rutene ble rotert.

Datainnsamlingen 2008 ble organisert av Norsk ornitologisk forening med Magne Husby som prosjektansvarlig. Lokale koordinatorene (Knut Eie for Øst-Norge, Torstein Myhre for Midt-Norge og Kjell Blandhol for Sørlandet) er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For oversikt over de som har gjennomført takseringene i 2008 viser vi til **vedlegg 12.1**.

Tabell 12.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall potensielle telleruter for hekkefugl i det brukte nettverket, antall utvalgte ruter etter regionvis tilfeldig uttrekking av 50 % av rutene, antall utilgjengelige ruter, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (enten pga vanskelig tilgjengelighet eller pga at rutene ikke er besøkt eller mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr. april 2009, og antall ruter taksert i 2008. *ie - nettverket er foreløpig ikke etablert, if - feltarbeid foreløpig ikke gjennomført – Distribution of censusing routes in the different counties in Norway. ie – the system is not yet established, if - field check not yet implemented.*

Fylke County	Totalt i nettverket Total no.	Tilfeldig ut- valgte for fug- letaksering Randomly selected	Ikke tilgjenge- lig Not available	Foreløpig uavklart til- gjengelighet Availability not yet veri- fied	Totalt antall ferdig etab- lert pr 2008 Total no. established per 2008	Taksert i 2008 Censused in 2008
Østfold	14	7	0	0	7	7
Akershus	14	6	1	0	5	5
Oslo	2	1	0	0	1	1
Hedmark	86	46	1	2	43	36
Oppland	77	37	2	2	33	24
Buskerud	48	20	1	8	11	11
Vestfold	7	3	0	0	3	3
Telemark	48	25	1	3	21	16
Aust-Agder	29	17	3	0	14	12
Vest-Agder	22	12	2	4	6	6
Rogaland	30	15	2	2	11	9
Hordaland	50	26	4	14	8	8
Sogn og Fjordane	60	28	3	10	15	15
Møre og Romsdal	47	22	3	0	19	14
Sør-Trøndelag	61	31	0	0	31	21
Nord-Trøndelag	70	36	1	0	35	25
Nordland	125	67	14	<i>if</i>	<i>if</i>	
Troms	84	36	3	<i>if</i>	<i>if</i>	
Finnmark	158	79	<i>ie</i>			
Sum	1032	514	41	45	263	213

12.2 Resultater

Praktisk gjennomføring

Til sammen ble det utført takseringer for 181 (73 %) av de 248 rutene som inngår i takseringsnettverket for regionene Midt-Norge, Øst-Norge og Sørlandet i 2008. Dette inkluderer 60 av de 85 (71 %) aktuelle takseringsrutene i Midt-Norge, 73 (78 %) av de 93 aktuelle rutene i Øst-Norge og 48 (69 %) av de 70 aktuelle rutene for Sørlandet (**tabell 12.1**). Lavest andel takserte ruter hadde vi for Buskerud (58 %) og Vest-Agder (60 %).

For regionen Vestlandet der vi hadde etablering i fylkene Hordaland og Sogn og Fjordane i 2008 ble 32 (53 %) av de 60 aktuelle rutene taksert. Det var særlig lav andel av rutene som ble taksert i Hordaland (36 %). For denne regionen ble imidlertid tilgjengelighet for noen ruter sjekket senere på sommeren (3 ruter).

Basert de erfaringer vi har til nå vil vi anslå at det er mulig å gjennomføre taksering for ca 95 % av ruten i Øst-Norge og for ca 90 % av rutene i Midt-Norge og Sørlandet etter de regler som nå er gitt for når ruter må ekskluderes (≤ 12 besøkbare tellepunkt pr. rute selv etter roterasjon i henholdsvis 90°, 180° og 270°). Det ser imidlertid ut til at andelen ruter som kan gjennomføres blir litt lavere for regionen Vestlandet.

Erfaringene til nå viser at det er mulig å inkludere de aller fleste tellepunkt for de rutene som er takserbare. Forskjeller mellom regioner i topografi og framkommelighet gir selvsagt noen mind-

re regionale forskjeller i antall tellepunkt som kan besøkes med høyest gjennomsnitt for Øst-Norge (ca 19,3 punkt per rute) etterfulgt av Midt-Norge (ca 18,4 punkt per rute), Sørlandet (ca 18,7 punkt per rute) og Vestlandet (ca 18,2 punkt per rute). Største delen av punktene som ikke kunne besøkes ligger enten i vann/sjø eller er svært vanskelig tilgjengelige på grunn av bratt terreng.

Observasjoner av fugl i 2008

Vi har pr. 20. april 2009 registrert inn resultater for 2008 fra tellingene for 213 av TOV-E ruter. Foreløpige beregninger for punkttakseringene viser at det ble registrert ca 26 600 par av 160 fuglearter ved punkttakseringene for disse rutene i 2008 (**tabell 12.2**). Det ble registrert ca 6 400 par av 115 arter i Midt-Norge, ca 10 000 par av 133 arter i Øst-Norge, ca 6 700 par av 119 arter for Sørlandet og ca 3 400 par av 92 arter på Vestlandet. Dette gir i gjennomsnitt ca 125 par pr rute, og med et litt høyere gjennomsnitt for antall observerte par pr. rute for Sørlandet (ca 140 par pr. rute) og Øst-Norge (ca 138 par pr. rute) enn for Vestlandet (ca 106 par pr. rute) og Midt-Norge (ca 106 par pr. rute). Løvsanger hadde flest registreringer i alle de 4 områdene og utgjorde i 2008 ca 15 % av observasjonene i Midt-Norge, ca 19 % av observasjonene Øst-Norge, ca 22 % av observasjonene for Sørlandet, og ca 24 % av observasjonene for Vestlandet. For øvrig ser vi at rødvingetrost, gråtrost, heipiplerke og bokfink som er blant de 5 mest registrerte artene i Midt-Norge; bokfink, rødstrupe, trepiplerke og rødvingetrost, er inne blant disse i Øst-Norge; bokfink, rødstrupe, trepiplerke og svarttrost for Sørlandet; og heipiplerke, bokfink, rødstrupe og gjøk for Vestlandet (**tabell 12.2**).

Opptellingene ved forflytning mellom tellepunktene gir en betydelig økning i antall ruter med observasjoner for en rekke av 'ikke-spurvefugl' artene (**tabell 12.3**). Eksempel er hønsefuglartene storfugl, lirype og fjellrype som observeres i relativt stort antall ved forflytning sett i forhold til ved tellingene på punktene.

Vi går her ikke mer i detalj når det gjelder resultater. Det pågår nå en omfattende kvalitetssikring av data som ligger i TOV-E databasen ved NINA, og det planlegges en mer omfattende gjennomgang av data i løpet av høsten 2009. Dette gjelder også tilrettelegging av data for rapportering til den Pan-Europeiske hekkefuglovervåkingen.

Tilrettelegging av rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen kan rapporteres og forformidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell er klargjort for å ta i full bruk fra feltsesongen 2009. Systemet består av to deler. Den ene delen gjelder innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttakseringer og linjetaksering), den andre delen gjelder formidling av informasjon til feltpersonell (kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellingene, osv.). Etter feltsesongen 2009 vil det bli gjort en evaluering av dette systemet og eventuelle opprettinger vil bli utført.

12.3 Diskusjon

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (eks. 80 % sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30 % bestandsnedgang i løpet av en 10-års periode med 95 % signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter. De tellingene som er utført fram til nå indikerer at dette vil være tilfelle for i størrelsesorden 25 arter om man ser på regionene separat. Ved bruk av kombinert informasjon fra flere regioner vil vi forvente et tilsvarende presisjonsnivå for betydelig flere arter (f.eks ca 35 arter om man kombinerer data fra Midt-Norge og Øst-Norge). Tellingene fram til nå antyder videre at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. De supplerende tellingene som gjøres av mer sjeldne arter ved forflytning mellom tellepunkt har som mål å øke datamengde for slike arter for å få bedre statistikken for disse. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002) viser tellingene fram til nå at nettverket, slik det nå er under etablering, vil gi en begrenset dekning

Tabell 12.2 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort under punkttakseringene langs de 213 rutene vi har innrapportert resultater fra for punkttakseringene som ble utført våren/forsommeren 2008. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall par registrert for de respektive artene og er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner. – Bird observations made during point counts for 213 routes censused in Norway in 2008. Total numbers and numbers for separate regions are presented.

	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		MidtNorge	
Art/Species	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Løvsanger	194	5158	69	1869	44	1485	27	836	54	968
Måltrost	151	948	50	336	42	294	21	97	38	221
Bokfink	150	2666	52	1268	42	858	21	193	35	347
Rødvingetrost	148	1141	45	283	39	268	17	117	47	473
Gjøk	146	765	54	386	26	92	25	130	41	157
Rødstrupe	139	1137	43	484	39	396	19	91	38	166
Trepplerke	131	999	46	445	38	327	14	86	33	141
Gråtrost	125	1011	47	345	29	196	11	61	38	409
Svarttrost	122	837	41	275	38	301	19	142	24	119
Kjøttmeis	115	453	41	176	35	142	13	60	26	75
Heipplerke	103	1272	28	330	12	148	29	400	34	394
Gjerdesmett	101	438	30	123	27	106	16	110	28	99
Ringdue	98	594	43	365	28	126	8	41	19	62
Kråke	98	376	41	134	19	71	10	43	28	128
Jernspurv	98	302	29	86	29	95	15	39	25	82
Grønnsisik	93	512	34	232	32	169	10	33	17	78
Fuglekonge	89	293	36	167	27	60	8	24	18	42
Granmeis	83	186	30	69	21	56	12	18	20	43
Bjørkefink	74	611	28	234	10	43	3	14	33	320
Steinskvett	72	259	20	50	11	43	17	67	24	99
Munk	70	377	28	138	26	165	5	33	11	41
Heilo	67	447	21	173	5	14	11	75	30	185
Fiskemåke	66	243	25	88	4	9	12	25	25	121
Sivspurv	66	226	24	84	14	90	6	13	22	39
Rødstjert	63	288	26	129	13	33	4	10	20	116
Flaggspett	60	106	27	55	22	39	0	0	11	12
Gransanger	59	398	7	10	14	29	6	23	32	336
Enkeltbekkasin	58	151	24	72	5	12	10	12	19	55
Svartmeis	58	94	23	37	19	33	4	6	12	18
Grønnefink	55	183	18	44	19	45	7	24	11	70
Svarthvit fluesn.	55	119	14	31	20	41	5	12	16	35
Hagesanger	50	148	16	43	23	91	5	5	6	9
Linerle	50	116	17	29	14	32	11	25	8	30
Gråsisik	49	140	11	39	15	45	10	24	13	32
Rødstilk	49	129	10	21	5	12	6	17	28	79
Gulspurv	46	194	18	93	17	48	2	3	9	50
Blåmeis	45	112	18	29	12	22	3	7	12	54
Skjære	44	124	16	45	12	20	6	15	10	44
Gråfluesnapper	44	86	23	46	11	23	3	8	7	9
Orrfugl	43	180	22	132	11	27	5	11	5	10
Ringtrost	43	116	3	4	7	36	17	47	16	29
Strandsnipe	43	66	9	10	11	17	8	18	15	21
Toppmeis	40	94	19	45	14	37	2	6	5	6
Ravn	40	63	11	22	10	13	10	15	9	13
Buskskvett	40	62	14	20	12	16	7	13	7	13
Blåstrupe	36	85	13	26	6	24	3	12	14	23
Svartspett	33	44	18	26	11	13	0	0	4	5
Gluttsnipe	32	69	10	21	2	3	1	2	19	43
Småspove	31	99	12	37	0	0	1	2	18	60
Møller	30	54	24	48	1	1	1	1	4	4
Nøtteskrike	29	40	12	20	11	14	1	1	5	5
Lirype	28	52	11	29	4	6	3	3	10	14
Stær	27	98	5	10	8	21	6	32	8	35
Låvesvale	27	69	9	20	7	24	6	16	5	9
Tornsanger	25	116	5	13	8	13	10	86	2	4
Trekryper	24	37	14	24	5	6	1	2	4	5
Dompap	24	33	12	18	7	10	0	0	5	5
Trane	22	30	14	20	0	0	0	0	8	10
Gulsanger	21	36	6	11	2	5	5	8	8	12
Grankorsnebb	20	36	10	19	7	11	0	0	3	6

Tabell 12.2 (forts.)

	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		MidtNorge	
Art/Species	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Grønnspekk	20	27	10	13	5	8	2	3	3	3
Duetrost	18	56	15	48	3	8	0	0	0	0
Gråmåke	18	48	5	15	3	3	6	20	4	10
Tårnseiler	18	45	9	22	7	12	0	0	2	11
Storspove	18	36	7	9	0	0	3	12	8	15
Stokkand	18	35	6	10	5	9	3	6	4	10
Sanglerke	17	90	11	49	3	31	1	8	2	2
Gulerle	17	38	10	29	2	2	0	0	5	7
Skogsnipe	17	25	9	12	8	13	0	0	0	0
Kvinand	15	29	7	18	3	3	0	0	5	8
Storlom	15	21	4	7	2	2	3	5	6	7
Gråhegre	14	38	1	2	2	19	5	8	6	9
Vipe	14	25	6	11	2	2	3	8	3	4
Grønnstilk	14	23	9	14	1	2	0	0	4	7
Hettemåke	13	27	8	15	2	4	1	1	2	7
Spettmeis	13	19	2	3	7	9	3	6	1	1
Taksvale	12	43	6	11	5	31	0	0	1	1
Fjellrype	12	26	5	8	1	2	2	6	4	10
Gråspurv	11	100	2	17	3	22	3	8	3	53
Tjeld	10	24	0	0	2	6	3	7	5	11
Svartbak	9	20	0	0	3	3	3	8	3	9
Bøksanger	9	15	4	6	5	9	0	0	0	0
Smålom	9	14	3	3	0	0	0	0	6	11
Storfugl	9	11	6	7	3	4	0	0	0	0
Toppand	8	76	5	73	0	0	1	1	2	2
Lappspurv	8	47	5	31	0	0	1	5	2	11
Snøspurv	8	34	3	13	2	12	2	8	1	1
Kaie	8	32	6	17	0	0	0	0	2	15
Kanadagås	8	12	4	6	3	4	0	0	1	2
Krikkand	8	10	3	4	5	6	0	0	0	0
Jordugle	7	8	6	7	0	0	0	0	1	1
Pilfink	6	26	2	9	4	17	0	0	0	0
Rosenfink	6	19	4	11	2	8	0	0	0	0
Bergirisk	6	17	0	0	0	0	4	12	2	5
Fjellerke	6	12	1	1	2	5	2	5	1	1
Boltit	6	10	1	1	2	2	1	5	2	2
Vendehals	6	9	1	3	5	6	0	0	0	0
Furukorsnebb	6	9	3	5	2	3	0	0	1	1
Laksand	6	7	2	2	1	2	0	0	3	3
Løvmeis	6	6	1	1	1	1	4	4	0	0
Myrsnipe	5	13	3	4	0	0	1	5	1	4
Sildemåke	5	12	2	9	0	0	2	2	1	1
Sandlo	5	6	0	0	0	0	1	1	4	5
Lavskrike	5	6	3	3	1	1	0	0	1	2
Fossekall	5	5	1	1	1	1	0	0	3	3
Ærfugl	4	17	0	0	2	6	1	2	1	9
Tornirisk	4	14	1	2	2	3	1	9	0	0
Rødnebbterne	4	11	2	6	0	0	1	1	1	4
Fiskeørn	4	5	2	2	1	1	0	0	1	2
Dvergalk	4	5	2	2	0	0	0	0	2	3
Rugde	4	5	1	1	1	1	0	0	2	3
Svartand	4	4	1	1	1	1	0	0	2	2
Siland	4	4	1	1	2	2	1	1	0	0
Tårnfalk	4	4	1	1	0	0	2	2	1	1
Sandsvale	3	19	0	0	2	16	1	3	0	0
Skjærpiplerke	3	8	0	0	1	1	2	7	0	0
Nøttekråke	3	5	3	5	0	0	0	0	0	0
Tornskate	3	5	2	3	1	2	0	0	0	0
"Korsnebb", spp.	3	5	2	3	0	0	1	2	0	0
Myrsanger	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0
Vinterle	3	3	1	1	2	2	0	0	0	0
Stillits	3	3	1	1	2	2	0	0	0	0
Hønsehauk	3	3	2	2	1	1	0	0	0	0
Fjellvåk	3	3	0	0	1	1	1	1	1	1
Svømmesnipe	3	3	1	1	0	0	0	0	2	2
Sjørørre	2	15	2	15	0	0	0	0	0	0

Tabell 12.2 (forts.)

	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		MidtNorge	
Art/Species	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Musvåk	2	3	1	1	1	2	0	0	0	0
Svartstrupe	2	3	0	0	0	0	2	3	0	0
Kjernebiter	2	3	1	2	1	1	0	0	0	0
Jaktfalk	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2
Vaktel	2	2	1	1	0	0	0	0	1	1
Makrellterne	2	2	0	0	1	1	1	1	0	0
Klippedue	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0
Stjertmeis	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0
Jerpe	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0
Kattugle	2	2	1	1	0	0	1	1	0	0
"Fugl", ubest.	1	18	0	0	0	0	0	0	1	18
Kortnebbgås	1	15	0	0	1	15	0	0	0	0
Sivsanger	1	4	0	0	0	0	0	0	1	4
Toppdykker	1	3	1	3	0	0	0	0	0	0
Brushane	1	3	0	0	0	0	0	0	1	3
Haukugle	1	3	0	0	0	0	0	0	1	3
Storskarv	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Skogdue	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Rørsanger	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Sangsvane	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Dobbeltbekkasin	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Spurveugle	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0
Islom	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Horndykker	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Knoppsvane	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Grågås	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Gravand	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Vepsevåk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Vandrefalk	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Temmincksnipe	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Nattergal	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Østsanger	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Dvergfluesn.	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Havelle	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Fjelljo	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Gråspett	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Sidensvans	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Sum	213	26592	73	10048	48	6719	32	3406	60	6419

for arter som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet (eks. sanglerke, stær, taksvale, låvesvale, vipe etc). Om ikke nettverket blir fortettet for denne type habitater vil vi for arter som er knyttet til slike naturtyper få en mindre presis kunnskap om bestandsendringer.

Av de vanligst forekommende artene, og som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 25 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo og enkeltbekkasin, samt flaggspett, ringdue, gjøk og fiskemåke (observert på > 25 % av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Det inngår imidlertid også et knippe av arter som har sin hovedforekomst i åpne områder og i fjellet (ca 10 arter).

Vi er fortsatt i en etableringsfase for den ekstensive overvåkingen av fugl i Norge. Takseringsnettverket ble etablert i regionen Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007 og Vestlandet 2008. Etablering av tellerutene gjøres samtidig med første års taksering. Dette krever en god del ekstra oppmerksomhet bl.a. knyttet til det å finne fram til og etablere tellepunkt, registreringer av habitatforhold etc. Første års besøk og opptellinger for takseringsrutene vil derfor i begrenset grad kunne inngå som fullverdige datasett for vurdering av bestandsendringer.

Tabell 12.3 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort ved forflytning mellom tellepunktene for de 213 rutene vi har innrapportert resultater fra for våren/forsommeren 2008. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall par registrert for de respektive artene og er sortert etter summert antall ruter med observasjoner. – Bird observations made during point counts for 213 routes censused in Norway in 2008. Total numbers and numbers for separate regions are presented.

	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		MidtNorge	
Art/Species	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Lirype	39	101	11	48	6	10	4	11	18	32
Orrfugl	35	69	13	24	9	30	5	6	8	9
Storfugl	29	49	16	31	8	12	0	0	5	6
Flaggspett	29	39	13	20	10	13	1	1	5	5
Rødstilk	28	47	3	3	4	6	3	8	18	30
Heilo	26	71	6	18	4	6	6	24	10	23
Strandsnipe	26	46	4	5	8	14	2	8	12	19
Fjellrype	25	54	6	16	3	4	4	6	12	28
Enkeltbekkasin	21	29	3	3	1	2	6	7	11	17
Krikkand	17	20	6	7	4	4	1	1	6	8
Skogsnipe	16	19	7	7	7	9	0	0	2	3
Svartspett	13	16	4	6	8	9	0	0	1	1
Gluttsnipe	13	13	7	7	0	0	1	1	5	5
Stokkand	12	17	1	1	3	5	3	3	5	8
Storspove	12	15	3	3	1	1	0	0	8	11
Trane	12	13	7	7	0	0	0	0	5	6
Gråhegre	11	22	1	1	2	2	3	4	5	15
Kvinand	11	15	2	2	4	6	0	0	5	7
Dvergfalk	10	13	2	2	2	2	1	1	5	8
Vipe	9	13	2	5	1	1	1	1	5	6
Rugde	9	11	4	6	3	3	0	0	2	2
Småspove	8	11	2	2	0	0	0	0	6	9
Grønnspekk	8	9	2	2	4	4	0	0	2	3
Storlom	7	11	1	3	1	1	2	4	3	3
Kongeørn	7	8	2	2	0	0	1	1	4	5
Smålom	7	7	1	1	0	0	2	2	4	4
Fjellvåk	7	7	1	1	1	1	0	0	5	5
Toppand	6	15	3	5	1	2	0	0	2	8
Gjøk	6	7	3	3	0	0	2	3	1	1
Hønsehauk	6	6	3	3	2	2	1	1	0	0
Tårnfalk	6	6	2	2	0	0	1	1	3	3
Svartand	4	10	1	2	1	6	0	0	2	2
Tjeld	4	10	0	0	0	0	2	3	2	7
Grønnstilk	4	10	3	3	0	0	0	0	1	7
Boltit	4	5	2	3	0	0	1	1	1	1
Musvåk	4	4	2	2	2	2	0	0	0	0
Spurvehauk	4	4	1	1	1	1	0	0	2	2
Rødnebbterne	4	4	3	3	1	1	0	0	0	0
Kattugle	4	4	0	0	0	0	2	2	2	2
Myrsnipe	3	8	1	1	0	0	1	6	1	1
Sandlo	3	5	0	0	0	0	0	0	3	5
Havørn	3	4	0	0	0	0	0	0	3	4
Sangsvane	3	3	2	2	0	0	0	0	1	1
Svømmesnipe	2	10	1	2	1	8	0	0	0	0
Sjørørre	2	9	1	3	1	6	0	0	0	0
Siland	2	8	0	0	0	0	1	1	1	7
Kanadagås	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
Laksand	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
Myrhauk	2	2	1	1	0	0	0	0	1	1
Grågås	1	7	0	0	0	0	1	7	0	0
Sædgås	1	3	0	0	0	0	0	0	1	3
Horndykker	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2
Toppdykker	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Knoppsvane	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Gravand	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Ærfugl	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Vepsevåk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Jaktfalk	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Vandrefalk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Lerkefalk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0

Tabell 12.3 (forts.)

Art/Species	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		MidtNorge	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Vaktel	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Fasan	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Sothøne	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Temmincksnipe	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Skogdue	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Hubro	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Dvergspett	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Havelle	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Fiskeørn	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Jerpe	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Fjæreplytt	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
Fiskemåke	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Jordugle	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Tretåspett	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Sum	213	917	73	282	48	178	32	115	60	342

På grunn av at det gjenstår et betydelig arbeid når det gjelder kvalitetssikring av selve telleresultatene, kan vi ikke rapportere tidsserier for resultatene på nåværende tidspunkt. Behovet for kvalitetssikring av data er forårsaket av at det må avklares standardprosedyrer for hver enkelte rute og det må gjøres en sjekk av at de endelige fastsatte prosedyrer har blitt fulgt før telleresultater for et år kan inkluderes. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedyrer for en takseringsrute må denne besøkes minst en gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta. Derfor er det ikke alltid at samme prosedyrer er brukt i påfølgende år. Mye av denne kvalitetssikringsjobben er nå gjennomført for Sør-Norge sin del, og tall for bestandsendringer fra 2006 til 2008 skal klargjøres høsten 2009.

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av fugl skal etter hvert som data foreligger inngå i en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling³. Dette er tiltenkt å være flereartsindekser som skal representere endringer i forskjellige areal typer (eks. jordbrukslandskapet, skogen, fjellet). Basert på den informasjon som nå er tilgjengelig planlegger vi i løpet av høsten 2009 å gjøre en ny vurdering av prinsippene for hvilke arter eller arealer som skal inkluderes i disse indeksene. I prinsippet kan dette være indekser for grupper av arter (flereartsindekser) eller det kan være indekser for alle arter for gitte areal typer (habitatindekser). Når det gjelder rene artsindekser for naturtyper finnes det forslag til dette på Europeisk nivå (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>). Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av Norske arealer. I Sverige er det etablert flereartsindekser knyttet miljømål som kan være relevante for de vurderinger som her må gjøres (se Ottvall et al. 2006). Dette arbeidet må også sees i sammenheng med arbeidet med en Norsk naturindeks som nå pågår i regi av Direktoratet for naturforvaltning.

Kvalitetssikring av felpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag sin etablering av et Fuglekunnskap studium som blir en viktig bit av en slik kvalitets-sikring. Felpersonell kan her delta på feltkurs, trene i artskunnskap via internett, og de må ta en nettbasert eksamen (se www.hint.no/fuglekjennskap/).

Når frivillig personell skal gjøre arbeidet vil de ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i relevant tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2008 ble 73 % av de aktuelle rutene for de allerede etablerte

³ www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/Barekraftig_utvikling/Indikatorer_for_barekraftig_utvikling.html?id=85721

regionene og ca 60 % av de aktuelle rutene for regionen Vestlandet taksert/besøkt. Dette er noe lavere enn den andel vi har satt som mål å takserer hvert år (> 80 %).

For å holde nede kostnadene til registrering av takseringsresultater og informasjon om takseringsforholdene fra feltpersonell til database er det viktig å få utviklet et nettbasert rapporteringssystem. Det er også viktig med et slikt system for formidling av informasjon til feltpersonell (kart, GPS-filer, standardprosedyrer for hver enkelt rute, etc). Det er i 2008 gjennomført forbedringer og programmering av et slikt nettbasert system som tas i bruk for feltsesongen 2009. Vi ser for oss at dette i stor grad skal forenkle administrative prosedyrer og det vil bli en viktig brikke i kvalitetssikringen av det arbeidet som utføres.

Vedlegg 12.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Fylkesvis oversikt over personer som gjennomførte feltarbeid og antall ruter de respektive takserte i det ekstensive fugletakseringsnettverket i 2008. Av forskjellige årsaker har ikke alle ruter blitt taksert. – Overview for people doing the censusing work, 2008.

Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each	Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each
1 Østfold	Morten Hage	5	6 Buskerud	Rolf E. Andersen	1
	Anders F. Mæland	2		Torgim Breiehagen	3
2 & 3 Oslo og Akershus	Håkan Billing	1		Bård Engelstad	2
	Knut Eie	1		Anders Hals	2
	Eric Roualet	1		Olav Huso	2
	Ole Skimmeland	2		Audun Brekke Skrindo	1
	Audun Brekke Skrindo	1	7 Vestfold	Finn Hauge	1
4 Hedmark	Jon Bekken	1		Bjørn Rismyr	2
	Morten Brandsnes	1	8 Telemark	Anders Borgehed	1
	Knut Eie	3		Thorstein Holtskog	2
	Ingvald Ekeland	1		Helge Kiland	3
	Knut Fure	1		Toril Lohne	1
	Per Jan Hagevik	5		Jostein Myromslien	5
	Stein Ola Haugom	1		Anders F. Mæland	2
	Jan Erik Heggelund	1		Trond Eirik Silsand	1
	Lars Kapelrud	2		Rune Solvang	1
	Rune Karlstad	2	9 Aust- Agder	Jan Edvinn Gunnarsen	2
	Jonas Langbråten	2		Geir Andre Homme	1
	Jon Lurås	5		Leif Salve Håkedal	1
	Eric Roualet	1		Svein Haakonseth	1
	Roar Svenkerud	1		Jan Helge Kjøstvedt	1
	Roar Selboe	3		Asbjørn Lie	1
	Trond Voldmo	4		Rune Skåland	3
	Tommy Wernberg	2		Kjell Woxmyhr	2
	Ragnar Ødegaard	1	10 Vest- Agder	Kjell Blandhol	1
5 Oppland	Svein Bekkum	1		Per Øyvind Grimsby	3
	Tom Skånsar Borgersen	2		Finn Jørgensen	2
	Olav Brendjord	1	11 Rogaland	Rolf G. Dirdal	1
	Per Willy Bø	1		Steinar Eldøy	1
	Per Bådshaug	3		Øyvind Gjerde	1
	Fredrik Calmeyer	1		Paul Terje Haarr	1
	Even Dehli	2		Øyvind Halgunset	1
	Knut Eie	1		Geir Kristensen	1
	Helge Grønlien	2		Johan Tore Rødland	1
	Dagfinn Henriksen	1		Ivar Sleveland	1
	John Martin Mjelde	1		Thom Ole Vedø	1
	Øyvind Pedersen	2		Jon Olav Velde	1
	Jan K. Roang	1	12 Horda- land	Anders Bjordal	2
	Hans Sagstuen	1		Harry Dijkstra	1
	Svein Erik Ski	1		Anders Heien	2
	Hans Skuterud	1		Ole Berge Helland	1
	Tor Wang	1		Jostein Moldsvor	2
	Ragnar Ødegård	1		Ingvar Måge	1
				Harald Simonsen	1
				Morten Wilhelmsen	1

Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each	Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each
14 Sogn og Fjordane	Bjørn Angel-Jacobsen	1	17 Nord- Trøndelag	Svein Arne Bratli	2
	Johannes Erik Anonby	2		Stig Ekker	1
	Nils Chr. Bjørge	1		Inge Hafstad	1
	Magne Hamre	1		Stein Narve Kjølvik	1
	Torbjørn Hasund	2		Trond Kolstad	1
	Harald Hunderi	3		Terje Kolaas	5
	Kjetil Mork	3		Erlend Moen	1
	Stein Inge Refvik	1		Torstein Myhre	1
	Ståle Sætre	1		Pål Mølnvik	2
	Harald Egil Folden	1		Willy Nordli	1
15 Møre og Romsdal	Halvard Holtung	1		Torbjørn Opheim	1
	Hans Martin Høiby	1		Henry Skjevik	2
	Willy Nordli	2		Helge Staven	1
	Karl Johan Stadsnes	3		Bjørn Arild Steinsmo	2
	Ingvar Stenberg	1		Per Inge Værnesbranden	2
	Ståle Sætre	2			
	Tor Albu	2			
	Øystein Ålbu	1			
	Ingebrigt Saxe Aasen	1			
	Per Willy Bø	1			
16 Sør- Trøndelag	Hans Martin Høiby	1			
	Kjell Larsen	2			
	Arild Lindgård	1			
	Morten Martinsen	2			
	Willy Nordli	2			
	Tore Reinsborg	1			
	Jostein Sandvik	3			
	Tore Storli	3			
	Jarl Strømdal	2			
	Thorleif Thorsen	2			
	Knut Totland	1			
	Morten Venås	1			
	Per Inge Værnesbranden	1			

13 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

Overvåkingen i TOV omfatter viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. De ulike komponentene dekker også viktige næringskjeder i disse systemene, f.eks. planter, smågnagere/ryper, rovfugl. Det er forventet at de inkluderte overvåkingsvariablene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Vi har ingen grundig analyse av sammenhenger mellom endringene i de ulike overvåkingsvariablene og mulige påvirkningsfaktorer, men gir her en kvalitativ vurdering av noen hovedmønstre i slike sammenhenger.

Klimaendringer

Flere av komponentene som overvåkes i TOV-områdene og i granskogsområdene, viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter 1990. Generelt er det en sammenheng mellom planteartenes kjente temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet, noe som uttrykker en lokal temperaturgradient (Bakkestuen et al. 2005). Det er derfor gode muligheter for å fange opp endringer i plantearters forekomst i TOV-områdene som svar på endringer i klimaet. Mosene svarer umiddelbart på klimaforholdene, og de viser tydelige endringer i perioden 1988-2008. Særlig har store moser i markvegetasjonen økt i mengde i flere granskogsområder med vegetasjonsovervåking (jf kap. 4-6, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). En hovedgrunn til dette er lengre vekstsesong for moser pga mange milde høster, spesielt fra ca. midten av 90-tallet. Økningen for store moser har ført til fortetting av bunnsjiktet som flere steder i sin tur har ført til mengdereduksjon for mange små moser. I enkelte granskogsområder er artsmangfoldet for mosene i flatene derfor i ferd med å bli betydelig redusert. I enkelte av de nordlige områdene med bjørkeskog, f.eks. Åmotsdalen og Gutulia, har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold (jf Bakkestuen et al. 2007).

På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens (Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, kap. 7). Dekningen av lav på bjørketrær har fortsatt å øke i Gutulia. Endringene i artssammensetning viste framgang for varmekjære arter som vanlig kvistlav og gul stokklav, mens snømållav har gått betydelig tilbake. Også i Dividalen har den totale lavdekningen økt, og deknningen av varmekjære arter som vanlig kvistlav har også økt. Men her har deknningen av snømållav holdt seg på et høyt nivå.

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en nær sammenheng med vårens utvikling (f.eks. målt ved middeltemperaturen i mai) (jf figur 11.3). Fuglenes hekkestart er følsom for variasjonene i værforholdene om våren. I 2008 var maitemperaturen i sør (Lund, Solhomfjell) vesentlig høyere enn de foregående årene og hekkestart tilsvarende tidligere. I nord (Gutulia, Åmotsdalen) var både maitemperaturen og hekkestart omtrent som for året før.

Vi forventer at mildere klima og lengre produksjonssesong i fjellet vil gi økning i fuglebestandene i disse områdene. En bestandsindeks basert på informasjon fra 1000 faste tellepunkt i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater. Arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ser imidlertid ut til å ha hatt en mer stabil bestandsutvikling. Enkelte år ser det ut til å være noe variasjon i dette mønsteret, noe som kan skyldes effekter av sen og kald vår, med forskyvninger i artenes arealbruk som følge.

Andre observasjoner av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 8-11), gir ellers ikke grunnlag for å knytte disse til spesifikke klimaendringer. Slike sammenhenger er sannsynligvis til stede, men sett i forhold til andre faktorer er de ikke tydelige nok til at vi har kunnet oppdage dem.

Langtransporterte forurensninger

En rekke ulike forurensningskomponenter kan tenkes å påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Siden TOV-områdene med hensikt er lagt til områder med forholdsvis liten lokal menneskelig påvirkning, vil det meste av forurensningen av disse områdene bli tilført med luft og nedbør fra andre områder, til dels over store avstander. Det er særlig forsuring ved tilførsel av svovelforbindelser (dels også nitrogenforbindelser), gjødsling ved tilførsel av nitrat og/eller ammonium, bakkenært ozon og miljøgifter som metaller og ulike organiske forbindelser som vil kunne påvirke våre observerte arter. Effektene av slik forurensning kan ev. vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensning i forhold til områder lenger nord med lavere belastning av forurensning.

De tydeligste effektene av forurensning er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene (jf kap. 7). Spesielt i de sørlige og mest forurensete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forurensningsfølsomme arter som brunskjegg (jf Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, kap. 7). Den generelle framgangen for lav og det reduserte skadeomfanget tyder på at reduksjonen i svovelledfall og forsuring de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Dette er ikke minst illustrert for lavfloraen på bjørk i Møsvatnområdet, der lav generelt og forurensningsfølsomme brunskjeggarter spesielt har gått kraftig fram. I siste periode ble det imidlertid også registrert økt andel skadd lav, både i det lite forurensningsbelastete området i Åmotsdalen og det mer belastete området i Lund (Hagen et al. 2007). Mengden av alger på trærne i Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima (jf over), men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen i dette området (Hagen et al. 2007).

For markvegetasjonen tyder enkelte observasjoner på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen kan være i ferd med å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf kap. 3-6; R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). Dette er tydelig for flere av overvåkingsområdene i bjørkeskog, f.eks. overvåkingsområdet ved Møsvatn. I bjørkeskogsområdene kan både langtransporterte nitrogenforbindelser og lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep være årsaker til observerte endringer mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er disse signalene om en gjødslingseffekt ikke like klare. I enkelte områder er det observert økning av smyle, tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst (jf T. Økland et al. 2004a,b), men i andre områder er det ingen slik framgang å observere for nitrogenelskende arter (jf kap. 4-5). For markvegetasjonen synes tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen (T. Økland et al. 2004a,b), dels å være reversert i løpet av de siste 5-årsperiodene, dels å vise et inkonsistent mønster mellom områdene. Endelige konklusjoner om dette må avvente ytterligere undersøkelser (jf R. Økland & Nordbakken 2004).

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2008 noen indikasjoner på at forurensninger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene (jf kap. 8-11). I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det riktignok funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, til dels på antatt kritiske nivåer (Nygård et al. 2001, 2006). Det er også funnet betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge (Kålås & Lierhagen 2003), men dette synes ikke å ha gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

Overbeskatning

Av arter som overvåkes i TOV, vil beskatning i utgangspunktet være aktuell for ryer og skogs-fugl. Det drives jakt i en viss utstrekning i de fleste av overvåkingsområdene. Våre undersøkelser er ikke innrettet mot å avsløre effekter av beskatning, og vi kan dermed ikke si om disse artene overbeskattes eller ikke. Variasjonen fra år til år og mellom områder, samt fordelingen av ungfugl og voksne for lirype, kan trolig i hovedsak tilskrives naturlig variasjon i artenes bestandsdynamikk.

Variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan ikke knyttes direkte til jakt/bekjempelse eller forstyrrelse fra mennesker. Det har imidlertid vært noen år med uvanlig svak reproduksjon hos kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalen. I Åmotsdalen var det klare indikasjoner på at både kongeørn og jaktfalk har vært utsatt for faunakriminalitet fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Mer omfattende overvåkingsinnsats i Solhomfjell i 2004-08 viste bedre reproduksjon i denne perioden, og årsakene til den svake reproduksjonen i dette området i perioden 1999-2003 er ikke avklart. Den reduserte produksjonen for kongeørn og jaktfalk i flere av områdene i 2006 kan trolig tilskrives dårlig tilgang på viktig bytte som småvilt.

Naturinngrep og endringer i arealbruk

Opplegget for overvåking i TOV-områdene er i utgangspunktet ikke innrettet mot å belyse effekter av endringer i arealbruk eller direkte inngrep i artenes leveområder. De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder nettopp for å unngå inngrep og raske endringer i arealbruk. Imidlertid er bruken av norske utmarksarealer under endring, oftest med langt mindre høsting av den naturlige biologiske produksjonen enn før og med økt gjengroing og skogsuksesjon som resultat. Dette påvirker også mange verneområder. Det har f.eks. siden ca 1950 foregått en tydelig fortetting av trevegetasjonen i overvåkingsområdene ved Møsvatn og i Åmotsdalen (Bakkestuen & Erikstad 2002, Framstad et al. 2006). I flere av TOV-områdene (f.eks. Åmotsdalen og Lund) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sauer, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Børgefjell, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. I Gutulia viser også ungeproduksjonen hos kongeørn forskjeller mellom områder med og uten reinbeite (kap. 9). Også mer akutte effekter av arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær. Det er generelt ikke lett å skaffe presis informasjon om graden av endring i arealbruken over tid. Dermed er det vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til de observerte endringene i overvåkingsområdene. Utvikling av landskapsmodeller og dokumentasjon av ev. endringer i arealdekket i TOV-områdene ble satt i gang i 2004 (Framstad et al. 2006). Dette vil kunne gi et bedre grunnlag for tolkning av mulige effekter av endringer i arealbruk i forhold til våre observasjoner av flora og fauna.

Fremmede arter

Så langt i gjennomføringen av TOV er det ikke observert arter i TOV-områdene som ikke kan sies å høre naturlig hjemme i de aktuelle naturtypene. Det er foreløpig heller ikke kjent forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene, slik at fremmede arter kan forventes å dukke opp i disse områdene i nær framtid.

Truete og sårbare arter og norske ansvarsarter

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Heller ikke undersøkelsesmetodene i TOV er spesielt innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter fra den norske rødlista (Kålås et al. 2006) er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene:

- Søterot (*Gentiana purpurea*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista. Arten er lokalt ganske vanlig i bjørkeskog og tidligere beiteområder i Møsvatnområdet, og den inngår også i et fåtall av vegetasjonsrutene.
- Ulvelav (*Letharia vulpina*) er oppført som sårbar (VU) på rødlista; arten ble funnet i området i Gutulia i 1993 og 1998, både på ett av prøvetrærne og flere steder i området
- Kongeørn (*Aquila chrysaetos*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista; arten overvåkes og observeres regelmessig i flere områder (Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell)
- Jaktfalk (*Falco rusticolus*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista; arten overvåkes og observeres regelmessig i flere områder (Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell)
- Fjellerke (*Eremophila alpestris*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista; arten er kun observert som enkeltindivider ved takseringene i Dividalen (1993, 1995)

Naturlige endringsmønstre eller endringer uten klar sammenheng med kjente påvirkningsfaktorer

I nordlige og høyereliggende områder der et veletablert snødekke skaper tydelige forskjeller mellom sommer og vinter, kan smågnagere vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster ser vi særlig tydelig i TOV-områdene ved Møsvatn og i Børgefjell (jf kap. 8). For de sørlige områdene i Lund og Solhomfjell vil vi normalt vente mer uregelmessige bestandsvariasjoner, slik observasjonene fra disse områdene også tyder på. Derimot er det overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen ikke viser tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de lave bestandsnivåene i disse områdene. En mulig forklaring kan være at det er stor lokal variasjon i bestandsmønsteret regionalt, og at fangstene tilfeldigvis er lagt til områder med lave bestander. Alternativt kan produksjonsforholdene i de aktuelle områdene være så dårlige at bestandene sjelden oppnår stor tetthet, eller det kan være påvirkning fra andre dyr (f.eks. beitedyr) på ressursgrunnlaget. Lengre dataserier og mer detaljerte analyser vil kunne avklare dette noe bedre i årene som kommer.

Bjørkemålere er en annen gruppe av arter som kan ha stor innvirkning på flere deler av lokale økosystemer. Ved store angrep vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år (Neuvonen et al. 2005, Jepsen et al. 2008), der også enkelttrær bli drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter. Dermed får også smågnagerne endret sine livsbetingelser, noe som kan endre artssammensetningen fra arter knyttet til områder med tre- og buskdekning (klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (markmus). Masseforekomster av bjørkemålerlarver gir også god tilgang på næring for fugler, noe som kan utnyttes av arter med en nomadisk livsform som f.eks. bjørkefink. Slike endringer ble observert i Møsvatnområdet etter store bjørkemålerangrep rundt 2000 (se Framstad et al. 2003; <http://www.nina.no/?io=1001450>).

14 Litteratur

- Achermann, B. & Bobbink, R. (red.) 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164: 1-327. - Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern.
- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. – *Oikos* 46: 93-106.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – *Ecography* 24: 298-308.
- Anonym 2008. R version 2.7.1 for Windows. - The R foundation for statistical computing (www.r-project.org).
- Aptroot, A. & van Herk, C.M. 2007. Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with *Trentepohlia* phycobionts. – *Environmental Pollution* 146: 293-298.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Bakkestuen, V. & Erikstad L. 2002. Terrestrisk overvåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker - reanalyser 1998. – NINA Oppdragsmelding 612: 1-58.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn – reanalyser 2002. – NINA Oppdragsmelding 793: 10-16.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen - tredje gangs analyse 2003. – I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839. S. 32-38.
- Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Framstad, E., Sloreid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. – NINA Rapport 52, 47s.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2009. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 33: 1-226.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. - Academic Press.
- Blum, O. B. 1973. Water relations. – I: Ahmadjian, V. & Hale, M. E. (red.), *The lichens*. Academic Press, New York, s. 381-400.
- Brandrud, T.E., Bakkestuen, V. & Aarrestad, P.A. 2001. Terrengkalking i Suldal, Rogaland – Effekter på vegetasjon og sopp. – I Terrengkalkingsprosjektet –årsrapport 2000. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. Direktoratet for naturforvaltning.
- Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. & Aarrestad, P.A. 2003. Terrengkalking i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp. - NINA Fagrapport 75. 79 pp.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - *Journal of Vegetation Science* 8: 329-336.
- Bruteig, I.E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. – Allforsk rapport 17: 1-37.
- Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.

- Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. – NINA Oppdragsmelding 839, s. 39-60.
- Buch, H. 1945. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. I. – Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 9: 1-44.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. – Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 20: 1-49.
- Buckland, S.T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 448 s.
- Cederberg, B., Hermansson, J. & Lundqvist, R. 1993. Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll. – Skogsstyrelsen, Rapport 5/1993.
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971-1979. – Holarctic Ecology 6: 24-31.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa Volume VIII - Crows to finches. Oxford University Press. New York.
- Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Dahl, E. 1988. Acidification of soil in the Rondane Mountains, South Norway, due to acid precipitation. – Øko-forsk Rapp. 1: 1-53.
- Dahl, E. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). – Cambridge Univ. Press. 297 s.
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.
- DN 1997. Natur I endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der Modernen Pflanzensoziologie. - Akad. Abh. Uppsala.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success og the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – Oecologia 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - Oecologia 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - Can. J. Zool. 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - Ann. Zool. Fennici. 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O.E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- 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.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – Ecography 24: 555-568.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVII. Göttingen. 258 pp.
- Ellis, C.J. & Coppins, B.J. 2006. Contrasting functional traits maintain lichen epiphyte diversity in response to climate and autogenic succession. – Journal of Biogeography 33: 1643-1656.
- Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. - Auk 88: 323-342.
- Engelmark, O., Hofgaard, A. & Arnborg, T. 1998. Successional trends 219 years after fire in an old *Pinus sylvestris* stand in northern Sweden. – J. Veg. Sci. 9: 583-592.
- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4 year period in northern Sweden. – Wahlenbergia 4: 1-114.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. – Oecologia 91: 360-364.

- Erkamo, V. 1958. Kesän 1955 kuivuudesta ja sen vaikutuksesta kasveihin erityisesti Etelä-Suomessa (Deutsches Ref.: Über die Dürre des Sommers 1955 und deres Einwirkung auf die Pflanzen besonders in Südfinnland). - *Annls bot. Soc. zool.-bot. fenn.* Vanamo 30: 1-45.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. - *Vegetatio* 86: 143-150.
- Falkengren-Grerup, U. 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. - *Ecol. Bull.* 44: 215-226.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. - *Vegetatio* 95: 149-158.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 9.
- Framstad, E. (red.) 2008. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. - NINA Rapport 362: 1-116.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., Stenseth, N.C. & Østbye, E. 1993. Time series analysis of population fluctuations of *Lemmus lemmus*. – pp: 97-115 in Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The biology of lemmings*. Academic Press. London.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. – *Proceedings of the Royal Society, B.* 264: 31-38.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.
- Framstad, E., Storeid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. – NINA Rapport 108, 41 s.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – NINA Temahefte 4: 1-104.
- From, J. & Delin, A. 1995. Art- och biotopbevarande i skogen med utgångspunkt från Gävleborgs län. – Skogvårdsstyrelsen i Gävleborgs län, Gävle.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. - pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. – *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. – *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.* 2: 1-28.
- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - *Nature* 368: 446-448.
- Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Gregory, R.D. & Vorisek, P. 2003. Report on the Pan-European common bird monitoring workshop. – *Bird Census News* 16: 4-15.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (eds.) 1992. Critical loads for nitrogen. – Copenhagen, Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – *Biol. Cons.* 43: 309-319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – *J. Animal. Ecol.* 59: 743-752.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. - *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005. – NINA Rapport 150: 27-55.
- Hagen, D., Bruteig, I.E., Larssen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006. – NINA Rapport 262: 38-65.

- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Møsvatn 2007. I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 362, s. 45-64.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. – Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. – K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr 11: 1-88.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – Biol. Cons. 58: 357-366.
- Hallbäck, L. & Zhang, L.-Q. 1998. Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. – Forest Ecology and Management 108: 201-213.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – Oikos 106: 85-92.
- Hanski, I., Hansson, L. & Henttonen, H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. – J. Anim. Ecol. 60: 353-367.
- Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. – Nature 364: 232-235.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – Trends in Ecology and Evolution 3: 195-200.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. – Academic Press, London.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. – Studies in Biology 66: 1-60.
- Henttonen, H., McGuire, A.D. & Hansson, L. 1985. Comparisons of amplitude and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of *Clethrionomys* species. – Ann. Zool. Fennici 22: 221-227.
- Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisaari, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – Oikos 50: 353-365.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V. & Skálová, H. 1993. Small-scale variability as a mechanism for large-scale stability in mountain grassland. – J. Veg. Sci. 4: 163-170.
- Herredsvella, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – Vår fuglefauna 11: 75-77.
- Hiirsalmi, H. 1969. *Trientalis europaeus* L. A study of the reproductive biology, ecology and variation. – Annls Bot. Fenn. 6: 119-173.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, NY, US.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – Vegetatio 42: 47-58.
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. – Grange-over-Sands: Technical Annex, Institute of Terrestrial Ecology. 46 pp.
- Hogstad, O. 1998. Masseforekomst av bjørkemåler - årsaker og konsekvenser. – Fauna 51: 68-76.
- Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. – Vår fuglefauna 22: 5-9.
- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. – NILU Rapport OR 61/2002: 1-72.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. – Tapir akademisk forl., Trondheim.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-49.
- Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of the epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. – Water Air and Soil Pollution 154: 203-211.
- Hülber, K., Dirnböck, T., Kleinbauer, I., Willner, W., Dullinger, S., Karrer, G. & Mirtl, M. 2008. Long-term impacts of N and S deposition on forest floor vegetation in the Northern Limestone Alps (Austria). – Appl. Veg. Sci. 11: 395-404.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. – Can. J. For. Res. 27: 1015-1023.
- Hörmfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – Ecology 75: 791-806.
- Hörmfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – Oikos 107: 376-392.
- Hörmfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. – Oecologia 68: 496-502.

- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. – *BioScience* 55: 311-322.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. – *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Insarova, I. D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. – Swedish Environmental Protection Agency Report 4007: 1-72.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrata autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. – *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – *Nature* 456: 93-97.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – *BioScience* 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. – *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Krohn, O. & Hardeng, G. 1981. Vestfjella og Rausjømarka. En naturfaglig og skoglig sammenlikning. – Ås, Inst. Skogskjøtsel, Norg. LandbrHøgsk.
- Köchy, M. & Bråkenhielm, S. 2008. Separation of effects of moderate N deposition from natural change in ground vegetation of forests and bogs. – *For. Ecol. Mgmt* 255: 1654-1663.
- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. – NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991b. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. – NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding 132: 1 38.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. – NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (Eds.) 2006. Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 416 s.
- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – *Tema Nord* 517: 1-125.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology, 2. utg. – Elsevier, Amsterdam.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora, 7. utg.. Elven, R., red. – Det Norske Samlaget, Oslo.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. – *For. Ecol. Mgmt* 98: 17-33.
- Lindström, E. & Hörnfeldt, B. 1994. Vole cycles, snow depth and fox predation. – *Oikos* 70: 156-160.
- Lindström, E., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – *Ecology* 75: 1042-1049.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. – T & A.D. Poyser, London.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. – DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring, UK.
- Meagher, T. R. & Antonovics, J. 1982. The population biology of *Chamaelirium luteum*, a dioecious member of the lily family: life history studies. – *Ecology* 63: 1690-1700.

- Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – *Vegetatio* 69: 89-107.
- Minchin, P. R. 1990. DECODA Version 2.01. - Dept. Biogeogr. Geomorph., Aust. natn. Univ., Canberra.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Hønefoss, Statens Kartverk.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). - Univ. Trondheim. Upubl. hovedfag-soppgave.
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – *Oikos* 24: 220-224.
- Myrberget, S. 1984. Population cycles of willow grouse *Lagopus lagopus* on an island in northern Norway. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 7: 46-56.
- Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. - *Sterna* 15: 149-156.
- Mätkönen, E., Kellomäki, S. & Aro-Heinilä, V. 1982. Effect of fertilization and irrigation on the ground vegetation of a Scots pine stand. – *Silva Fenn.* 16: 27-42.
- Nault, A. & Gagnon, D. 1993. Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. – *J. Ecol.* 81: 101-119.
- Neuvonen, S., Bylund, H. & Tømmervik, H. 2005. Forest defoliation risks in birch forest by insects under different climate and land use scenarios in northern Europe. – s 125-138 i Wielgolaski, F.E., Karlsson, P.S., Neuvonen, S. & Tannheiser, D. (red) *Plant ecology, herbivory, and human impact in Nordic mountain birch forests*. Springer-Verlag.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - *Environ. Pollution* 55: 29-40.
- Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. – *J. Veg. Sci.* 3: 475-484.
- Nimis, P.L., Wolseley, P.A. & Scheidegger, C., red. 2002. Monitoring with lichens – monitoring lichens. NATO science series. Series IV, Earth and environmental sciences; 7: 408 s. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. – *Functional Ecology* 12: 691-699.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Nasholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- Nygaard, P. H. & Ødegaard, T. 1993. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. – *Rapp. Skogforsk.* 1993: 1-24.
- Nygaard, P. H. & Ødegaard, T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. - *J. Veg. Sci.* 10: 5-16.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. - *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijssackers, H. & Heimback, F., eds. *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - *Oikos* 29: 336-341.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. – Norwegian Forest Research Institute: 23 pp.

- Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peat-lands. – *Can. J. For. Res.* 22: 1869-1877.
- Oksanen, J. 2007. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. – Univ. of Oulu, Oulu.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P. & O'Hara, B. 2007. Package 'vegan' Version 1.9-13. – Univ. of Oulu, Oulu.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – *Ecography* 15: 226-236.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemela, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. – *American Naturalist* 118: 240-261.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. – *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. – NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.
- Perttula, U. 1941. Untersuchungen über die generative und vegetative Vermehrung der Blütenpflanzen in der Wald-, Hainwiesen- und Hainfelsenvegetation. – *Annls Acad. Scient. Fenn. Ser. A* 558: 1-388.
- Pitelka, F.A. 1973. Cyclic pattern in lemming populations near Barrow, Alaska. – pp. 199-215 i Britton, M.E., red. *Alaskan arctic tundra*. Arctic Institute of North America, Technical Paper 25.
- R Development Core Team 2008. R: A language and environment for statistical computing. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. – *Nature* 215: 208-210.
- Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.
- Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. *Pl. Soil* 199: 141-152.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. – *Ecology* 85: 1906-1915.
- Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F.X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. – *Ecology* 88: 2320-2329.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. – *Adv. Bryol.* 6: 135-168.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. – Museum of Evolution, Uppsala Universitet, Uppsala.
- Schroeder, D. 1984. Soil, facts and concepts. – International Potash Institute, Bern.
- Seaward, M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. – *Symbiosis* 37: 293-305.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – *Oikos* 70: 3-11.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. – *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. – *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in southern Norway. – *Journal of Zoology* 258: 459-468.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge 1: 1 000 000. – Trondheim. Norg. geol. Unders.
- Skrindo, A. & Økland, R.H. 1998. Fertilization effects and vegetation-environment relationships in a boreal pine forest in Åmli, S Norway. – *Sommerfeltia* 25: 1-90.
- Skrindo, A. & Økland, R.H. 2002. Effects of fertilization on understorey vegetation in a Norwegian *Pinus sylvestris* forest. – *Appl. Veg. Sci.* 5: 167-172.
- Skyllberg, U. 1991. Seasonal variation of pH_{H2O} and pH_{CaCl2} in centimeter-layers of mor humus in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. – *Scand. J. For. Res.* 6: 3-18.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, ed. 3. – Freeman. New York

- Sonesson, M. 1989. Water, light and temperature relations of the epiphytic lichens *Parmelia olivacea* and *Parmeliopsis ambigua* in northern Swedish Lapland. – *Oikos* 56: 402-415.
- SPSS. 2006. SPSS base 15.0: User guide package. SPSS Inc. – Chigaco.
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Steen, H., Mysterud, A. & Austrheim, G. 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. – *Oecologia* 143: 357-364.
- Steijlen, I., Nilsson, M.-C. & Zackrisson, O. 1995. Seed regeneration of Scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss. – *Can. J. For. Res.* 25: 713-723.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – *Oikos* 87: 427-461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – *Ecography* 25: 81-87.
- Strengbom, J., Nordin, A., Nasholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. – *Functional Ecology* 15: 451-457.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. – *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. – *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. – *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on plant pathogen. – *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. – *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161-195.
- Stålfelt, M.G. 1969. Växtekologi. Balansen mellan växtvärldens produktion och beskatning. – Svenska bokförlaget, Stockholm.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Systad, G.H., Nygård, T., Johnsen, T., Jacobsen, K.-O., Halley, D., Håkenrud, B., Østlyngen, A., Johansen, K., Bustnes, J.O. & Strann, K.-B. 2007. Kongeørn i Finnmark 2001-2006. – NINA Rapport 236. 36 pp.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO: a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis and redundancy analysis (version 2.1). – TNO Institute for Applied Computer Science, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. – Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for canonical community ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Tyler, T. & Olsson, K.-A. 1997. Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996 – statistisk analys av resultat från två inventeringar. – *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 143-185.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. – *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 1997: 1-44.
- van Dobben, H. F., ter Braak, C. J. F. & Tamm, C. O. 1993. Forest undergrowth as a biomonitor for deposition of nutrients and acidity. – I: van Dobben, H. F. (red.), *Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity*, Agricultural Univ. of Wageningen, Wageningen, s. 113-139.
- van Dobben, H.F., ter Braak, C.J.F. & Dirkse, G. M. 1999. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. – *Forest Ecology and Management* 114: 83-95.
- van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. – *Lichenologist* 34: 141-154.
- van Herk, C.M., Mathijssen-Spiekman, E. A. M. & de Zwart, D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – *Lichenologist* 35: 347-359.
- Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. – Allforsk rapport 1: 1-51.
- Wittig, R. 1988. Retrospective studies of changes in central European forests by means of repeating phytosociological surveys. – I: Salbitano, F. (red.), *Human Influence on forest ecosystems development in Europe*,

- Forest Ecosystem Research Network of the European Science Foundation & Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pigitora Editrice, Bologna, pp. 139-147.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1995a. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. – *Lindbergia* 19: 50-62.
- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1995c. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1995d. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. – *Nord. J. Bot.* 15: 415-438.
- Økland, R.H. 1995e. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. – *Sommerfeltia* Suppl. 6: 1-33.
- Økland, R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? – *J. Veg. Sci.* 7: 289-292.
- Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. 1997a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. 1997b. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. – *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 2: 1-35.
- Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Vertical dynamics of individual shoot segments. – *Oikos* 88: 449-469.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. – *Sommerfeltia* 2: 1-224.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1994. Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. – *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. – *J. Ecol.* 84: 63-69.
- Økland, R.H., Rydgren, K. & Økland, T. 1999. Single-tree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. – *Oikos* 87: 488-498.
- Økland, R.H., Skrindo, A. & Hansen, K. T. 2000. Endringer i træs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988-1998. – *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 5: 1-76.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akerhus county, SE Norway. – *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akerhus county, SE Norway. – *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T. 1999. Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-års-periode. – *Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp.* 1999: 1-33.
- Økland, T. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 362: 29-39.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – *NIJOS-rapport 08/01:* 1- 46.

- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, E. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIOS Rapport 06/2004: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Økland, R.H., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2007. Endringer for utvalgte arter i granskogsområder og bjørkeskogsområder 1988-2007. – NINA Rapport 262: 33-37.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Halvorsen, R., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2008. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2007. – NINA Rapport 362: 40-44.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – *Ravalsjøskogenes viltjournal*, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og fersk-vannsfisk, Trondheim.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2001. Terrengkalking i Flekke-Guddalvassdraget - effekter på vegetasjon og jord i 1999, ett år etter kalking. – I Terrengkalkingsprosjektet - årsrapporter 1998 og 1999. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. Direktoratet for naturforvaltning. Notat. 2001-1, s. 105-118.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Brandrud, T.E. 2003. Terrengkalking i Flekke-Guddalvassdraget - effekter på vegetasjon og jord, tre år etter kalking. – I: Terrengkalkingsprosjektet. Årsrapport 2001. Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann. Direktoratet for naturforvaltning Notat 2003-2, s 29-56.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. – I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362. s. 15-28.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. – NILU OR 72: 53pp.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

Formål

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) inngår som ett av flere overvåkingsprogrammer som dokumenterer biologisk mangfold i Norge og endringer i dette. TOV fokuserer på vanlig forekommende naturtyper og arter, hovedsakelig i skog og fjell.

Programmet skal framskaffe kunnskap om langsiktige endringer i naturen, og om mulig knytte dette til påvirkning fra

- sur nedbør (både svovel og nitrogen)
- langtransporterte miljøgifter (metaller og organiske miljøgifter)
- klimaendringer
- arealbruk
- samspillet mellom flere påvirkningsfaktorer

Programmet skal på et tidlig tidspunkt oppdage eventuelle negative effekter av menneskelig påvirkning på det biologiske mangfoldet. For å kunne gjøre dette, må programmet også framskaffe kunnskap om naturlige variasjoner i naturen. TOV skal også framskaffe viktige referansedata til områder som lokalt er påvirket av arealbruk eller forurensning.

Beskrivelse

TOV baserer seg på integrert overvåking i syv utvalgte områder, samt landsdekkende kartlegging av utvalgte parametere. TOV ble etablert i 1990, og det siste overvåkingsområdet ble satt i gang i 1993.

De syv overvåkingsområder er fordelt over landet fra sørvest til nord på en måte som reflekterer både klimavariasjoner og ulikheter i belastning av langtransporterte miljøgifter. Alle områdene er plassert slik at de ikke utsettes for raske endringer i arealbruken. De fleste områdene er lagt til verneområder. I områdene foregår integrert overvåking. Dette betyr at forekomsten av ulike arter og andre egenskaper ved økosystemet sees i sammenheng, noe som gir bedre mulighet til å tolke resultatene. I områdene overvåkes lav og alger på trær, moser, markvegetasjon, smågnagere, spurvefugl, lirype, jaktfalk og kongeørn. Faunaovervåkingen foregår årlig, mens overvåking av vegetasjon foregår hvert femte år. Informasjon om påvirkningsfaktorene hentes inn fra overvåkingsprogrammer som går i regi av SFT og andre.

I den landsdekkende overvåkingen gjentas kartleggingen hvert 5. eller hvert 10. år. Eksempler på slik overvåking er; Eggskalltykkelse og innhold av organiske miljøgifter i rovfugl, forekomst av lav og alger på trær, samt tungmetaller i vilt. Fra og med 2005 bygges det opp et landsdekkende representativt nett for taksering av fugl. Nettet baserer seg på 18x 18 km ruter, og ferdig utbygd vil det omfatte ca 500 takseringsruter. Omfanget av ferdig utbygd overvåkingsnett vil avhenge av bevilgningene over statsbudsjettet. Kunnskap om bestander av trekkfugl som samles inn gjennom fuglestasjonene Lista og Jomfruland, vil supplere tolkingene av variasjoner i fuglebestandene.

Finansiering og involverte institusjoner

Direktoratet for naturforvaltning finansierer grunnaktivitetene i TOV, men flere institusjoner har bidratt med finansiering av tilknyttede prosjekter. Norsk institutt for naturforskning koordinerer de vitenskapelige undersøkelsene i programmet, men en rekke institusjoner bidrar til både datainnsamling og tolking av data, for detaljer se forord.

Mer informasjon på internett

DNs nettsider: <http://www.dirnat.no/content.ap?thisId=1838&language=0> gir generell informasjon om TOV. Her finnes oversikt over samtlige TOV-rapporter i høyre marg. De fleste rapporter etter 2000 er produsert i pdf-format, og disse kan også gjenfinnes i høyre marg på internettsida. Trykte rapporter fåes ved henvendelse til den aktuelle institusjonen. Overvåkingsdata fra områdene finnes på: <http://tov.dirnat.no/>

NINAs presentasjon av TOV finnes på: <http://www.nina.no/?io=1001450>

NINA Rapport 490

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2062-0



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: 9500 37 687

<http://www.nina.no>