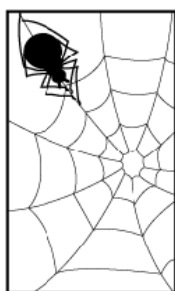


Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2007: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 134

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

Deltakende institusjoner: NINA, Norsk institutt for skog og landskap



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, 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 2007: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2008. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 362. 116 s.

Oslo, mai 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1926-6

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

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Else Løbersli

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

Polarmiljøsentret

NO-9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeldgården

NO-2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Framstad, E (red.) 2008. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 362. 116 s.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) i 2007 viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger, samt til naturlige variasjoner. Endringer i artssammensetningen for markvegetasjonen kan tyde på at både tilført nitrogengjødsling og lokal påvirkning fra bjørkemålere kan ha en effekt i overvåkingsområdet ved Møsvatn. Både her og i overvåkingsområdet til Norsk institutt for skog og landskap i Urvatnet naturreservat reflekterer særlig framgangen for store moser trolig en effekt av mildere klima og lengre vekstsesong. Endringer i artssammensetningen av lav på trær i Møsvatn tyder også på effekter av et mildere klima i overvåkingsperioden, men her kan også økt nitrogentilførsel og mindre tilførsel av svovel ha bidratt til god lavvekst. Hekkesesongen for svarthvit fluesnapper startet omtrent som i 2006 og reflekterte middeltemperaturen i mai. For fugl og smågnagere er det ikke funnet klare 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. Derimot er det 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 i TOV-områdene kartlegges hvert 5. år ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. I Møsvatn har mengden gras og urter gått betydelig fram på bekostning av lyng- og lavarter både i siste og foregående 5-årsperiode. Dette er tolket som en effekt av nitrogenpåvirkning, enten lokalt fra store angrep av bjørkemålere eller ved langtransporterte tilførsler. Mosene har også hatt betydelig framgang, noe som dels kan skyldes en gradvis klimaforbedring for moser (lengre, mildere høster) og dels mye nedbør forut for registreringene i 2007, noe som kan være årsak til framgang for levermoser. I Urvatnet naturreservat viste store moser i siste femårsperiode tilsvarende framgang som i flere andre undersøkte områder i Sør-Norge, noe som er tolket som en respons på midlere høstklima og lengre vekstsesong. Mange små moser har samtidig hatt en klar tilbakegang, noe som kan knyttes til økningen for store moser. En sterk tilbakegang for karplantene i dette området har det imidlertid ikke vært mulig å knytte til noen åpenbar årsak.

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). Her har de noe mer basekrevende artene gaukesyre og fugletelg vist tydelig 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 noen områder og tilbakegang i andre. Graset smyle har hatt framgang i flere av de sørlige områdene, noe som kan knyttes til en gjødslingseffekt ved nitrogentilførsel i nedbøren. I de fleste av områdene, unntatt helt i nord, har etasjemose hatt en 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 2007 ble epifytter igjen kartlagt i overvåkingsområdet ved Møsvatn. Dekningen av lav har alltid vært høy i dette området, men har likevel økt kraftig i perioden 1992-2007. 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 betydelig ned, og deknningen av forurensingsfølsomme skjegglav har økt, noe som trolig skyldes reduserte tilførsler av svovel.

For kongeørn viser våre tidsserier (1990/93-2007) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. For kongeørn registrerte vi lavere produksjon enn gjennomsnittet for hvert område ($<0,4$ unger pr territorium), der Lund hadde best produksjon (0,54 unger pr territorium).

For jaktfalk var det i 2007 god produksjon av unger i Børgefjell (1,2 unger pr territorium), middels produksjon i Åmotsdalen og lav i Møsvatn (hhv 0,84 og 0,36 unger pr territorium).

I 2007 var det brukbart tilslag for svarthvit fluesnapper i fuglekassene i Åmotsdalen og Solhomfjell, mens det var nokså få par som brukte kassene i Lund og Gutulia. De parene som hekket, hadde nokså god produksjon, unntatt i Gutulia der reirene hadde lav klekkesuksess (67%). Det har ikke vært systematiske forskjeller mellom nordlige og sørlig områder de siste 10 årene. Takseringene av spurvefugler de siste 17 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 2007 lavere enn foregående år for Dividalen og Gutulia, omtrent på samme nivå i Børgefjell og med en klar økning for øvrige områder. For artene med mest typisk invasjonsartet opptreden registrerte vi en klar økning i bestandene for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik i områdene i sentrale deler av Norge, mens det var nedgang i sør (Lund, Solhomfjell) og i nord (Dividalen). Det ble registrert økning i mengden målerlarver i Åmotsdalen og Møsvatn, noe som kan bidra til å forklare de relativt høye bestandene av spurvefugl i disse områdene.

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, for Sørlandet og Rogaland, der hhv 85, 93, 73 og 14 statistisk representative takseringsruter er valgt ut. For 2007 er det hittil rapportert takseringer for hhv 58, 78 og 62 av disse rutene i Midt-Norge, Øst-Norge, Sørlandet+Rogaland, med observasjon av 152 identifiserte arter og ca 25 600 'par' fugler knyttet til disse rutene. Dette gir i snitt ca 130 par pr rute. Løvsanger er gjennomgående mest vanlige art (17-19% av observasjonene), men ellers er det noe variasjon blant i de mest dominante artene 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, 3 vadefuglarter og en håndfull andre arter 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 i 2007 viste en meget stor bestandstopp i Åmotsdalen (64,5 fangster pr 100 felledøgn), en middels høy topp i Børgefjell (13,5) og Solhomfjell (11,0), middels nivå i Lund (4,8) og lave bestandsnivåer (<2 fangster pr 100 felledøgn) i øvrige områder. Ut fra tidligere års takseringer av lirype gikk bestandene tilbake og ungeproduksjonen ned i Dividalen, Gutulia og Møsvatn, til hhv 30, 0,2 og 12 fugl pr km. Produksjonen gikk svakt opp i Børgefjell og betydelig opp i Åmotsdalen og Lund, til hhv 19, 60 og 51 fugl pr km. For Solhomfjell tyder jaktstatistikken på god bestand av orrfugl, med økning fra foregående år. Våre data om forekomst av smågnagere og hønsefugl høsten 2007 tyder på begrenset produksjon for både kongeørn og jaktfalk i 2008 flere av TOV-områdene, bortsett fra i Børgefjell og Åmotsdalen der produksjonsforholdene synes å være gunstige for 2008.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2008. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2007: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. – NINA Rapport 362. 116 s.

The results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) in 2007 document changes in observations that may be related to changes in climate and pollution loads. Changes in species composition of the ground vegetation indicate that both long-range nitrogen deposition and local eutrophication effects from large attacks by defoliating moths may have an effect in the southern mountain monitoring site at Møsvatn. Both here and in the monitoring site at Urvatnet nature reserve, an increase in large mosses most probably reflects an effect of a milder autumn climate and longer growing season. Changes in the species composition of lichens on trees in Møsvatn show effects of a milder climate with longer growing season in recent years. Also continued nitrogen deposition and reduced sulphur deposition may benefit lichen growth. The breeding season for pied flycatchers started approximately as in 2006 and reflected the mean temperature 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.

The ground vegetation at the monitoring sites is surveyed as small quadrat frequencies at 5-year intervals. At the Møsvatn site, the amount of grasses and herbs has increased at the expense of dwarf shrubs and lichens in both the last and the previous 5-yr period. This is interpreted as a response to eutrophication effects, due to massive local attacks by defoliating moths and/or long-range nitrogen deposition. An increase for large mosses may reflect a milder climate and longer growing season. In the Urvatnet nature reserve, large mosses exhibited a similar increase in amount during the last five years, documented for several monitoring sites in South Norway, interpreted as a response to a milder autumn climate and longer growing season. At the same time, many small bryophytes have decreased, related to the increase in large mosses. A strong frequency reduction for vascular plants in this area is so far not linked to any obvious cause.

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 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 some sites. The next reanalyses in these sites (2008) will reveal if the increase of *O. acetosella* represents a reversed trend. 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. For most sites, the northern-most excepted, *Hylocomium plendens* 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 site at Møsvatn, the lichen cover on birch trunks has always been high but has still increased considerably since 1992. 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 considerably, whereas the cover of pollution sensitive species has increased, indicating reduced depositions of sulphur.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2007) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. Below average production was observed for all sites

(<0.4 young per territory). Lund had the best production (0.54 young per terr.). Gyrfalcons exhibited good production of young in 2007 in Børgefjell (1.2 young per territory), medium production at Åmotsdalen and weak production at Møsvatn (0.84 and 0.36 young per territory, respectively).

In 2007, pied flycatchers used provided nest boxes to a considerable degree in Åmotsdalen and Solhomfjell, less so in Gutulia and Lund. Nesting pairs had rather good production in most sites, except for Gutulia where low hatching success (67%) lead to reduced production. 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 17 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 2006 than in previous years for Dividalen and Gutulia, at about the same level for Børgefjell and higher for the other sites. Species with a 'nomadic' life style (various finches) had higher abundances in 2007 for sites in central Norway and a reduction for northern (Dividalen) and southern (Lund, Solhomfjell) sites. There was a clear increase in the amount of larvae of defoliating moths on birch trees in Åmotsdalen and Møsvatn; this may partly explain the rather high population levels of passerine birds in these sites.

A spatially representative network of about 500 census plots for population monitoring of terrestrial breeding birds has been planned for Norway. So far, such plots have been established in Central, Eastern and Southern Norway, where 265 statistically representative census plots have been selected. So far, census results from 198 of these plots have been reported, covering 152 identified species with about 25 600 'pairs'. This represents about 130 pairs per plot. Willow warbler was the overall most common bird (17-19% 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 an 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.

Milder climate and 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 like 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 2007 indicated an enormous population peak in Åmotsdalen (64.5 catches per 100 trapnights), a medium high peak in Børgefjell (13.5) and Solhomfjell (11.0), medium to low level in Lund (4.8) and low population levels (<2 catches per 100 trapnights) otherwise. Compared to the census results for willow grouse in previous years, population levels and production of young decreased in Dividalen, Gutulia and Lund (to 30, 0.2 and 12 birds per km, respectively). Production increased weakly in Børgefjell and considerably in Åmotsdalen and Lund (to 19, 60 and 51 birds per km, respectively). Hunting statistics from Solhomfjell indicated good autumn population levels of black grouse, with an increase from 2006. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2007, we would expect rather limited production in 2008 for both golden eagles and gyrfalcons in several monitoring sites, except for Børgefjell and Åmotsdalen where production conditions seem favourable.

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

Innhold

Sammendrag.....	3
Abstract.....	5
Forord	8
1 Innledning.....	9
2 Beskrivelse av TOV-områdene	10
3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007.....	15
3.1 Metoder.....	15
3.2 Endringer i perioden 1997-2007.....	16
3.3 Diskusjon	24
3.4 Konklusjon	26
4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007.....	29
4.1 Områdebeskrivelse	29
4.2 Metoder.....	29
4.3 Resultater: endringer i perioden 1992-2007 i flatene i Urvatnet naturreservat.....	31
4.4 Diskusjon	35
4.5 Konklusjon	37
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2007	40
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2007.....	45
6.1 Metoder.....	45
6.2 Resultat.....	46
6.3 Diskusjon	59
7 Smågnagere	65
7.1 Metoder.....	65
7.2 Resultater	67
7.3 Diskusjon	70
8 Rovfugler	74
8.1 Metoder.....	74
8.2 Resultater	75
8.3 Diskusjon	76
9 Hønsefugler	78
9.1 Metoder.....	78
9.2 Resultater	80
9.3 Diskusjon	81
10 Spurvefugler.....	84
10.1 Metoder.....	84
10.2 Resultater	86
10.3 Diskusjon	91
11 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl	97
11.1 Metoder.....	97
11.2 Resultater	99
11.3 Diskusjon	100
12 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer.....	107
13 Litteratur	111

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 Univ. i Oslo.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2007, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjon, epifytter og fauna. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2007, samt å gi en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. Her inkluderer vi også presentasjon av resultatene fra undersøkelser av markvegetasjonen i Urvatnet (Sør-Trøndelag), ett 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 og Vegar Bakkestuen vært ansvarlige for markvegetasjon i bjørkeskog, Tonje Økland og Rune Halvorsen for markvegetasjon i granskog, Inga E. Bruteig og Dagmar Hagen for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2007 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- I undersøkelsene av markvegetasjonen takkes Ragnhild Heimstad for sin innsats med feltarbeidet i Urvatnet naturreservat i 2007, og mange andre personer for å ha bidratt under feltarbeidet tidligere år i Urvatnet (kap.4) og i de andre granskogsområdene (kap. 5). Dan Aamlid og Rune Halvorsen takkes for kommentarer til tidligere versjoner av manuset til kap.4, og Rune Halvorsen takkes spesielt for sin innsats med mosebestemmelser. Ella Willman takkes for utleie av hytta ved Urvatnet.
- Begofña Aguirre-Hudson, Håkon Holien og Tommy Prestø takkes for artsbestemmelse av henholdsvis pyrenokarpe, barkboende sopp, vanskelige skorpelav og moser.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Øyvind Spjøtvoll (Børgefjell), Albert Fosli og John Lambela (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, Per Wegge, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog i Finnmark for informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Karl-Otto Jacobsen og Stein Ø. Nilsen, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog - Fjelltjemesten ved Per A. Lorentzen, Øyvind Spjøtvoll og Lars Lorentzen (rovfugl, spurvefugl og rype). Statskog Nordland ved Martin Håker har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2007/08 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Kjetil Aadne Solbakken og Peter Sjolte Ranke, 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. Overvåkigen av kogeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad (SNO), Vegard Ankerstad Larsen, Torleif Tysse og Olav Steinberg, 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 Frødis Haga og Øivind W. Johannesen, 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 2007/08. 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. 11.

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

Oslo, april 2008
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 Møsvatn, markvegetasjon i granskog i Urvatnet naturreservat, utført av Norsk institutt for skog og landskap, smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgfjell og Dividalen i 2007. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugl. Dessuten gir rapporten 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 2007 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. 2007). 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)



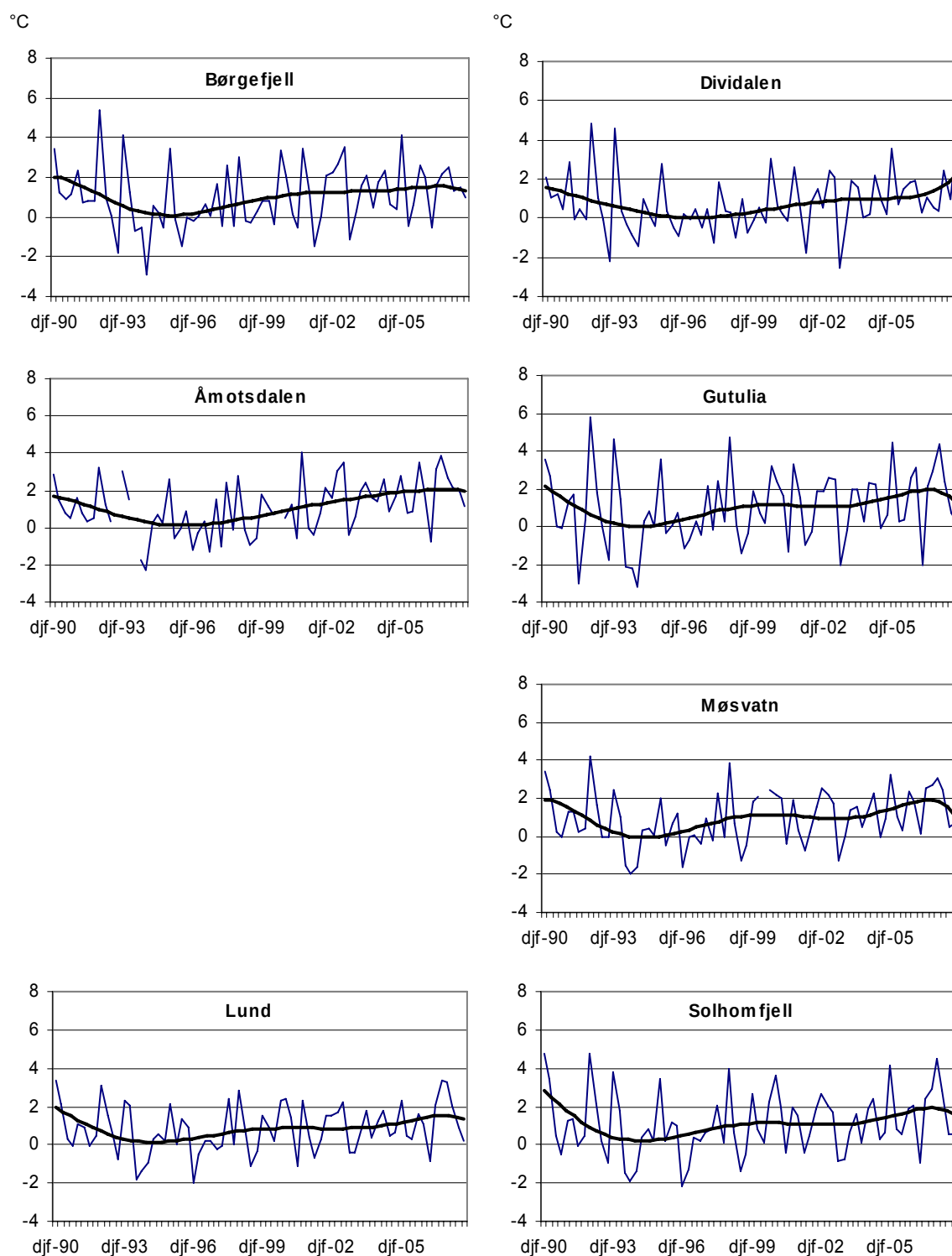
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV. – Geographical location of the intensive study sites of the Norwegian Terrestrial Monitoring Programme TOV.

Dividalen

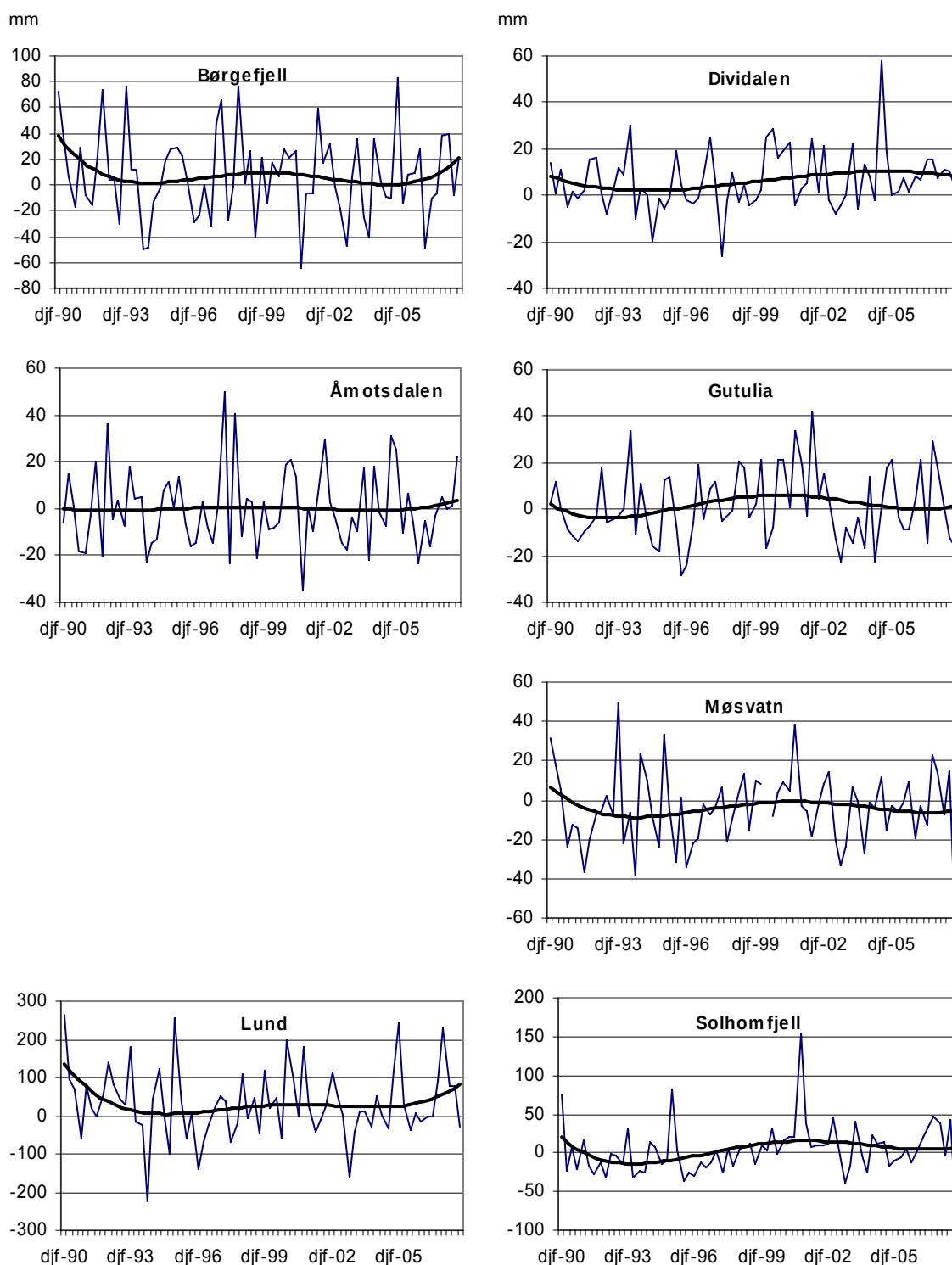
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 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 2007. – 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 2007.



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 2007. – 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 2007.

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 Kjømotjønnan 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 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, 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. Overvåkingsfeltene for vegetasjon i Møsvatn ble etablert i 1992 (Brattbakk 1993), revidert til dagens metodikk i 1997 (Bakkestuen et al. 1999) og senere reanalysert i 2002 (Bakkestuen et al. 2003). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Møsvatn fra 1997 til 2007, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2007.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS 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 også utviklet (Lawesson et al. 2000). Konseptet 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, tresjikt og jordsmonn. Feltarbeidet ble utført i begynnelsen av august 2007 etter samme metodikk som i 1997 og 2002. Jordprøver ble samlet inn, men er ikke analysert i henhold til prosjektavtale.

Informasjon om plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og prøveflatene i Møsvatn er gitt i Bakkestuen et al. (1999). Feltene 01, 02, 03, 06, 07 og 09 er fra fattig blåbærskog, felt 11 fra tørr, lavdominert skog og felt 11-13 er fra fuktigere lågurt-/høgstaudekog.

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 1997, 2002 og 2007 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) og Dahls estimer for klimabegrensende faktorer for nordeuropeiske arter (Dahl 1998). Ellenbergs faktortall er basert på plantesosiologiske studier i Europa, og de må benyttes med forsiktighet for norske forhold. Faktortallene beskriver den enkelte arts preferanser med hensyn til viktige økologiske variabler. Vi har benyttet 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 dekningskala (Du Rietz 1921) før beregning.

3.2 Endringer i perioden 1997-2007

Egenskaper ved overvåkingsområdet

Det ble ikke registrert inngrep i overvåkingsområdet som hogst eller terrenginngrep. Området er fortsatt påvirket av et svakt beitepress, men svært få beitende dyr ble observert. Flere trær var imidlertid døde eller døende med mye greinavbrekk og økt kvisttilgang på bakken. Bladverket på trærne (kronetettheten) var særdeles sparsomt utviklet pga av større bjørkemålerangrep i 2007. Blåbærlyngen under trær som var angrepet av bjørkemålere, viste også tegn på avgnaging og sterkt redusert bladverk. Trolig var bladverket også her oppspist av bjørkemålerlarver. Både høy alder på skogen og gjentatte år med bjørkemålerangrep (jf Bakkestuen et al. 2003) er trolig årsaken til den økte avdøing av trær i området.

Data fra en nærliggende meteorologisk stasjon (Møsstrand II) viser at den gjennomsnittlige nedbøren i vekstsesongen juni til august har variert noe fra år til år i analyseperioden, men gjennomsnittet de siste 10 år er omtrent lik normalverdien på 85 mm per måned (normalperiode 1961-1990). I 2007 var imidlertid juli særdeles nedbørrik med hele 157,5 mm nedbør. Gjennomsnittlig temperatur for vekstsesongen juni-august har i siste 10-årsperiode ligget 1-2 grader høyere enn normalen på 9,8 °C, med høyeste verdi i 2006 på 12,5 °C. I 2007 var gjennomsnittstemperaturen for disse månedene 10,3 °C. Gjennomsnittstemperaturen for juni-august de siste fem år var også noe høyere enn for perioden 1997-2002. Også gjennomsnittstemperaturen for september har vært høy, med verdier over normalen i alle år siden 1994, noe som tilsier en forlenget vegetasjonsperiode utover høsten. Det har således skjedd en generell temperaturøkning i overvåkingsområdet, sammenlignet med normalen fra 1961-1990, og feltarbeidet i august 2007 ble utført etter en lang periode med rikelig nedbør.

Endringer i antall arter i overvåkingsfeltene

I de 50 reanalyserte prøveflatene ble det i 2007 registrert totalt 121 arter: 60 karplanter, 29 bladmoser, 19 levermoser og 13 lavararter (**tabell 3.1**). Antall arter har gått noe tilbake siden sist analyse i 2002 da det ble registrert totalt 133 arter. Det er også en svak tilbakegang sammenlignet med registreringen i 1997 da det ble registrert 125 arter. Antall karplanter og bladmoser har vært relativt stabilt i siste periode, mens antall levermoser er noe redusert. Størst tilbakegang er registrert for lavararter med en tilbakegang på 6 arter siden 1997.

Felles for arter som har forsvunnet fra prøveflatene, er at de har hatt små forekomster. Karplanter som ikke ble gjenfunnet i 2007, var mjølgebær, krattmjølke, gaukesyre, småmarimjelle og hundekvein, mens glattmarikåpe og kvitsoleie ble registret som nye arter. Moser som ikke ble gjenfunnet, var bl.a. levermosene skogskjeggmoser, mattehutremoser og flekkmoser. De seks lavartene som er blitt borte siden 1997 er blomsterlav, traktlav, fausklav, runever, samt en ubestemt årenever og safranlav. Ingen nye lavararter er observert siden 1997.

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

Artsgruppe	Antall arter			
	1997	2002	2007	Totalt
Karplanter	62	63	60	69
Bladmoser	26	30	29	35
Levermoser	18	23	19	23
Lav	19	17	13	19
Totalt	125	133	121	146

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

Det har skjedd en signifikant endring i antall arter pr prøveflate for alle plantegrupper i perioden 1997–2007 (**figur 3.1**). Karplanter, bladmoser og levermoser har gått fram, mens lav har gått tilbake. Bortsett fra levermoser har endringen skjedd mest i den siste analyseperioden fra 2002 til 2007. Det har vært en signifikant økning i antall karplanter og bladmoser, der særlig bladmosene har økt med 0,92 arter per prøveflate. Karplantene viser fremgang i alle felter bortsett fra felt 11 og felt 12, mens antall bladmoser øker i alle felter (**figur 3.1**). I første periode (1997-2002) ble det observert en signifikant økning av antall levermoser med en midlere økning på 0,46 arter per prøveflate (**tabell 3.2**). I siste femårsperiode er det også en svak økning for denne artsgruppen, men endringen er ikke signifikant. For hele perioden sett under ett (1997-2007) er imidlertid endringen for levermoser svært signifikant med en midlere økning på 0,82 arter per prøveflate. Bladmoser og levermoser viser noenlunde de samme mønstre med mest økning i de rikeste og fuktigste lågurt-/høgstaude feltene 12-14 (**figur 3.1**). Antall lav har gått tilbake i hele 25 prøveflater fra 1997 til 2007 med en midlere reduksjon på 0,72 arter per prøveflate. Tilbakegangen gjelder for alle feltene bortsett fra felt 11 og felt 14 og er størst i de blåbærdominerte feltene 01-09 (**figur 3.1**).

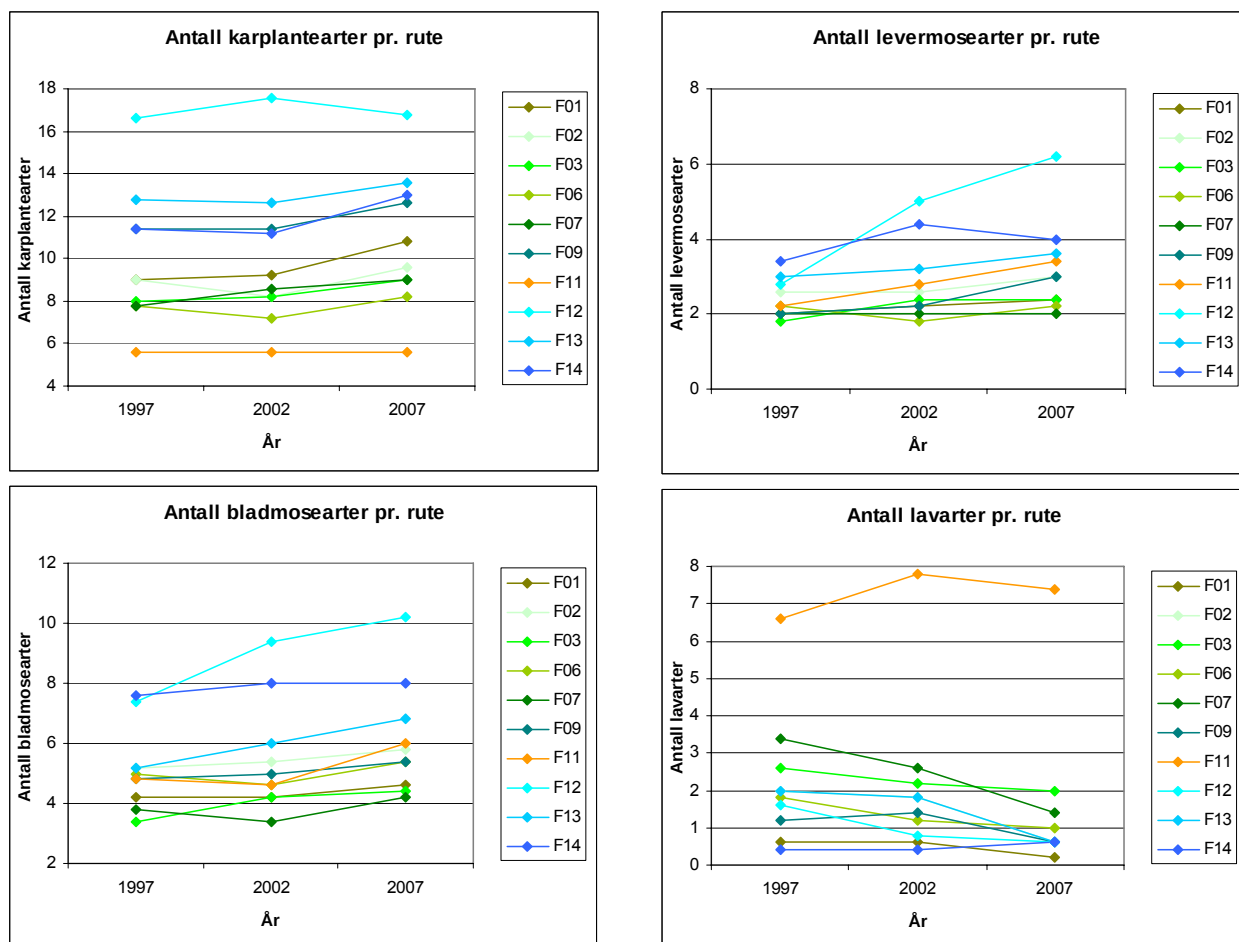
Endring i mengder av arter i prøveflatene

De forvedede artene bjørk, blåbær, blokkebær og til dels krekling har hatt en signifikant tilbakegang i feltsjiktet fra 1997 til 2007 (**tabell 3.3** og **tabell 3.4**). Særlig blåbær har hatt en markant tilbakegang i prosent dekning i rutene. Tyttebær har imidlertid gått noe fram i siste periode. I 2002 ble det observert tilbakegang av islandslav, noe som har fortsatt fram til 2007. Etter 2002 har imidlertid langt flere lavarter gått sterkt tilbake. Dette gjelder snøsyl, lys reinlav, grå reinlav, kvitkrull og syllav. Tilbakegangen i lavdekning ble observert både i de lavdominerte prøveflatene på eksponert kolle (felt 11) og i tørrere blåbær-kekling dominerte prøveflater i slakt hellende terreng (felt 01-09).

Den markerte framgangen av bregner, urter og gras som ble observert i 2002 har fortsatt fram til analysen i 2007 (**figur 3.2**, **tabell 3.3** og **tabell 3.4**). Dette gjelder bl.a. småbregnene fugletelg og hengeving, større urter som skogstorkenebb, engsyre og gullris og mindre urter som maiblom, skogstjerne, linnea og småtveblad. Innslag av gressene engkvein, gulaks, mysegras og finnskjegg har også økt i omfang. Dekningen av graset smyle har stabilisert seg etter den store framgangen som ble observert i 2002. I bunnsjiktet er det en signifikant framgang i mengde av de store bladmosene spikelundmose, etasjemose, furumose, storbjørnemose og mer fuktighets-krevende moser som sumplundmose, bekkerundmose, rosettmose og glansjamnemose. I tillegg

Tabell 3.2 Endring i antall arter innen ulike artsgrupper i 50 prøveflater på 1m² (artstetthet) i overvåkingsområdet Møsvatn fra 1997 til 2007. 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 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 Møsvatn monitoring area from 1997 to 2007. 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 one-sample test, p<0.05 in bold).

Artsgruppe	n	Endring 1997–2002					Endring 2002–2007					Endring 1997–2007				
		n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p
Karplanter	50	22	13	-0,18	1,48	0,385	5	34	0,84	1,18	0,000	8	30	0,66	1,56	0,007
Bladmoser	50	10	18	0,32	1,42	0,149	3	25	0,62	0,92	0,000	8	29	0,94	1,48	0,000
Levermoser	50	3	16	0,46	1,11	0,005	8	16	0,36	1,38	0,082	6	26	0,82	1,67	0,001
Lav	50	13	8	-0,16	1,06	0,162	24	4	-0,56	1,07	0,001	25	4	-0,72	1,43	0,001



Figur 3.1 Gjennomsnittlig antall arter av ulike plantegrupper i analysefeltene. Felt F01-F09 fattig blåbærskog, F11 lavdominert skog, F12-F14 lågurt-/høgstaudeskog. – Average number of species of various groups at the sites. Site F01-F09 bilberry woodland, F11 lichen woodland, F12-F14 low herb-/tall herb woodland.

er det en framgang i mengde av fuktighetskreven levermoser som buttfluk, grokorn/skogfluk, storhoggtann og prakthinnemose. Levermosen gåsefotskjeggmoser har imidlertid gått tilbake i både prosent dekning og i frekvens i småruter.

Endring i prøveflatenes artssammensetning

DCA-ordinasjonen av de 50 prøveflatene fra de tre analyseårene spenner ut en lang vegetasjonsgradient langs første DCA-akse og viser en signifikant endring i prøveflatenes artssammensetning (**figur 3.3, tabell 3.5**). Førsteaksens gradientlengde er 3,8 SD-enheter og andreaksens er 1,7. Hele 49 av de 50 prøveflatene viser en signifikant forflytning mot høyere verdier langs DCA-akse 1 fra 1997 til 2007. Endringen langs første akse har vært signifikant i begge analyseperiodene, både fra 1997 til 2002 og fra 2002 til 2007. Prøveflatene viser også en signifikant forflytning langs DCA-akse 2 fra 1997 til 2007 der 17 prøveflater viser negativ forflytning, mens 33 viser positiv forflytning langs aksene. DCA-akse 1 er hovedsakelig relatert til næringstilgang i jordsmonnet og er positivt korrelert bl.a. til pH, utbyttable kationer, særlig kalsium og magnesium og total nitrogen, mens akse 2 viste svært få korrelasjoner mot målte miljøvariabler (Bakkestuen et al. 2003, Bakkestuen et al. in press). Vegetasjonens artssammensetning har altså endret seg mot mer nærings-/nitrogen krevende vegetasjon.

Tabell 3.3 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i frekvens av arter i småruter i løpet av to 5-årsperioder i overvåkingsområdet Møsvatn. n+ 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). Se Vedlegg 3.1 for norske artsnavn. – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in frequency of species in sub plots during two 5-year periods at the Møsvatn monitoring area. n+ 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 one-sample test, $p \leq 0.05$ is in bold).

Arter	1997-2002			2002-2007			1997-2007		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter									
<i>Betula pubescens</i>	12	1	0,003	1	1	0,655	12	2	0,007
<i>Empetrum nigrum</i>	15	6	0,020	10	11	0,847	17	10	0,058
<i>Vaccinium myrtillus</i>	10	4	0,423	8	4	0,132	11	2	0,008
<i>Vaccinium uliginosum</i>	16	5	0,017	13	9	0,285	21	5	0,001
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	8	12	0,166	2	11	0,091	3	16	0,008
<i>Geranium sylvaticum</i>	0	2	0,180	1	6	0,061	1	7	0,048
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	2	17	0,002	8	12	0,105	6	19	0,005
<i>Linnaea borealis</i>	2	10	0,033	2	13	0,004	2	15	0,002
<i>Listera cordata</i>	5	2	0,380	0	5	0,041	2	5	0,119
<i>Lycopodium annotinum</i>	2	6	0,139	2	8	0,028	1	9	0,019
<i>Maianthemum bifolium</i>	1	5	0,044	2	2	0,461	2	6	0,084
<i>Melampyrum pratense</i>	21	2	0,001	1	26	0,000	2	22	0,000
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	5	0	0,025	1	0	0,317	5	0	0,034
<i>Rumex acetosa</i>	2	13	0,014	5	10	0,226	2	14	0,003
<i>Solidago virgaurea</i>	6	25	0,000	9	18	0,028	1	32	0,000
<i>Taraxacum</i> sp.	0	5	0,041	2	1	0,564	2	3	0,279
<i>Trientalis europaea</i>	9	31	0,000	14	23	0,008	8	32	0,000
<i>Agrostis capillaris</i>	1	2	0,414	2	5	0,203	0	5	0,042
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	2	7	0,095	2	6	0,132	1	7	0,049
<i>Milium effusum</i>	0	5	0,042	1	3	0,257	0	6	0,027
Bladmoser									
<i>Brachythecium reflexum</i>	9	19	0,049	6	27	0,000	6	30	0,000
<i>Brachythecium salebrosum</i>	4	6	0,223	1	15	0,001	1	16	0,001
<i>Dicranum fuscescens</i>	1	8	0,020	10	5	0,259	8	5	0,749
<i>Dicranum scoparium</i>	13	22	0,060	12	27	0,094	13	29	0,010
<i>Hylacomium splendens</i>	13	14	0,183	5	25	0,006	9	21	0,001
<i>Plagiothecium laetum</i>	1	9	0,010	3	17	0,001	1	21	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	11	22	0,009	8	22	0,004	5	24	0,000
<i>Polytrichum commune</i>	8	13	0,068	2	20	0,000	5	21	0,001
<i>Rhodobryum roseum</i>	0	10	0,005	2	10	0,007	0	12	0,002
Levermoser									
<i>Barbilophozia floerkii</i>	5	18	0,044	9	13	0,987	6	19	0,067
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	5	5	1,000	15	5	0,018	16	7	0,044
<i>Lophozia obtusa</i>	1	11	0,004	2	24	0,000	1	25	0,000
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	3	12	0,006	8	14	0,035	4	22	0,001
<i>Ptilidium ciliare</i>	0	4	0,059	3	4	0,380	0	5	0,042
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	0	6	0,026	1	4	0,129	0	9	0,006
Lav									
<i>Cetraria islandica</i>	16	4	0,011	17	2	0,002	23	2	0,000
<i>Cladonia arbuscula</i>	4	6	0,108	7	1	0,024	8	3	0,260
<i>Cladonia ecmogyna</i>	6	4	0,159	7	1	0,031	8	1	0,013
<i>Cladonia rangiferina</i>	4	3	1,000	6	0	0,027	5	2	0,089

Tabell 3.4 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i prosent dekning i løpet av to 5-årsperioder i overvåkingsområdet Møsvatn. n+ 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). Se Vedlegg 3.1 for norske artsnavn. – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in percentage cover during two 5-year periods at the Møsvatn monitoring area. n+ 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 one-sample test $p \leq 0,05$ is in bold).

Arter	1997-2002			2002-2007			1997-2007		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter									
<i>Betula pubescens</i>	12	1	0,003	1	1	0,655	12	2	0,007
<i>Empetrum nigrum</i>	20	10	0,033	14	9	0,760	19	11	0,180
<i>Vaccinium myrtillus</i>	33	6	0,000	30	5	0,000	35	3	0,000
<i>Vaccinium uliginosum</i>	13	7	0,189	12	7	0,282	16	6	0,102
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	8	20	0,042	6	20	0,004	7	22	0,001
<i>Geranium sylvaticum</i>	2	8	0,016	3	7	0,411	4	8	0,103
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	2	17	0,000	9	11	0,681	6	16	0,005
<i>Linnaea borealis</i>	2	8	0,045	2	11	0,039	1	12	0,004
<i>Lycopodium annotinum</i>	1	5	0,096	0	9	0,007	0	10	0,005
<i>Maianthemum bifolium</i>	0	6	0,027	2	2	0,465	1	6	0,041
<i>Melampyrum pratense</i>	13	1	0,002	0	21	0,000	3	12	0,012
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	4	0	0,046	1	0	0,317	5	0	0,025
<i>Phegopteris connectilis</i>	0	5	0,042	1	4	0,131	0	5	0,041
<i>Ranunculus acris</i>	2	4	0,293	5	0	0,041	4	1	0,343
<i>Rumex acetosa</i>	1	12	0,002	7	8	0,252	2	13	0,007
<i>Solidago virgaurea</i>	2	26	0,000	6	19	0,036	1	32	0,000
<i>Trientalis europaea</i>	4	35	0,000	20	14	0,344	6	31	0,000
<i>Avenella flexuosa</i>	4	37	0,000	22	17	0,084	5	36	0,000
<i>Milium effusum</i>	0	9	0,008	0	7	0,018	0	9	0,007
<i>Nardus stricta</i>	0	0	1,000	0	4	0,046	0	4	0,046
Bladmoser									
<i>Brachythecium salebrosum</i>	1	4	0,157	0	10	0,003	1	13	0,002
<i>Dicranum scoparium</i>	9	9	0,754	5	15	0,043	8	16	0,071
<i>Hylocomium splendens</i>	5	14	0,045	6	22	0,015	5	23	0,001
<i>Plagiothecium laetum</i>	1	4	0,180	1	9	0,013	0	11	0,001
<i>Pleurozium schreberi</i>	7	18	0,075	4	28	0,000	6	29	0,000
<i>Polytrichum commune</i>	5	8	0,483	5	12	0,265	4	14	0,032
<i>Rhizomnium punctatum</i>	0	1	0,317	1	3	0,705	0	4	0,046
<i>Rhodobryum roseum</i>	0	8	0,007	0	3	0,102	0	10	0,004
Levermoser									
<i>Barbilophozia floerkii</i>	3	13	0,012	9	4	0,197	4	11	0,264
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	21	20	0,431	31	6	0,000	26	13	0,004
<i>Lophozia obtusa</i>	1	5	0,102	1	17	0,002	1	19	0,001
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	1	5	0,102	3	9	0,071	3	12	0,018
<i>Plagiochila asplenoides</i>	1	0	0,317	0	4	0,059	0	4	0,046
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	0	5	0,025	0	3	0,083	0	8	0,005
Lav									
<i>Cetraria islandica</i>	12	3	0,019	8	2	0,032	15	2	0,002
<i>Cladonia arbuscula</i>	4	2	0,666	7	0	0,014	9	0	0,005
<i>Cladonia ecmogyna</i>	2	2	1,000	4	0	0,046	4	0	0,046
<i>Cladonia furcata</i>	3	5	0,763	10	3	0,052	11	7	0,275
<i>Cladonia gracilis</i>	1	1	1,000	4	0	0,046	4	0	0,046
<i>Cladonia rangiferina</i>	0	1	0,317	6	0	0,014	5	0	0,025
<i>Cladonia stellaris</i>	1	1	1,000	5	0	0,042	5	0	0,043



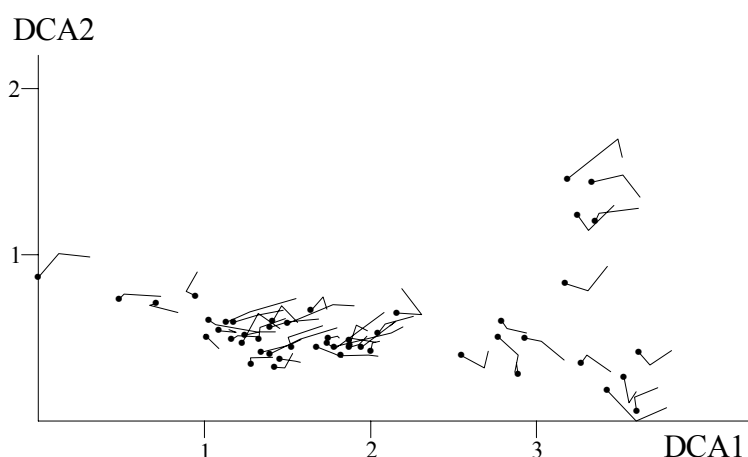
Figur 3.2 Økt dekning av smyle, småbregner og lågurter i blåbærskog. Foto P.A. Aarrestad – Increased cover of *Avenella flexuosa*, small ferns and low herbs in bilberry forest. Photo P.A. Aarrestad

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene (**tabell 3.6**). Med unntak av Ellenbergs temperaturtall viser alle indikatorverdiene signifikant endring i løpet av 10-årsperioden. For nitrogen er endringene størst mellom 1997 og 2002, mens det for de øvrige er endringene fra 1997 til 2002 som er signifikante.

Endringsmønsteret varierer fra felt til felt. For Ellenbergs nitrogen og baserikhet er det felt 12, 13 og 14 (lengst til høyre på første DCA ordinasjonsakse, **figur 3.3**) som har størst økning (**figur 3.4**). Endringen i Ellenbergs lys er jevn og svakt negativt i feltene som plasserer seg sentralt i ordinasjonsdiagrammet. Endringen mot mindre fuktighet er bare svakt signifikant for hele perioden, og endringsmønsteret varierer mye mellom de ulike feltene. Den signifikante økningen i verdiene for Dahls *r* mot mer dominans av arter med høyere varmekrav skyldes først og fremst økning av arter i feltene som ligger sentralt i ordinasjonsdiagrammet.

Tabell 3.5 Forflytning av prøveflater langs DCA-aksene 1 og 2 for perioden 1997-2007 (ordinasjon av 50 prøveflater fra tre analysetidspunkter). *M* og *SD* angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode, *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 uthævet). – Displacement of sample plots along DCA axes 1 and 2 during the period 1997-2007 (ordination of 50 sample plots from three sampling occasions). *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 one-sample test, *p*<0.05 in bold).

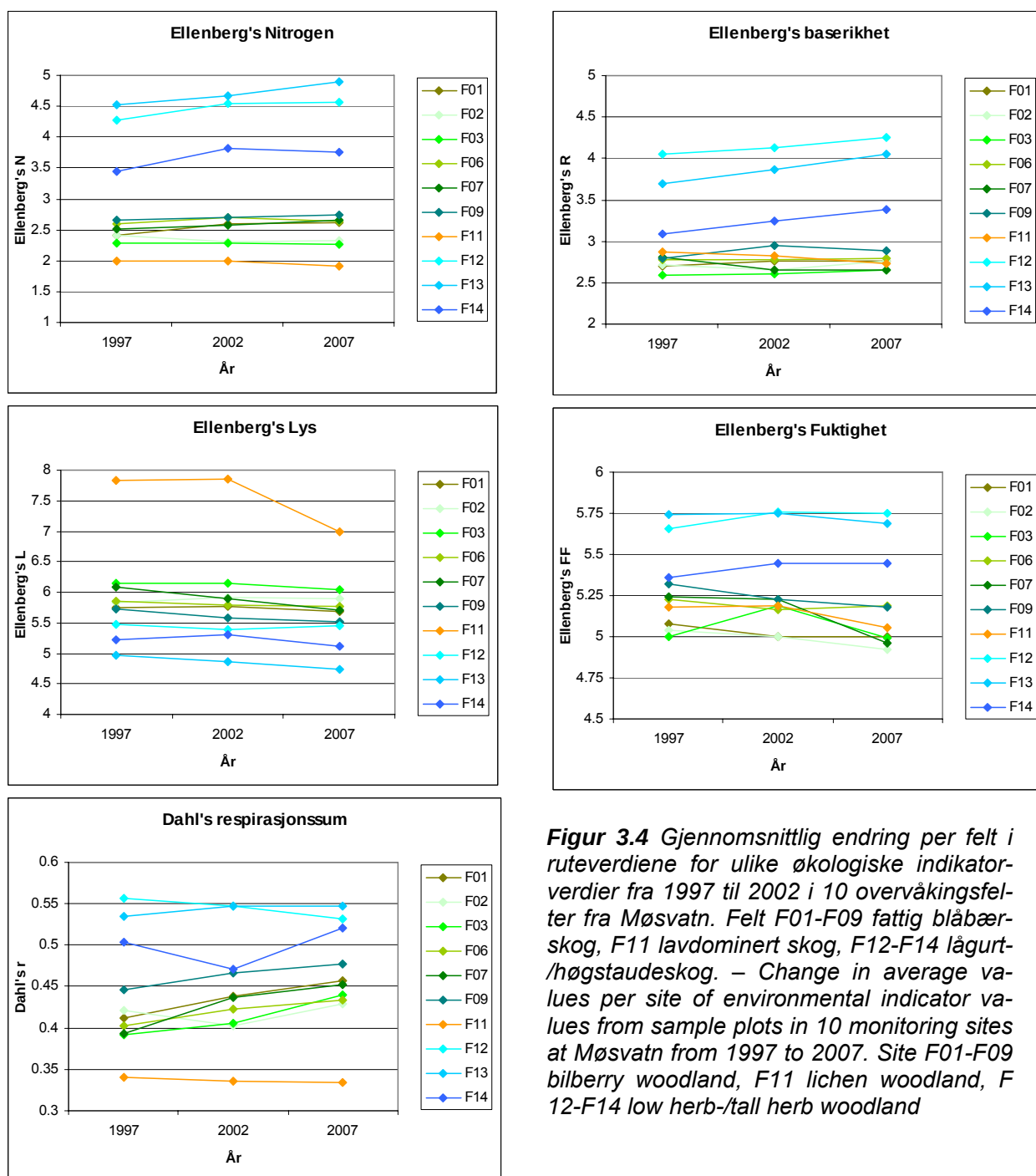
	n	Forflytning 1997–2002					Forflytning 2002–2007					Forflytning 1997–2007				
		n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
DCA-akse 1	50	43	7	-0,086	0,088	,000	45	5	-0,115	0,095	,000	49	1	-0,201	0,114	,000
DCA-akse 2	50	20	30	0,016	0,061	,121	21	29	0,018	0,077	,124	17	33	0,032	0,089	,008



Figur 3.3 DCA-ordinasjon av 50 prøveflater (frekvensdata) fra 1997, 2002 og 2007 fra overvåkingsområdet Møsvatn, aksene 1 og 2. Prøveflatenes posisjoner i 1997 er vist som punkter, mens streker viser prøveflatenes forflytninger i påfølgende år. – DCA-ordination of 50 sample plots (frequency abundance data) from 1997, 2002 and 2007 at the Møsvatn monitoring area, axis 1 and 2. The position of the sample plot in 1997 is marked with a dot and the displacement of the sample plots the following years are marked with lines.

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 Ellenbergs 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 one-sample test, $p < 0.05$) in bold.

Indikator-verdi	Antall arter m/verdi	Endring 1997–2002					Endring 2002–2007					Endring 1997–2007				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
Nitrogen	68 (11,2)	16	32	0,104	0,212	0,004	21	27	0,020	0,168	0,495	13	33	0,125	0,253	0,001
Baserikhet	103(17,3)	22	26	0,039	0,158	0,236	14	35	0,047	0,179	0,016	18	31	0,086	0,241	0,016
Lys	115(19,2)	30	20	-0,041	0,187	0,181	35	15	-0,158	0,310	0,000	35	15	-0,199	0,352	0,000
Fuktighet	97 (14,0)	23	24	0,012	0,160	0,804	35	13	-0,079	0,177	0,001	30	19	-0,067	0,212	0,036
Temperatur	82 (11,8)	19	28	0,047	0,157	0,098	24	25	0,003	0,180	0,698	19	30	0,051	0,209	0,085
Dahls r	38 (7,2)	17	29	0,007	0,043	0,207	14	29	0,017	0,038	0,001	15	34	0,023	0,037	0,000



Figur 3.4 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for ulike økologiske indikatorverdier fra 1997 til 2002 i 10 overvåkingsfelter fra Møsvatn. Felt F01-F09 fattig blåbærskog, F11 lavdominert skog, F12-F14 lågurt-/høgstauteskog. – Change in average values per site of environmental indicator values from sample plots in 10 monitoring sites at Møsvatn from 1997 to 2007. Site F01-F09 bilberry woodland, F11 lichen woodland, F12-F14 low herb-/tall herb woodland

3.3 Diskusjon

Gjenanalysen av de femti prøveflatene i 2007 viste en tydelig tilbakegang av bjørk, lyngarter, lavarter og en framgang av moser og mer næringskrevende og lyskrevende urter og gras (**tabell 3.2** og **tabell 3.3**). I tillegg ble det registrert en generell økning i antall arter i prøveflatene (**tabell 3.1**). Vegetasjonen har således utviklet seg fra en mindre næringskrevende til noe mer artsrik og næringskrevende vegetasjon (**tabell 3.3** og **figur 3.1**). Dette var en utvikling som allerede ble observert i 2002 (Bakkestuen et al. 2003) og har fortsatt i samme retning.

Nitrogen som påvirkningsfaktor

Overvåkingsområdet Møsvatn ligger i et område med relativt høye nitrogenbakgrunnsavsetninger på 600-700 mg N/m² per år og har vært relativt stabilt de siste tiårene (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2007). Avsetningen ligger i underkant av nitrogentålegrensen for skogvegetasjon på 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. Flere års angrep av bjørkemålerlarvene i overvåkingsområdet kan også ha tilført jordsmonnet nitrogen ved at bjørkemålerlarvene spiser opp lauvverket i tresjiktet og nitrogenrik avføring faller ned på bakken (jf Hogstad 1998). Fjellbjørkeskogen i Møsvatn mottar således både nitrogen fra langtransportert forurensing og fra lokal næringstilførsel i så store mengder at dette kan påvirke vegetasjonens artssammensetning.

Tilbakegang av arter

Bjørk som treslag finnes som dekkende art i de fleste prøveflatene, og den observerte tilbakegangen i feltsjiktet skyldes trolig en kraftig reduksjon i artens foryngelse i skogbunnen.

Tilbakegangen av lyngartene blåbær og krekling kan knyttes til vedvarende nitrogenpåvirkning, da slike arter har lave nitrogenkrav og er følsomme for økt nitrogenpåvirkning (Ellenberg et al. 1992, Achermann & Bobbink 2003). Gjødslingsforsøk med nitrogen i skog viser ofte en tilbakegang av lyngarter (for eksempel van Dobben et al. 1999, fra furuskoger i Sverige), og langvarig nitrogenavsetning har vist seg å redusere den totale artsdiversiteten bl.a. i engvegetasjon (Stevens et al. 2004). Den sterke tilbakegangen av blåbær kan også knyttes til indirekte effekter av nitrogen, da økt nitrogentilgang øker skadefrekvensen av naturlige predatorer som *Lepidoptera* larver og sykdomsframkallende parasittisk sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøing av bladverket (Nordin et al. 1998, Strengbom et al. 2002, 2006). Skadefrekvensen øker også ved økt sommernedbør. Det ble ikke sjekket om blåbærbladene i overvåkingsfeltene var angrepet av parasittisk sopp, men sannsynligheten er til stede. Sammen med de observerte bjørkemålerangrepene på blåbærblad kan dette forklare noe av den sterke tilbakegangen av blåbærdekningen i overvåkingsområdet.

Tilbakegangen av lav, både i dekning og ved at arter har blitt borte, kan også forklares ved vedvarende høy nitrogentilførsel, da bakkelevende lav viser tilbakegang ved økt nitrogentilførsel (Strengbom et al. 2001). Noe av tilbakegangen, særlig i de blåbærdominerte feltene, kan imidlertid også forklares ved utskygging av lav pga økt smyledekke som også produserer et tett strølag.

Fremgang av arter

Av karplantene som viser framgang, er det to typer: lite krevende blåbærskogsarter som tyttebær, linnea, skogstjerne og stri kråkefot, og mer næringskrevende arter som skogstorkenebb, fugletelg, matsyre og myskegras. Muligens er framgangen til de lite næringskrevende artene et resultat av at blåbærenes og til dels kreklingens dominans har blitt redusert. Mens framgangen til de mer næringskrevende artene sannsynligvis er en mer direkte respons på endring i økologiske faktorer som nitrogentilgang, baserikhet og lystilgang. En generell temperaturøkning, som er observert i Møsvatn, vil også kunne øke næringstilgang på nitrogen og baserikhet (ka-

tioner) da nedbrytningshastigheten av både organisk materiale og mineralpartikler er avhengig av temperatur (jf Stålfelt 1969, Schroeder 1984).

Den sterke framgangen av graset smyle fra 1997 til 2007 kan også 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).

I Møsvatn har mosene hatt en betydelig framgang siden 1997, først og fremst de store skogsmosene etasjemose, furumose og lilundmose. Siden starten av overvåkingsprogrammene i granskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist vedvarende økning i mosearters mengde og artsantall i de fleste områdene (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 granskogsflatene, noe som skyldes at de overvokses av de store skogsmosene (T. Økland et al. 2004b). Dette fenomenet er ikke observert i Møsvatn. Her har også de små bladmosene som glansjammemose, rosettmose og levermosene hornflik, buttflikskogflak, prakthinnemose, frynsemose og storhoggtann gått fram. Flere av disse artene er knyttet til fuktige habitater og hadde gode vokseforhold under de store nedbørsmengdene sommeren 2007. Framgang for små levermoser kan imidlertid også skyldes metodiske forhold ved at det er lettere å observere flere arter ved gjentatte analyser og når bakken er fuktig etter lengre tids regnvær.

Endringer i økologiske indikatorverdier

Endringen i verdien på økologiske artsindikatorverdier (**tabell 3.6, figur 3.3**) er avhengig av "riktigheten" av verdiene for de enkelte artene, og de må tolkes med en viss forsiktighet. Ellenbergs verdier er ikke tilpasset norske forhold, og Dahls verdier er bare angitt for en del av karplantene. 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 som en kombinasjon av disse.

For nitrogen er det en tydelig endring fra 1997 til 2008 mot mer nitrogenkrevende vegetasjon som skyldes at arter med lave indikatorverdier, spesielt blåbær, blokkebær og krekling, går tilbake, mens arter med høye indikatortall som skogstorkenebb, fugletelg, matsyre og myskegras går fram.

Endringen i lys mot mindre lyskrevende vegetasjon er misvisende i forhold til det vi tror er realiteten, hvor kronesjiktet i bjørkeskogen synes å ha blitt mer glissent. Rent numerisk er forklaringen at en rekke skyggetolerante skogsarter viser framgang, men dette kan godt være et resultat av blåbærenes tilbakegang og økt næringstilgang. Endringen i tallene for fuktighet mot svakt mindre fuktighetskrevende vegetasjon har sannsynligvis en tilsvarende forklaring.

Tallene for baserikhet viser et tilsvarende mønster som for nitrogen. For de artene som viser endring, er det imidlertid en betydelig korrelasjon mellom indikatorverdier for nitrogen og baserikhet. Det viktigste unntaket er matsyre, som har betydelige krav til nitrogen, men lite krav til baserikhet. Den betydelige endringen i matsyre fra 1997 til 2002 (jf **tabell 3.1** og **tabell 3.2**) bidrar mye til at faktortallet for nitrogen er signifikant i den første perioden, mens de øvrige indikatorverdiene kan synes til dels å være en forsinket effekt av de samme underliggende endringene.

Forskjellen i Dahls r er liten, men ganske entydig i retningen. Endringen i rutenes verdier mot høyere varmekrav i vekstsesongen skyldes først og fremst nedgang i blåbær og krekling, og

oppgang i linnea og fugletelg. Det er ingen direkte varmekjære arter som viser framgang, i det minste ingen med indikatorverdier oppført av Dahl (1998). Men her må det nevnes at verken maiblom eller skogstorkenebb, som utvilsomt er noe varmekrevende, har Dahl-verdi. Ellenbergs temperaturtall viser ingen signifikant endring i perioden, men tendensen er i samme retning som Dahls r. Noen tydelig endring i temperaturforhold kan derfor ikke tolkes ut fra endringene i vegetasjonssammensetning.

3.4 Konklusjon

Den bakkenære vegetasjonen i overvåkingfeltene i Møsvatn har endret seg fra 1997 til 2002 mot mer gras- og urterik/nærings- og basekrevende vegetasjon samtidig som flere lyngarter og lavarter har gått betydelig tilbake. Dette kan trolig settes i sammenheng med vedvarende, relativt høye avsetninger av langtransportert nitrogen og betydelige angrep av bjørkemåler både på bjørk og blåbær. En generell temperaturøkning de siste tiårene kan også ha bidratt til økt næringstilgang ved raskere omsetning av næringsstoffer. Store skogsmoser har gått fram, og endringen følger den generelle trenden for slike moser i de fleste overvåkingprogram i Norge. Det er sannsynlig at de store mosene favoriseres av en forlenget kjølig, men overveiende frostfri periode om høsten. Framgang av mengde levermoser kan settes i sammenheng med en våt og fuktig sommer.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Møsvatn 1997–2007

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingfeltene i Møsvatn i 1997, 2002 og i 2007. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Møsvatn in 1997, 2002 and in 2007.

Kode*	Latinsk navn	Norsk navn
C	<i>Arctous alpinus</i>	Rypebær
C	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	Mjølbbær
C	<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk
C	<i>Betula pubescens</i>	Bjørk
C	<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng
C	<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling
C	<i>Juniperus communis</i>	Einer
C	<i>Picea abies</i>	Gran
C	<i>Salix glauca</i>	Sølvvier
C	<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn
C	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær
C	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (Sinntryte)
C	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
D	<i>Aconitum lycoctonum</i>	Tyrihjel
D	<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe
D	<i>Alchemilla glabra</i>	Glattmarikåpe
D	<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	Marikåper
D	<i>Athyrium distentifolium</i>	Fjellburkne
D	<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug
D	<i>Cicerbita alpina</i>	Turt
D	<i>Coeloglossum viride</i>	Grønkurle
D	<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg
D	<i>Epilobium montanum</i>	Krattmjølke
D	<i>Epilobium</i> sp.	Mjølkeslekta
D	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle
D	<i>Gentiana purpurea</i>	Søterot
D	<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb
D	<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom
D	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg

Kode*	Latinsk navn	Norsk navn
D	<i>Hieracium alpinum</i> agg.	Fjellsvæver
D	<i>Hieracium</i> sec. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver
D	<i>Hieracium</i> sec. <i>Vulgata</i>	Beitesvæver
D	<i>Hieracium</i> sp.	Svæveslekta
D	<i>Linnaea borealis</i>	Linnea
D	<i>Listera cordata</i>	Småtviblad
D	<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot
D	<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom
D	<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle
D	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle
D	<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt
D	<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre
D	<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad
D	<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengjeveng
D	<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot
D	<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn
D	<i>Pyrola rotundifolia</i>	Lækjevintergrøn
D	<i>Pyrola</i> sp.	Vintergrønslekta
D	<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie (smørblom)
D	<i>Ranunculus platanifolius</i>	Kvitsoleie
D	<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre
D	<i>Solidago virgaurea</i>	Gulliris
D	<i>Taraxacum</i> sp.	Løvetannslekta
D	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne
D	<i>Viola biflora</i>	Fjellfiol
E	<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein
E	<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein
E	<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks/Fjellgulaks
E	<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle
E	<i>Carex bigelowii</i>	Stivstorr
E	<i>Carex brunnescens</i>	Seterstorr
E	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrørkvein
E	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke
E	<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel
E	<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv
E	<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle
E	<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle
E	<i>Milium effusum</i>	Myskegras
E	<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg
E	<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei
F	<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprinkelundmose
F	<i>Brachythecium rivulare</i>	Sumplundmose
F	<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose
F	<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose
F	<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmose
F	<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
F	<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd
F	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
F	<i>Ditrichum flexicaule</i>	Storbust
F	<i>Hylocomiastrum pyrenaicum</i>	Seterhusmose
F	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
F	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
F	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
F	<i>Plagiomnium</i> sp.	Fagermose
F	<i>Plagiothecium</i> sp.	Jamnemose
F	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	Broddfagermose
F	<i>Plagiomnium ellipticum</i>	Sumpfagermose
F	<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemose
F	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose

Kode*	Latinsk navn	Norsk navn
F	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
F	<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemose
F	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
F	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose
F	<i>Polytrichum piliferum</i>	Rabbebjørnemose
F	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjormose
F	<i>Racomitrium fasciculare</i>	Knippegråmose
F	<i>Rhizomnium magnifolium</i>	Storrundmose
F	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
F	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
F	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
F	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
F	<i>Rhytidiadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	Eng-/Fjorkransmose
F	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
F	<i>Splachnum</i> sp.	Møkkmose
F	<i>Tetraplodon mnioides</i>	Fagerlemenmose
G	<i>Barbilophozia atlantica</i>	Kystskjeggmose
G	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmose
G	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmose
G	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmose
G	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose
G	<i>Blasia pusilla</i>	Flekkmose
G	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
G	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
G	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
G	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
G	<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsemose
G	<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose
G	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose
G	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
G	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
G	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik
G	<i>Lophozia</i> sp.	Flikmose
G	<i>Marsupella emarginata</i>	Mattehutremose
G	<i>Pellia epiphylla</i>	Flikvårmose
G	<i>Plagiochila asplenioides</i>	Prakthinnemose
G	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
G	<i>Scapania</i> sp.	Tvibladmose
G	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
H	<i>Cetraria ericetorum</i>	Smal islandslav
H	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
H	<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav/Fjellreinlav
H	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
H	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
H	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
H	<i>Cladonia ecmocyna</i>	Snøsyl
H	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
H	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
H	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
H	<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull
H	<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav
H	<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger
H	<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe
H	<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn
H	<i>Peltigera polydactylon</i>	Fingernever
H	<i>Peltigera scabrosa</i>	Runever
H	<i>Peltigera</i> sp.	Årenever
H	<i>Solorina crocea</i>	Safranlav

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

4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal gran-skog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007

Tonje Økland 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 i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). Det ble etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992. Flatene i Urvatnet naturreservat ble første gang analysert i 1992. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang. To av de opprinnelige ti områdene som ble etablert; Øyenskavlen i Nord-Trøndelag og Lundsneset i Østfold, er derfor "lagt på is" av ressurs hensyn og er ikke analysert i 4. omløp (2003-2007).

Opplegg og metodikk for overvåkingen av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men i løpet av 1990-årene viste det seg at markvegetasjonen er minst like følsom for klimaendringer (se for eksempel T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b, 2007).

De permanente vegetasjonsflatene i Urvatnet naturreservat har tidligere vært analysert i 1992, 1997 og 2002. Reanalyseringen i 2007 var således 4. gangs analyse av disse flatene.

4.1 Områdebeskrivelse

Urvatnet naturreservat i Meldal kommune i Sør-Trøndelag (63°06-07'N, 9°48-49'Ø; jf **figur 5.1**) ble opprettet i 1992 og eies av den norske stat. UTM: NQ 40-41,98-99). Området har før 1992 vært administrativt fredet, og skogen er derfor relativt gammel med naturskogspreg. Det undersøkte området omkranser Urvatnet og ligger på 300-400 m o.h. Topografien i området varierer; noen flater har lav helningsgrad, mens det i sørvest er relativt bratte lier. I disse liene er det mye forsumpning og derfor dominerer torvmoser (*Sphagnum* spp.) i mange flater. Berggrunnen består hovedsakelig av grønnstein med innslag av kvartskratofyr og gabbro. Årsnedbøren er ca. 900 mm og årlig middeltemperatur er ca 3°C (se **tabell 4.1** og **figur 4.1**). Området hører til sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone og vegetasjonsseksjonen er oseanisk (O2) til svakt oseanisk (O1). For nærmere beskrivelse av området med prøveflateplassering etc., se T. Økland (1996), T. Økland et al. (2001).

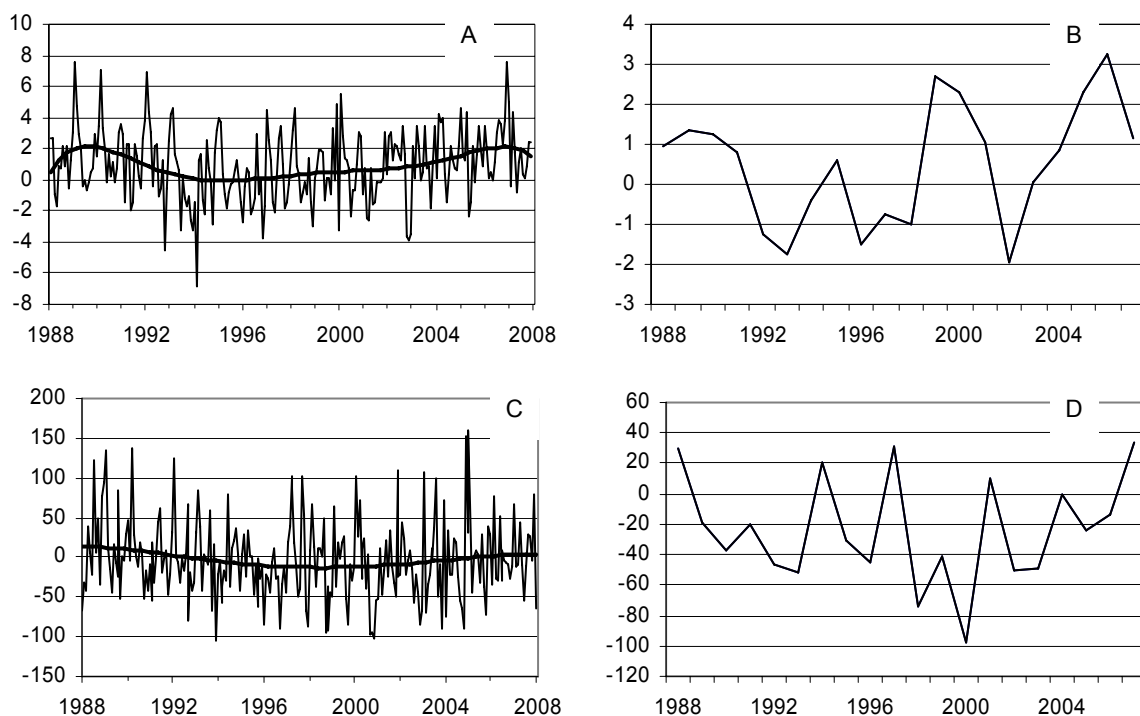
4.2 Metoder

Metodikken for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger metodikken som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Eilertsen & Stabbetorp (1997), Lawesson et al. (2000), Bakkestuen et al. (2001), 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 á 5 x 10 m for å dekke opp den lokale variasjonen langs de viktigste lokale økologiske (komplekse) gradientene. Innenfor hver av de 10 makroflatene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 flater á 1x1 m. Alle plantearter i hver 1x1 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 1x1 m flata. Ved første gangs analyse ble en rekke miljøvariabler registrert i/ved flatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske, terreng- og trevariabler etc.). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert analysert

Tabell 4.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalen (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjørs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på 1961-90 normalen (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976). – Geographical position, climate and background information for the monitoring site in Urvatnet nature reserve. Mean annual precipitation is estimated on the basis of the 1961-90 normal values (Førland 1993) for stations near the site and adjusted for topography and elevation (cf Sjørs 1948, Førland 1979). Mean temperatures are based on the 1961-90 normal values for stations near the site and adjusted for elevation according to Laaksonen (1976).

Overvåkings- område	Bredde- grad (°N)	Lengde- grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Års- nedbør	Temperatur (°C)			Første analyse- år
						Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
Urvatnet	63°06-07'	9°48-49'	300– 400	3	900	3,0	–6,0	12,1	1992



Figur 4.1 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). Data fra nærliggende stasjoner, justert for topografi og høyde (jf tabell 4.1). – 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. Data from nearby stations, adjusted for topography and elevation (cf table 4.1).

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente flatene i overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt. – The number of species of various groups observed in the permanent plots at the Urvatnet nature reserve monitoring site in each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter				
	1992	1997	2002	2007	Totalt
Karplanter	50	49	50	49	53
Bladmoser	22	24	24	22	26
Torvmoser	4	4	4	4	4
Levermoser	24	24	21	22	28
Lav	3	2	2	2	4
Totalt	103	103	101	99	115

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 1992 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b). Feltarbeidet ble utført i midten av august 2007.

4.3 Resultater: endringer i perioden 1992-2007 i flatene i Urvatnet naturreservat

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 prøveflatene ble det i 2007 registrert totalt 99 arter: 49 karplantearter, 22 bladmosearter (torvmoser er her ikke inkludert i gruppen bladmoser; gjelder videre i dette kapitlet), 4 torvmosearter, 22 levermosearter og 2 lavararter (**tabell 4.2**). Det totale artsantallet, som var stabilt fra 1992 til 1997 (103 arter), ble svakt redusert fra 1997 til 2002 og fra 2002 til 2007, da det ble registrert 99 arter. Antall karplantearter har vært stabilt og var 49 i 2007, det samme som ble registrert i 1997, mens det ble registrert 50 karplanter i 1992 og 2002. Antall bladmosearter var 22 i 2007 som i 1992, men det er en svak nedgang fra både 1997 og 2002, da det ble funnet 24 bladmosearter. Antall levermosearter var 24 både i 1992 og 1997, men sank til 21 i 2002 og var 22 i 2007.

En karplanteart som ble funnet i 2002, blåklokke, ble ikke gjenfunnet i 2007, og ingen nye karplantearter har kommet inn i flatene. I hele perioden fra 1992 til 2007 har til sammen fire karplantearter blitt borte fra flatene (bjørk, krekling, blåklokke og hvitmaure) mens tre har kommet til (liljekonvall, tveskjeggveronika og seterfrytle).

En bladmose som ble funnet i 1992, strølundmose, ble ikke gjenfunnet i 1997, mens strøtornemose bare ble funnet i 1997, flakjamnemose bare i 1997 og 2002 og firtannmose bare i 2002; dvs. at de to sistnevnte har blitt borte fra flatene i løpet av de siste 5 årene. Totalt er fire levermosearter som ble funnet i 1992, ikke gjenfunnet i 2007: blåflak, sveltlefsemose, lurvflik og sagtvebladmose, mens bare én art, skogflak, har kommet inn i flatene (i 1997). En levermoseart, kildesalmose, ble funnet i flatene bare i 1997 og 2002, mens enkelte andre manglet i ett eller to av de mellomliggende årene.

To lavararter, meltraktlav og pulverbrunbeger agg. ble borte fra flatene mellom 1992 og 1997, mens 1 art, stubbesyl kom inn i flatene i 1997. Alle lavartene som var i flatene i 2002, ble gjenfunnet i 2007, og ingen nye lavararter ble observert i flatene.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

I den siste femårsperioden, 2002-2007, ble det observert signifikant reduksjon i antall karplantearter pr flate. Reduksjonen var i gjennomsnitt -0,48 arter pr flate (**tabell 4.3**). Forøvrig ble det ikke observert signifikante endringer i artsantall pr prøveflate for andre artsgrupper i denne perioden. For de to første femårsperiodene (1992-1997 og 1997-2002) ble det ikke observert signifikante endringer for noen av artsgruppene. I 15-årsperioden, dvs. fra 1992 til 2007, ble artsantallet pr flate totalt sett signifikant redusert, i gjennomsnitt med -1,32 arter pr flate. Antall karplantearter ble i 15-årsperioden signifikant redusert med i gjennomsnitt -0,66 arter pr flate. Antall levermosearter ble i 15-årsperioden redusert med -0,76 arter pr flate, mens antallet torvmosearter økte signifikant, i gjennomsnitt med 0,18 arter pr flate.

Endring i mengder av enkeltarter i prøveflatene

Framgang og tilbakegang for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** for alle 4 analyseomløpene samt for tiårsperioden 1992-2002 og 15-årsperioden 1992-2007. Halvparten av de testede karplanteartene, dvs. 13 av 26 (frøplanter av trær og marimjellartene ikke regnet med; se R. Økland 1995) har hatt signifikant reduksjon i mengde i løpet av perioden 2002-2007: blåbær, hvitveis, skogstorkenebb, fugletelg, beitesveve, småtveblad, maiblom, gaukesyre, hengeving, skogstjerne, skogfiol, engkvein og hårfrytle. Syv av disse artene har også hatt en mengdereduksjon i 15-årsperioden (1992-2007): blåbær, hvitveis, skogstorkenebb, fugletelg, beitesveve, småtveblad og skogstjerne. Ingen karplantearter (frøplanter av gran unntatt) har hatt signifikant mengdeøkning i siste femårsperiode. Bare legeveronika har hatt signifikant økning i 15-årsperioden fra 1992 til 2007. Fire av de 13 artene som hadde signifikant mengdereduksjon i siste femårsperiode, hvitveis, skogstorkenebb, gaukesyre og skogfiol, hadde hatt en signifikant mengdeøkning i forrige periode, dvs. fra 1997 til 2002.

I løpet av perioden 2002-2007 er mengdereduksjon registrert for tre bladmosearter, ribbesigd, furumose og veinikke, mens to bladmosearter, kystkransemose og kystjamnemose, har økt signifikant. Etasjemosedekningen økte i gjennomsnitt med ca. 9 % (se kap. 5) fra 2002 til 2007, men arten ble funnet i 49 av de 50 flatene og i nesten alle smårutene (i gjennomsnitt 15 av 16

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 prøveflater på 1m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet Urvatnet naturreservat fra 1992 til 2007. M angir middel 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 ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert). Test 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 1m² (species density) for various species groups at the Urvatnet nature reserve monitoring site from 1992 to 2007. M indicates mean change in species number for the relevant period, n- and n+ number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, P probability of the median change not being 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). The test was not performed when the number of plots with changes in number of species was less than five.

	Endring 1992-1997				Endring 1997-2002				Endring 2002-2007				Endring 1992-2007			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Totalt	22	18	-0,34	0,374	24	17	-0,54	0,061	23	20	-0,44	0,361	30	15	-1,32	0,006
Karplanter	15	16	-0,14	0,420	18	15	-0,04	0,844	24	15	-0,48	0,018	25	12	-0,66	0,007
Mosearter	23	16	-0,20	0,420	23	15	-0,42	0,085	17	26	0,04	0,622	21	17	-0,58	0,148
Bladmoser	12	14	0,14	0,407	18	9	-0,20	0,132	11	16	0,06	0,804	14	16	0,00	0,873
Torvmoser	2	5	0,06	0,257	2	7	0,10	0,096	2	2	0,02		1	8	0,18	0,021
Levermoser	22	11	-0,40	0,070	21	12	-0,32	0,157	15	17	-0,04	0,893	27	10	-0,76	0,004
Lavarter	2	3	0,00	1,000	3	0	-0,08		3	3	0,00	1,000	5	3	-0,08	0,271

Tabell 4.4 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelserne, 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 angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert). Se vedlegg 4.1 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Urvatnet nature reserve monitoring site during the three 5-year periods between investigations, 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. P is the probability 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.). See Appendix (vedlegg 4.1) for species names.

Arter	1992-1997			1997-2002			2002-2007			1992-2002			1992-2007		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter															
Pice abi	2	23	0,000	21	2	0,000	1	29	0,000	1	5	0,084	1	31	0,000
Vacc myr	8	10	0,894	9	6	0,153	15	6	0,007	10	7	0,216	17	7	0,006
Anem nem	12	6	0,021	1	13	0,002	18	0	0,000	3	13	0,012	20	0	0,000
Gera syl	8	0	0,011	0	7	0,017	8	1	0,041	6	3	0,399	6	1	0,041
Good rep	1	3	0,257	0	6	0,026	2	0	0,180	0	5	0,039	1	4	0,103
Gymn dry	4	16	0,005	14	10	0,215	25	1	0,000	10	10	0,419	20	4	0,002
Hier vul	3	4	0,381	5	3	0,481	8	1	0,015	5	5	0,876	10	0	0,005
Linn bor	10	14	0,885	8	15	0,049	15	13	0,378	10	16	0,141	13	15	0,900
List cor	11	15	0,287	10	20	0,055	29	3	0,000	9	21	0,020	22	5	0,005
Maia bif	8	17	0,233	12	18	0,085	29	8	0,000	11	23	0,050	20	14	0,371
Mela pra	21	7	0,006	13	10	0,426	14	7	0,229	19	6	0,001	21	4	0,002
Mela syl	23	8	0,002	7	20	0,113	14	15	0,811	21	10	0,049	18	9	0,115
Mone uni	3	0	0,103	2	2	0,854	4	0	0,068	4	2	0,400	5	0	0,043
Orth sec	4	4	0,558	0	5	0,042	3	5	0,660	4	7	0,120	3	7	0,133
Oxal ace	6	5	0,621	3	11	0,014	15	2	0,002	4	10	0,055	9	5	0,226
Pheg con	1	5	0,344	1	4	0,131	7	1	0,024	1	7	0,119	4	3	0,396
Trie eur	9	10	0,670	5	12	0,261	17	3	0,001	7	12	0,100	15	6	0,023
Vero off	1	3	0,144	1	4	0,078	5	2	0,497	0	6	0,026	1	6	0,048
Viol riv	5	3	0,286	1	9	0,010	7	1	0,024	2	5	0,126	7	3	0,280
Agro cap	5	4	0,904	3	7	0,354	7	0	0,016	2	9	0,164	8	3	0,193
Desc ces	0	5	0,034	0	5	0,039	4	1	0,498	0	6	0,027	1	3	0,198
Luzu pil	8	9	0,348	5	6	0,468	15	3	0,003	9	9	0,171	14	8	0,217
Bladmoser															
Cirr pil	5	1	0,058	4	4	0,719	6	2	0,287	6	2	0,068	6	2	0,049
Dicr fus	2	7	0,071	9	2	0,024	3	6	0,399	9	2	0,078	6	4	0,627
Dicr sco	21	12	0,199	18	18	0,579	24	10	0,006	23	13	0,332	28	14	0,005
Hylo spl	10	6	0,384	2	13	0,020	5	4	0,809	4	7	0,346	7	6	0,916
Hylo umb	7	3	0,112	8	6	0,216	7	8	0,171	9	5	0,032	8	3	0,171
Plag und	4	11	0,079	7	7	0,526	4	11	0,048	6	12	0,290	7	13	0,071
Pleu sch	21	14	0,177	13	18	0,466	24	8	0,001	23	12	0,457	30	9	0,001
Pohl nut	0	1		0	5	0,042	5	0	0,042	0	5	0,043	1	2	1,000
Ptil cri	7	16	0,023	9	12	0,860	10	12	0,828	4	16	0,019	8	14	0,055
Rhyt lor	11	19	0,244	3	24	0,000	8	17	0,019	7	25	0,000	4	27	0,000
Rhyt squ	12	6	0,038	8	6	0,950	9	6	0,110	12	5	0,049	13	3	0,003
Sani unc	7	2	0,036	7	0	0,017	2	2	0,715	7	0	0,018	7	1	0,021

Tabell 4.4 (fortsetter).

Arter	1992-1997			1997-2002			2002-2007			1992-2002			1992-2007		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Torvmoser															
Spha gir	1	2		0	5	0,042	3	2	0,588	1	5	0,141	1	5	0,140
Spha qui	4	11	0,037	4	5	0,755	7	7	0,727	4	9	0,026	4	10	0,049
Spha rus	1	0		0	5	0,043	3	2	0,336	0	5	0,042	1	5	0,202
Levermoser															
Barb att	5	2	0,730	2	2		3	6	0,190	6	1	0,165	3	5	0,565
Barb bar	15	12	0,260	12	14	0,458	18	7	0,014	13	10	0,475	17	10	0,013
Barb flo	17	8	0,029	10	14	0,286	18	6	0,007	17	10	0,183	20	6	0,001
Barb kun	2	2	0,706	4	0	0,063	0	1		4	0	0,059	4	0	
Barb lyc	10	14	0,428	17	14	0,333	25	7	0,000	16	16	0,836	31	9	0,000
Caly mue	7	7	0,923	6	6	0,690	11	2	0,005	9	6	1,000	12	2	0,011
Caly nee	1	4	0,104	2	1		3	3	0,748	3	4	0,172	3	3	0,596
Ceph bic	3	3	0,739	4	0	0,063	1	4	0,496	6	0	0,024	5	2	0,206
Ceph lun	3	4	0,864	3	0		1	5	0,058	3	1		1	4	0,176
Ceph ple	4	1	0,216	0	5	0,043	4	1	0,103	0	5	0,043	2	3	0,221
Loph bid	2	4	1,000	1	4	0,078	2	2		0	5	0,043	0	4	
Loph obt	14	12	0,335	11	12	0,794	19	9	0,034	16	13	0,374	22	10	0,019
Loph ven	7	5	0,719	6	4	0,109	7	1	0,066	11	3	0,138	14	1	0,004
Plag asp	6	6	0,629	3	8	0,042	7	6	0,350	6	8	0,102	7	9	0,372
Trit qui	9	14	0,339	10	7	0,087	14	7	0,014	14	10	0,432	20	4	0,004
Lav															
Clad fur	4	1	0,131	2	1	0,414	1	0		5	0	0,041	5	0	0,039

mulige småruter pr flate begge år) både i 2002 og 2007, og det ble derfor ikke registrert signifikant endring i smårutefrekvens fra 2002 til 2007. Signifikant mengdeendring ble ikke registrert for noen av torvmoseartene i perioden 2002-2007.

For 15-årsperioden sett under ett (dvs. fra 1992 til 2007) hadde 5 bladmoser signifikant mengdereduksjon (lundveikmose, ribbesigd, kobleikmose, furumose og engkransemose), mens én bladmose og én torvmose, henholdsvis kystkransemose og lyngtorvmose, hadde signifikant mengdeøkning.

Seks av de 13 testede levermoseartene hadde signifikant mengdereduksjon fra 2002 til 2007; skogskjeggmose, lyngskjeggmose, gåsefotskjeggmose, sumpflak, buttflik og storhoggtann, mens ingen hadde signifikant økning. De samme 6 levermoseartene samt grokornflik hadde signifikant mengdereduksjon også for 15-årsperioden sett under ett, mens ingen levermosearter økte signifikant i mengde. Bare én lavart, gaffellav, var vanlig nok til å bli testet for perioden 1992 til 2007, og denne hadde signifikant mengdereduksjon. Ingen lavararter hadde endring i mer enn 5 flater fra 2002 til 2007 og ble derfor ikke testet.

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1992 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (basert på 46 flater i hvert av 4 analyseår; fire avvikende flater ble fjernet som i den opprinnelige, tolkede DCA-ordinasjonen; se T. Økland 1996), etter at korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ , jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var regnet ut (τ ca. 0,9 for DCA 1 for alle analyseår og ca 0,5 for DCA 2 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). I den rike delen av ordinasjonsdiagrammet ble det registrert en signifikant forflytning av prøveflatene, noe som tilsvarer at flatene i noen grad har fått vege-

Tabell 4.5 Forflytning av prøveflater langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for overvåkingsområdet Urvatnet naturreservat i perioden 1992-2007 basert på frekvensdata (ordinasjon av 46 prøveflater for fire analysetidspunkter – 4 flater med avvikende posisjoner fjernet, se T. Økland 1996). Wilcoxon-test er gjort separat for fattige og rikere prøveflater (jf T. Økland 2004a,b). n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, P sannsynligheten for at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P < 0,05$ er uthevet). – Displacement of sample plots at the Urvatnet nature reserve monitoring site along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1992-2007 based on frequency data (ordination of 46 sample plots for four sampling occasions - 4 plots with deviating position deleted, see T. Økland 1996). Wilcoxon –test was performed separately for poor and richer sample plots (see T. Økland 2004a,b) n- and n+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, P the probability of the median displacement not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, $P < 0.05$ in bold).

DCA-akse	n	Forflytning 1992–1997			Forflytning 1997–2002			Forflytning 2002 – 2007			Forflytning 1992–2007		
		n–	n+	P	n–	n+	P	n–	n+	P	n–	n+	P
DCA 1 – fattig del	31	16	15	0,739	12	19	0,410	17	14	0,493	15	16	0,875
DCA 1 – rik del	15	11	4	0,078	5	10	0,017	12	3	0,017	11	4	0,173
DCA 2 – fattig del	31	13	18	0,147	16	15	0,829	15	16	1,000	18	13	0,906
DCA 2 – rik del	15	7	8	0,955	6	9	0,532	3	12	0,011	3	123	0,020

tasjonssammensetning som er mer typisk for næringsfattigere voksesteder i siste femårsperiode (2002-2007, **tabell 4.5**), mens det i forrige femårsperiode, 1997-2002, ble observert en forflytning i ordinasjonsdiagrammet i motsatt retning. For øvrig ble det ikke registrert signifikante endringer i flatenes forflytninger langs DCA 1, verken for den fattige eller den rike delen. Langs DCA-akse 2 har flatene i den rikere delen av ordinasjonsdiagrammet hatt en signifikant forflytning i retning av høyere DCA 2-scorer i siste fem-årsperiode og i 15-årsperioden. I den fattigere delen av ordinasjonsdiagrammet var det ingen signifikante endringer langs DCA 2. Korrelasjonen mellom DCA 2 i den nye ordinasjonen og den opprinnelige tolkede var imidlertid noe mindre sterk for denne akse enn for DCA 1, og DCA 2 hadde i den opprinnelige ordinasjonen ingen variabler med svært sterke korrelasjoner (se T. Økland 1996).

4.4 Diskusjon

Vegetasjonsutviklingen i Urvatnet naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 3. om-løp [se T. Økland et al. 2001, 2004a,b) for endringer 1992-1997, (T. Økland et al. 2004b) for 1997-2002 og for tiårsperioden 1992-2002]. Totalt artsantall har sunket i femtenårsperioden fra 103 arter i 1992 til 99 i 2007. I den siste femårsperioden har 13 karplantearter, dvs. halvparten av de karplanteartene som ble testet, gått signifikant tilbake i mengde. Dette er det største antall karplantearter det er registrert signifikant mengdeendring for i noen av granskogsområdene gjennom alle analyseår (inkludert granskogen i Solhomfjell, se R. Økland & Nordbakken 2004), og det står i kontrast til observerte endringer i tidligere fem-årsperioder i området; fra 1992 til 1997 var det like mange arter med signifikant mengdeøkning som med mengdereduksjon, og fra 1997 til 2002 var det 8 karplantearter av 18 testede som økte i mengde. I de sørligste/sør-østligste områdene har det tidligere vært rapportert signifikante mengdereduksjoner for mange karplantearter, og dette har vært tolket som tidsforskjøvet respons relatert til langtransportert luftforurensing (R. Økland & Eilersen 1996, T. Økland et al. 2004a,b). For noen få av de artene

som det ble registrert mindre av i siste femårsperiode i Urvatnet naturreservat, ble signifikant mengdeøkning registrert i forrige periode. Dette gjelder hvitveis, knerot, gaukesyre (se mer om denne arten i kap. 5) og skogfiol. Mengdereduksjonen for disse artene i siste 5-årsperiode må sees i sammenheng med økningen i forrige periode; det er mulig at reduksjonen fra 2002 til 2007 innebærer en "justering" tilbake til et normalnivå etter et usedvanlig "godt år" i 2002. For hvitveis ble det imidlertid også registrert tilbakegang for hele perioden fra 1992 til 2007. Gjennomsnittlig artsantall for karplanter i flatene har også sunket signifikant i den siste femårsperioden og i hele 15-årsperioden med henholdsvis -0,66 arter pr flate og med -0,5 arter pr flate. Samtidig har det også vært en tendens til at vegetasjonssammensetningen i flatene på de mer næringsrike voksestedene har endret seg i retning av vegetasjon typisk på mer næringsfattige steder.

Urvatnet naturreservat ligger i et område som har liten forurensingsbelastning (se for eksempel Hole & Tørseth 2002) og det er derfor ingen grunn til å mistenke at karplanteendringene der er forårsaket av luftforurensing.

Høye smånagertettheter influerer også på karplantenes artsmengder (Ericson 1977). Det var imidlertid ingen tydelige tegn til toppår for smånagere da flatene ble analysert i august 2007, men en lokal populasjonstopp for smånagere i et av de mellomliggende årene kan ikke utelukkes.

Samtidig med den tydelige mengdereduksjonen for mange karplanter og redusert karplantartstall pr flate ble det i siste femårsperiode registrert en sterk mengdeøkning for enkelte store skogsmoser, spesielt hadde etasjemose hatt en sterk økning i prosentvis dekning (se kap. 5), men også for suboseaniske arter som kystkransemose og kystjamnemose ble det registrert en klar økning (i smårutefrekvens). Samtidig er det blitt mindre av mange levermoser i området. Disse resultatene passer inn i det tidligere rapporterte mønsteret for mosenes utvikling i mange av overvåkingsområdene; ved at store moser øker i mengde på bekostning av små moser. Dette mønsteret er satt i sammenheng med de mange milde høstene fra ca. midten av 1990-tallet, noe som har gjort at vekstsesongene for moser har blitt lengre (se R. Økland 1997, T. Økland 2004a,b).

Urvatnet naturreservat var det siste av overvåkingsområdene i granskog som ble etablert; flatene ble første gang analysert i august 1992. Klimadata fra de nærmeste målestasjonene (se **figur 4.1**) viser at månedsnedbøren hadde små avvik fra normalen gjennom hele perioden fra 1992 til 2007 (**figur 4.1C**). Høsten (september til november) var tørrere enn normalt i mange av årene fra 1992 til 2007, men fuktigere enn normalt høsten 1994, 1997 (dvs. etter 2. gangs analysering), 2001 (dvs. før 3. gangs analysering; **figur 4.1D**). Med få unntak lå månedsmiddeltemperaturene over normalen i hele perioden fra 1992 til 2007, (**figur 4.1A**), mest utpreget etter 2002. Høsttemperaturene (september-november) lå over normalen i mange av årene etter 1998, med unntak av høsten 2002. Spesielt har høstene vært milde fra 2004 til 2006 (**figur 4.1B**), dvs. mellom 3. og 4. gangs analysering.

Det har tidligere vært antydnet en sammenheng mellom moseøkning og reduksjon i mengde og antall av karplanter som et mulig scenario; det vil si at det oppstår en "flaskehalssituasjon" ved at økningen i mengde av store moser fører til gjenvoksning av åpninger i bunnsjiktet, som både øker sannsynligheten for at små moseskudd/små moser blir begravd i mosematta og reduserer mulighetene for nyetablering/overlevelse både av små moser og karplanter (cf. R. Økland 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Mengdeøkningen for mosene passer med det mønsteret som tidligere er rapportert fra mange av overvåkingsområdene, både i granskog og bjørkeskog, og endringer i klimaforholdene er derfor en sannsynlig forklaring. Foreløpig er det imidlertid vanskelig å trekke en sikker konklusjon om den observerte reduksjon i karplantmengder og antall karplanter pr flate. Klimadata for den nærmeste klimastasjonen som hadde temperaturdata for januar til august 2007 (Thamshavn i Orkdal) viste at det var noen få døgn i slutten av mai da minimumstemperaturen nærmet seg 0°C. Denne klimastasjonen ligger imidlertid ved kysten, og det er sannsynlig at det kan ha vært frost disse nettene i Urvatnet naturreservat,

som ligger lenger inn i landet. Det er imidlertid vanskelig å forstille seg at frost tidlig i vekstsesongen alene skal ha hatt en så sterk virkning på karplantemengdene. Trolig er forklaringen på den sterke tilbakegangen for karplanter relatert til flere forklaringsfaktorer og samvirkning mellom flere klimafaktorer er en mulighet.

4.5 Konklusjon

Det ble mindre av mange karplanter i Urvatnet naturreservat i siste femårsperiode, samtidig som det gjennomsnittlige antallet karplantearter sank, og artssammensetningen for de mer næringsrike flatene har endret seg noe i retning av vegetasjon typisk for næringsfattigere steder.

Det har blitt mye mer av enkelte store moser og noen suboseaniske arter som trives med et fuktigere klima, mens det er blitt mindre av mange mindre moser, spesielt levermoser. Mose-nes endringsmønster i den siste femårsperioden og i hele 15-årsperioden passer med det tidligere rapporterte mønsteret for moser tolket som relatert til klima. Resultatene for Urvatnet naturreservat kan tyde på at dette endringsmønsteret nå er i ferd med å forsterkes, men videre overvåking og analyser av data fra de andre granskogsområdene og bjørkeskogsområdene vil gi oss mulighet til å følge utviklingen videre.

De sterke karplantendringene kan foreløpig ikke entydig gis en enkel forklaring, men det er mulig at de er relatert til en eller flere klimafaktorer. Det kan ikke utelukkes at den sterke økningen for enkelte store moser og derved fortetningen av skogbunnen har hatt betydning for karplantene.

De relativt store endringene i Urvatnet naturreservat fra 2002 til 2007 viser betydningen av å opprettholde dataseriene for vegetasjonsovervåking med 5 års omløpstid.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Urvatnet naturreservat 1992-2007

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Urvatnet naturreservat i 1992, 1997, 2002 eller 2007. Overview of plant species found in the monitoring plots in Urvatnet nature reserve in 1992, 1997, 2002 or 2007.

Kode	Forkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
C	Betu pub	<i>Betula pubescens</i>	Dunbjørk
C	Empe nig	<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling
C	Pice abi	<i>Picea abies</i>	Gran
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	Acon lyc	<i>Aconitum lycoctonum</i>	Tyrihjel
D	Alch vul	<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	Marikåper
D	Anem nem	<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis
D	Athy fil	<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne
D	Blec spi	<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam
D	Camp rot	<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåkløkke
D	Cham sue	<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær
D	Cirs hel	<i>Cirsium helenioides</i>	Hvitbladtistel
D	Conv maj	<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall
D	Dryo exp	<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg
D	Fili ulm	<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt
D	Frag ves	<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær
D	Gali bor	<i>Galium boreale</i>	Hvitmaure
D	Gera syl	<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb

Kode	Forkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
D	Geum riv	<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom
D	Good rep	<i>Goodyera repens</i>	Knerot
D	Gymn dry	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg
D	Hier vul	<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	Beitesvever
D	Hupe sel	<i>Huperzia selago</i>	Lusegras
D	Linn bor	<i>Linnaea borealis</i>	Linnea
D	List cor	<i>Listera cordata</i>	Småttveblad
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	Mone uni	<i>Moneses uniflora</i>	Olavstake
D	Orth sec	<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn
D	Oxal ace	<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøsyrre
D	Pheg con	<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving
D	Pote ere	<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot
D	Prun vul	<i>Prunella vulgaris</i>	Blåkoll
D	Ranu acr	<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie
D	Rubu sax	<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær
D	Soli vir	<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris
D	Trie eur	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne
D	Vero cha	<i>Veronica chamaedrys</i>	Tveskjeggveronika
D	Vero off	<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika
D	Viol riv	<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol
E	Agro cap	<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein
E	Anth odo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks
E	Aven fle	<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle
E	Care pil	<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr
E	Care vag	<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr
E	Desc ces	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke
E	Luzu mul	<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle
E	Luzu pil	<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle
E	Meli nut	<i>Melica nutans</i>	Hengeaks
F	Brac ref	<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose
F	Brac sal	<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose
F	Brac sta	<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose
F	Cirr pil	<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose
F	Dicr fus	<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
F	Dicr maj	<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
F	Dicr sco	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
F	Hylo umb	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skyggehusmose
F	Hylo spl	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
F	Hypn cal	<i>Hypnum callichroum</i>	Dunflette
F	Mniu spi	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
F	Plag den	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjamnmose
F	Plag lae	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjamnmose
F	Plag und	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjamnmose
F	Pleu sch	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
F	Pohl nut	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
F	Poly alp	<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose
F	Poly for	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
F	Ptil cri	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
F	Rhiz pse	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
F	Rhod ros	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
F	Rhyt lor	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransemose
F	Rhyt squ	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	Engkransmose
F	Rhyt tri	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
F	Sani unc	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
F	Spha gir	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
F	Spha qui	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose

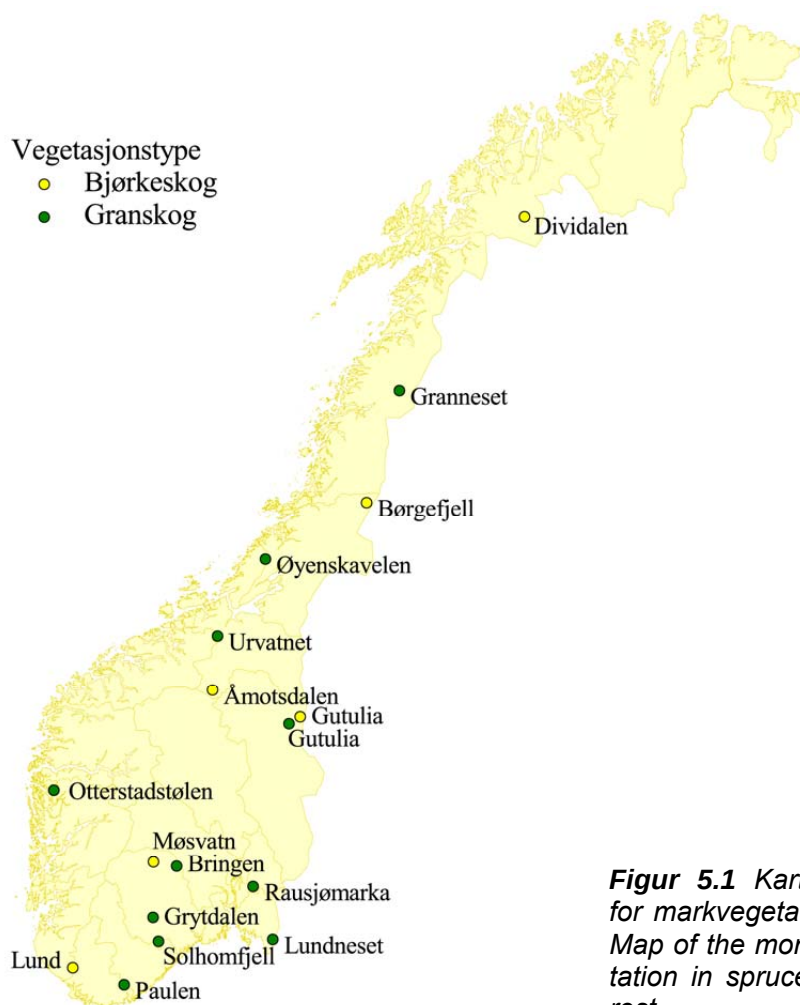
Kode	Forkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
F	Spha rub	<i>Sphagnum rubiginosum</i>	Litorvmose
F	Spha rus	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
F	Tetr pel	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
G	Barb att	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmoser
G	Barb bar	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
G	Barb flo	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
G	Barb kun	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser
G	Barb lyc	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
G	Blep tri	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
G	Caly azu	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
G	Caly int	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
G	Caly mue	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
G	Caly nee	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
G	Ceph bic	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
G	Ceph leu	<i>Cephalozia leucantha</i>	Blyggglefsemose
G	Ceph loi	<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	Sveltglefsemose
G	Ceph lun	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
G	Ceph ple	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
G	Chil coa	<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	Totannblonde
G	Chil pro	<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde
G	Harp flo	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kildesalmose
G	Lepi rep	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
G	Loph inc	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflak
G	Loph obt	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflak
G	Loph ven	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflak
G	Plag asp	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
G	Ptil cil	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
G	Ptil pul	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
G	Scap sca	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmoser
G	Scap umb	<i>Scapania umbrosa</i>	Sagtvebladmoser
G	Trit qui	<i>Tritomaria quinquedentata</i>	Storhoggtann
H	Clad cen	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
H	Clad chl	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
H	Clad con	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
H	Clad fur	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav

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

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2007

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad, Rune Halvorsen, Vegar Bakkestuen, Harald Bratli og Odd Stabbetorp

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 5.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS fra 1988–1992, Solhomfjell-området ble etablert i 1988 (TOV-granskogsområde) og 6 områder ble etablert i fjellbjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Områdene spenner ut viktige klimagrader 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 5.1 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 grader innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert gran- 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 en gang i løpet av en femårsperiode (ett omløp). Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.2**) bygger på data fra 1988-2007 (totalt fire omløp), mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992 (tre omløp). Granskogsområdene Lundsneset og Øyenskavelen er ikke analysert i siste omløp. I 2007 var det granskogsområdet i Urvatnet naturreservat og bjørkeskogsområdet Møsvatn som ble analysert. Datamaterialet er for øvrig det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2006.

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 tallene. Det første året (1988) ble ikke prosent dekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen i 1988 (se **figur 5.2** for etasjemose).

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 tallene. Det første året (1988) ble ikke prosent dekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen i 1988 (se **figur 5.2** for etasjemose).

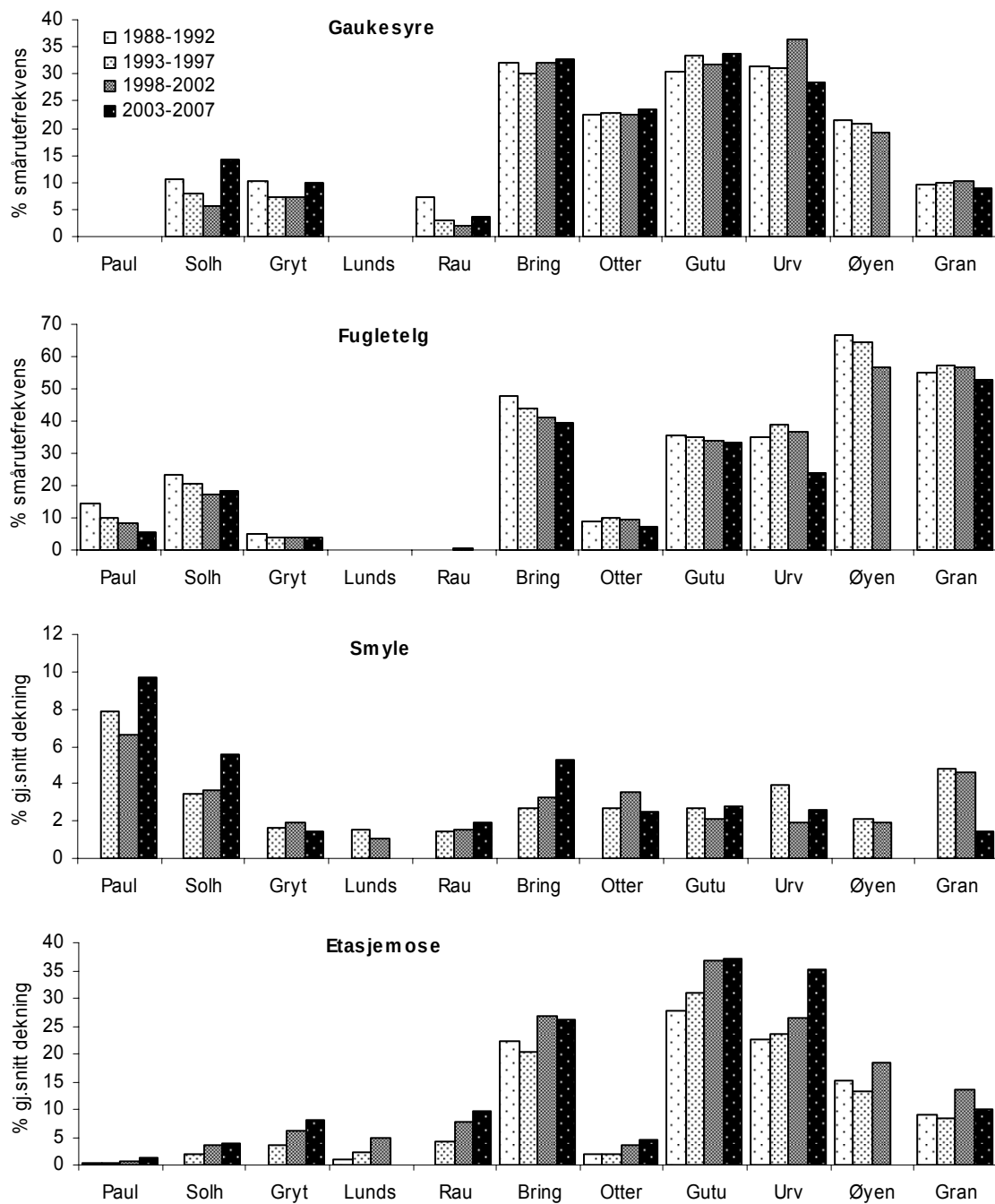
Gaukesyre

Gaukesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn den fattigste blåbærskogen. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992) og er følsom for 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).

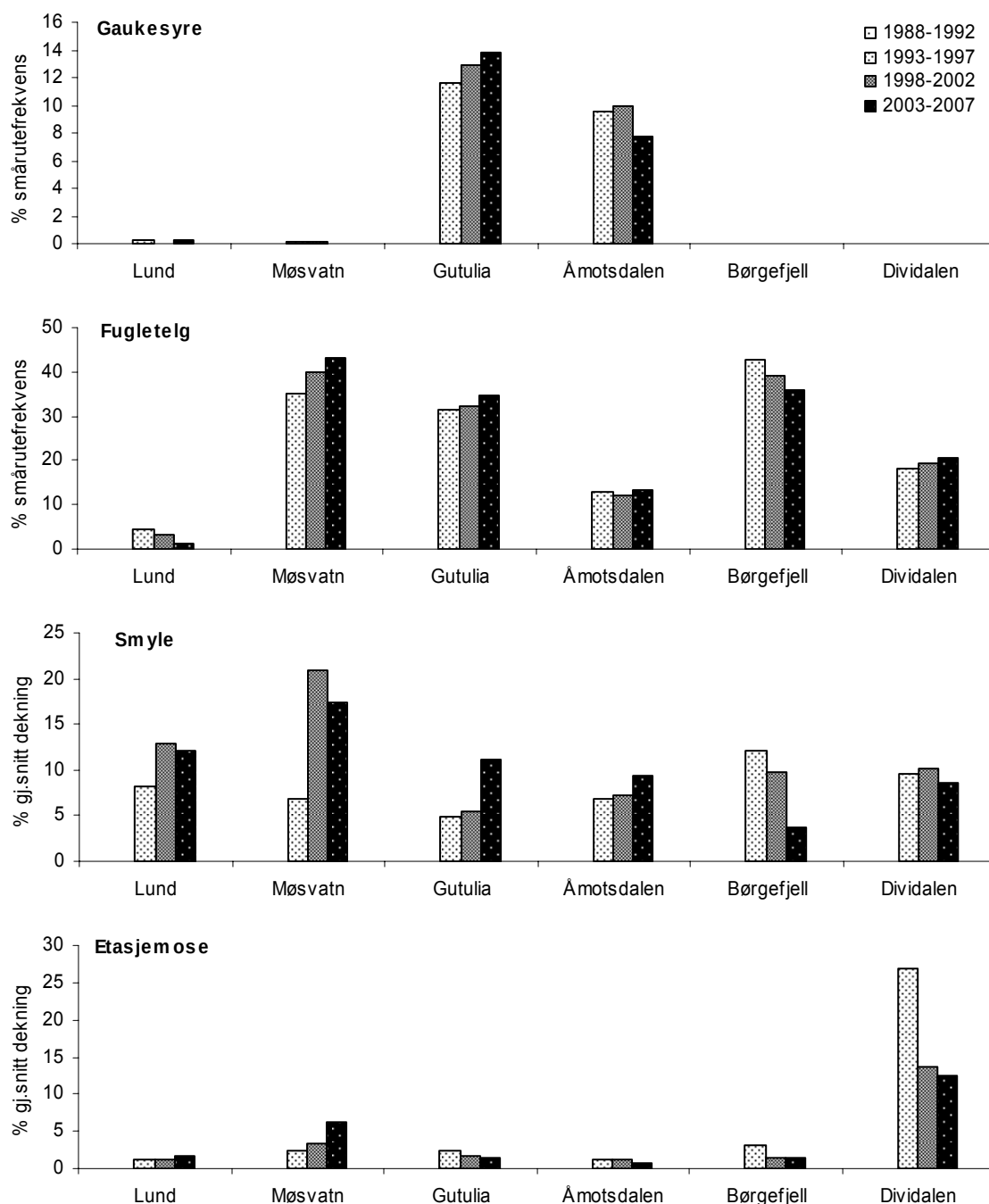
I perioden 1988-98 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de tre sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.2**), mens den ikke hadde en tydelig utviklingstrend i de andre granskogsområdene. Arten er mindre vanlig i bjørkeskogsområdene og viser ingen tydelige utviklingstrender der (**figur 5.3**).

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 mønsteret vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsuring. I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre økt sterkt igjen i alle de tre nevnte områdene. Først etter re-analysering i 2008 vil det være mulig å si om trenden for gaukesyre i disse overvåkingsområdene har snudd.

I Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag hadde denne arten, som mange andre karplanter, en klar tilbakegang i mengde fra 2002 til 2007. For gaukesyre er det mulig at mengdene observert i 2007 er en 'justering' tilbake til 'normalnivået' fra f.eks. 1997, siden økning ble registrert 1997–2002. Det er lite sannsynlig at luftforurensning har hatt noen betydning for mengdereduksjonen til gaukesyre i Urvatnet naturreservat siste periode, da området aldri har hatt stor forurensningsbelastning. Som for de andre karplantene med mengdereduksjon i denne perioden, er det mer sannsynlig at en eller flere faktorer knyttet til klimaforhold, samt fortettingen av bunn-sjiktet som følge av økning i store mosers mengder, har hatt betydning. Foreløpig er det imidlertid ikke mulig å konkludere med én (eller flere) klar(e) årsakssammenheng(er) (se kap. 4).



Figur 5.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2007. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. – 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 1988-2007. The geographical position of the sites is shown in figure 5.1.



Figur 5.3 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2007. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. 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 1988-2007. 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 5.1.

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 forsurening. Arten har hatt størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen og har også hatt tydelig tilbakegang i to andre granskogsområder på Sør- og Østlandet, Solhomfjell og Bringen (**figur 5.2**). Fugletelg viser imidlertid ingen tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet eller i bjørkeskogsområdene, hvor den i enkelte områder går fram, mens den i andre områder går tilbake (**figur 5.3**). Liksom for gaukesyre stemmer tilbakegangen for fugletelg i de sørligste delene av landet overens med et mønster vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsuring.

Som for gaukesyre hadde fugletelg i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag, sammen med mange andre karplantearter, en klar reduksjon i mengde i perioden 2002–2007 (jf kap. 4). I motsetning til gaukesyre ble imidlertid ikke mengdeøkning for fugletelg observert i perioden 1997–2002. Som for gaukesyre og mange andre karplanter (se kap. 4) er det lite sannsynlig at luftforurensing har hatt noen betydning for mengdereduksjonen i Urvatnet naturreservat i siste periode (se under gaukesyre).

Smyle

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten viser 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 5.2** og **5.3**).

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. Den sterke framgangen av smyle i bjørkeskogsområdet Møsvatn i perioden 1998–2002, samt fortsatt høy dekning i 2007, kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbrytning av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep og en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Den sterke tilbakegangen av smyle i Børgefjell er trolig en effekt av smågnagerbeiting. I Urvatnet naturreservat hadde arten en liten økning i dekning i siste periode, fra 2002 til 2007.

Etasjemose

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i skog. Arten viser en betydelig framgang i alle granskogsområdene med unntak av det nordligste området (**figur 5.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekker etasjemosen etter siste registreringsrunde omtrent dobbelt så mye (eller mer) av skogbunnen sammenlignet med første registreringsrunde. En lignende trend har man også sett for andre store moser. 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 har gått tilbake (**figur 5.3**). Etasjemose hadde en spesielt sterk økning i prosent dekning i Urvatnet naturreservat fra 2002 til 2007, i gjennomsnitt fra 26.4% i 2002 til 35.3% i 2007.

I likhet med de fleste andre mosene vokser etasjemosen når den er fuktig (dvs 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 et endret klima med lengre og fuktigere vekstsesonger, og resultatene for 2007 passer inn i dette mønsteret.

Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan begrense mosenes vekst, slik som i det nordligste bjørkeskogsområdet (Dividalen). I det nordligste granskogsområdet (Granneset) har imidlertid smågnagere bidratt betydelig til reduksjonen i mosenes vekst.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2007

Dagmar Hagen, Inga E. Bruteig og Bodil Wilmann

Føremålet med epifyttovervakinga i TOV-områda er å følge bestandsutviklinga i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skilje mellom naturleg variasjon og eventuelle effektar av langtransporterte luftforureiningar, klimaendringar eller andre miljøendringar. Mange epifyttiske lavartar er kjenslege overfor miljøendringar og er svært mykje brukt som bioindikatorar (til dømes Hawksworth & Rose 1976). Reaksjonsmønsteret for ulike miljøpåverknader er ulikt for ulike artar (Insarova et al. 1992, Hultengren et al. 2004, Seaward 2004), slik at luft- og nedbørskvalitet vil kunne påverke førekomst og artsamansetjing i epifyttvegetasjonen. Det er påvist at lufttransportert nitrogen kan påverke lavfloraen over lange avstandar (van Herk et al. 2003).

Overvakingfeltet for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn vart etablert i 1992 (Hilmo et al. 1993), med gjenkartlegging i 1997 (Bruteig & Holien 1998) og 2002 (Bruteig & Wilmann 2003). Denne rapporteringa omfattar fjerde gongs kartlegging av epifyttvegetasjonen i TOV-feltet i Møsvatn, og er basert på feltarbeid gjennomført i 2007.

6.1 Metodar

Metodikken følgjer i hovudsak same mal som ved grunnlagskartlegginga i 1992 og gjenkartleggingane i 1997 og 2002. Kartlegginga av epifyttar på bjørk i Møsvatn er gjort i dei same prøvefeltet som i 1992 og seinare, og til dels også på dei same trea. Feltarbeidet vart utført i perioden 6.-12. august. I tillegg til gjenkartlegging vart det etablert to nye felt i Møsvatn. Felta vart lagt ut med det formålet å strekke den lokalklimatiske gradienten. Med dette omfattar kartlegginga i Møsvatn no 7 felt som kvart inneheld 8 friske tre. Artstakseringa er gjort langs 5 horisontale linjer rundt stammen på kvart tre med 20 cm avstand mellom kvar linje, der nedste linja er 130 cm over bakken. Alle artar langs linjene og vitaliteten til alle individ er registrert. Artar som ikkje er treft av takseringslinjene, er notert som øvrige artar, og lengda er målt for alle individ av hengande artar. Det er samla inn bork for pH-analysar. Det er også samla inn vanleg kvistlav for eventuelt framtidig svovel- og nitrogenanalysar.

Data frå alle fire kartleggingsåra er lagt inn i ein database i Microsoft Access. SPSS versjon 15.1 er brukt til statistiske analysar (SPSS 2006). Einvegs variansanalyse (ANOVA) er brukt for å undersøke om prøvefeltet er signifikant forskjellige med omsyn til dei målte parametrane. Der kravet for parametriske testar (Underwood 1997) ikkje vart fylt etter transformering, vart det brukt ein ikkje-parametrisk test (Kruskal-Wallis). Chi-kvadrattest vart brukt for å teste om forholdet mellom antal cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom åra.

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

- **alle tre:** Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter eller artar basert på alle tre som er kartlagt i 1992, 1997, 2002 og 2007 (n=171).
- **fellestre:** Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter og artar basert på tre som er felles for alle dei fire kartleggingsåra (31 tre).

I overvaksingsområde med stor utskifting av analysetre kan desse to datasetta gje viktige skilnader, medan i område med lite supplering av nye tre er skilnaden liten. I Møsvatn har det vore svært lite utskifting av trea i feltet, men talet på analyserte tre per felt vart auka frå sju til åtte i 1997. I 1997 og 2002 er tre av trea døde og erstatta av nye (**vedlegg 6.1**). I 2007 vart det lagt ut to nye felt med til saman 16 tre (**vedlegg 6.2**). Når ikkje anna er presisert i teksten, gjeld statistiske testar og resultat datasettet 'alle tre'. Der det i tillegg er presentert testar på 'felles tre', er dette presisert.

Skilnader i epifyttvegetasjonen mellom år og mellom felt er testa ved tovegs ANOVA (General Linear Model) med år og felt som faktorar og dekning av artar/artsgrupper på trenivå (alle tre) som avhengig variabel. Tovegs ANOVA vart også brukt for å teste effekten av år og felt på antal thallus av hengande artar. Grupper, slekter eller artar som ikkje oppfylte kravet til parametriske testar etter transformering, vart testa ved Kruskal-Wallis ikkjeparametrisk test (Underwood 1997).

For å studere endringar over tid hos gjenkartlagde tre (fellestre) vart det brukt ein lineær modell for repeterte målingar (General Linear Model – GLM; "repeated measurement") med kartleggingsår som faktor og dekning (%) av artar/slekter på trenivå som avhengig variabel (Zar 1996). Friedman Test vart brukt der data ikkje oppfylte kriteriet for GLM.

Den multivariate strukturen i artane sin førekomst er analysert ved hjelp av DCA-ordinasjonar, utført med programmet CANOCO versjon 4.5 (ter Braak and Smilauer 2002). Dels er epifyttvegetasjonen i alle felt alle år (gjennomsnittleg dekning av alle artar med meir enn ein førekomst) analysert for å sjå på endringar over tid, og dels er dekninga på alle tre i 2007 analysert, for å sjå korleis epifyttvegetasjonen i dei to nye felta er i høve til dei opphavlege fem.

Nomenklaturen for vitskapelige namn på lav følgjer Santesson et al. (2004), norske lavnamn følgjer Krog et al. (1994) og Holien & Tønsberg (2006), mosar følgjer Frisvoll et al. (1995) og karplanter følgjer Lid et al. (2005). Alle artane har kodar som blir bruka i feltskjema og under feltarbeidet.

6.2 Resultat

Prøvefelta og undersøkingstrea

Overvåkingsområdet i Møsvatn (**figur 6.1**) ligg i den søraustlege delen av Møsvatn-Austfjell landskapsvernområde i Tinn kommune, Telemark, kartblad 1514 I Frøystaul. Dei opphavlege fem prøvefelta ligg i ei nordaust-eksponert bjørkeskogli langs ein høgdegradient som strekkjer seg frå 1010 til 1045 m o.h. Dei to suppleringsfelta som vart lagt ut i 2007 ligg på 940 og 1040 m o.h., og strekkjer dermed høgdegradienten noko. I tillegg er dei to nye felta sørvest-eksponert som er venta å strekkje ein klimagradient utover ein rein høgdegradient. Alle felta ligg i samanhengande fjellbjørkeskog, klassifisert som blåbær-fjellkreklingtypen av blåbær-bjørkeskog (Fremstad 1997). Området er elles dominert av blokkmark i bjørkeskog og låg-alpine rabbar, grasmyrer og setervollar med kulturbetinga engvegetasjon.

Det vart totalt analysert 56 tre i 2007. Dette inkluderer 31 av dei 35 trea som opphavleg vart lagt ut i 1992, dei fem suppleringsstrea som vart lagt ut i 1997, og dei 16 nye undersøkingstrea som vart etablert i 2007. I tillegg har det vore nødvendig å supplere i alt 4 tre som har knekt eller døydd i løpet av heile overvåkingsperioden (**vedlegg 6.1**). Det gjekk greitt å finne att undersøkingstrea innan felta, men eit par av dei opphavlege felta ligg så tett at dei nesten tangerer kvarandre. Bruk av GPS var til god hjelp. Dei fleste kartnålene som markerer analyselinjene var intakte.

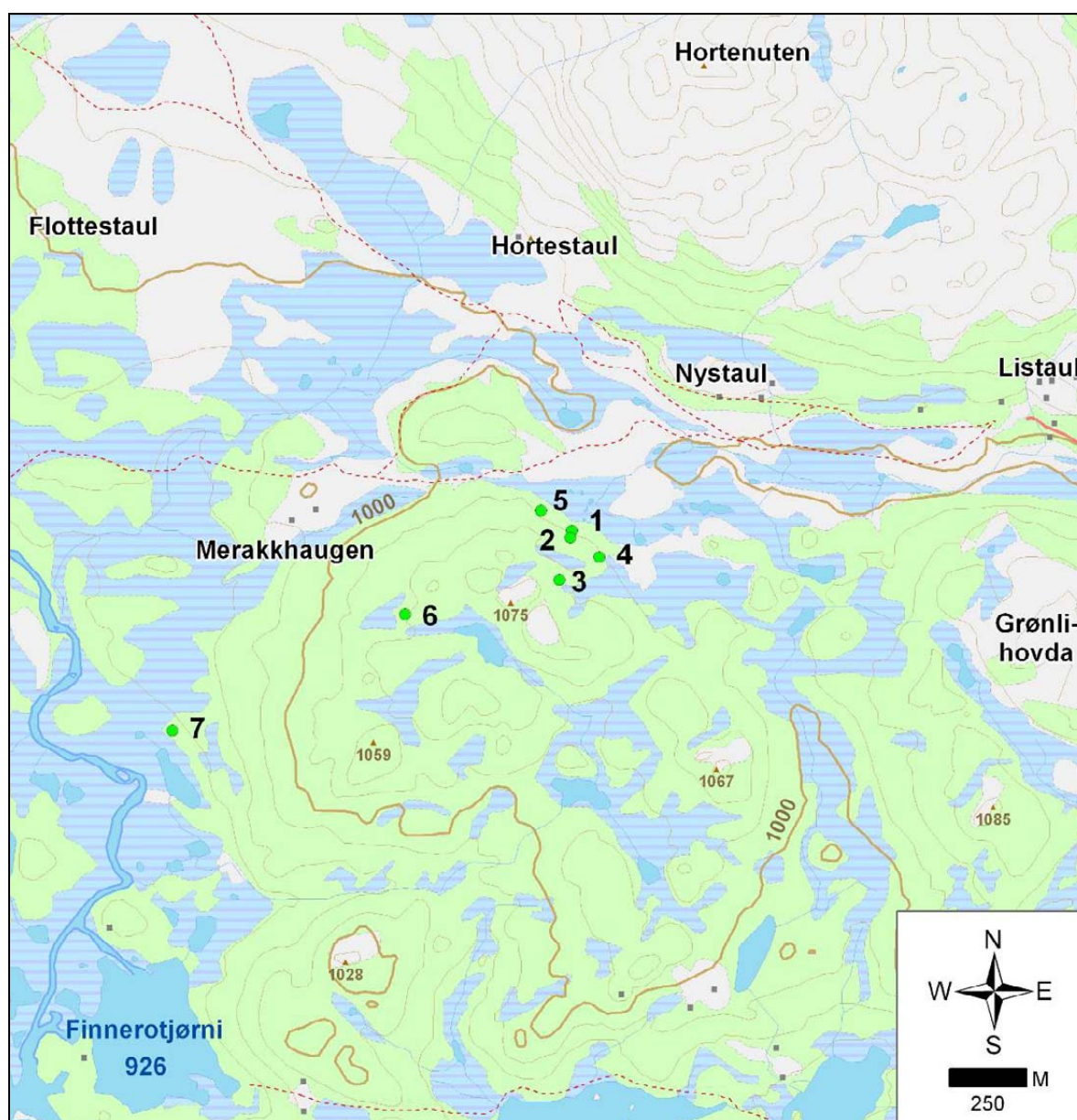
Det er ein viss auke i stammeomkrets gjennom perioden. Dersom trea frå dei fem opphavlege felta blir samanlikna, har omkretsen auka frå eit snitt på 40 cm i 1992 til 42 cm i 2007 (**tabell 6.1**). Endringa i stammeomkrets mellom år er ikkje signifikant ($p=0,187$). Det er heller ingen signifikant skilnad i stammeomkrets mellom felta ($p=0,651$), og alle felta har ein gjennomsnittsomkrets mellom 44 cm i felt 4 ned til 38 cm i felt 6.

Det har vore ein nedgang i snitthøgda på tre sidan oppstarten, med snitthøgde på 10,2 m i 1992 til 9,0 m for dei fem opphavlege felta i 2007 (8,8 m dei to nye felta er inkludert). Nedgangen er signifikant ($p=0,012$), og kan skuldast at trea er utsette for kraftig vind og knekk i toppgreinene (**tabell 6.1**). Det er signifikant skilje i høgde mellom dei sju felta ($p<0,001$). Trea i

det nye felt 6 (7,6 m) og det opphavlege felt 2 (8,2 m) er lågast, medan trea i felt 5 er høgast, med snitthøgde på 10,4 m.

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2007

Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Møsvatn i 2007 var på 85% (95% om ein berre ser på dei opphavlege fem felte) (**figur 6.2, tabell 6.2**). Bladlav er gruppa med størst dekning på 63%, busklav dekkjer 19%, sopp 2,7% og skorpelav 2,6%. Registreringane av sopp er i all hovudsak perithecium av ikkjeelikenisert borkbuande sopp. Det er ikkje registrert mosar eller algar på registreringslinjene på dei undersøkte trea i Møsvatn i 2007. Naken bork utgjør 25% av stammearealet i 2007. Summen av epifyttvegetasjon og naken bork er noko over 100%, ettersom artane delvis veks over kvarandre. Dette er også grunnen til at total epifyttdekning i felt 5 er over 100%.

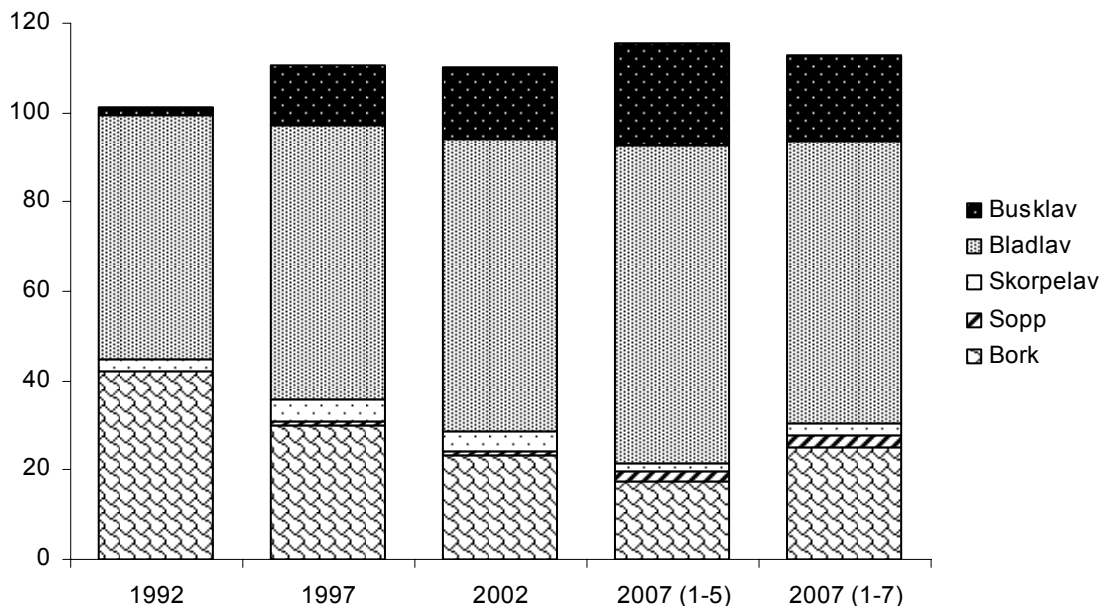


Figur 6.1 Kart som viser plasseringa av sju prøvefelt i overvåkingsområdet Møsvatn. – Position of seven study plots in the Møsvatn monitoring site.

Tabell 6.1 Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i sju prøvefelt i Møsvatn. Gjennomsnitt av 7 tre i 1992 og 8 tre i 1997, 2002 og 2007, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in seven study plots of the Møsvatn monitoring site. Mean of 7 trees in 1992 and 8 trees in 1997, 2002 and 2007, with standard deviation.

prøvefelt/site								
År	1	2	3	4	5	6	7	snitt/mean
trehøgde/tree height (m)								
1992	10,7 ± 1,8	9,6 ± 1,0		9,8 ± 1,6	10,6 ± 0,8			10,2 ± 1,4
1997	10,6 ± 1,3	9,3 ± 1,0	8,0 ± 1,0	8,4 ± 1,0	10,5 ± 1,3			9,4 ± 1,5
2002	9,6 ± 2,5	9,0 ± 1,0	8,3 ± 0,8	8,6 ± 1,3	10,1 ± 1,8			9,4 ± 1,4
2007	9,4 ± 2,7	8,2 ± 2,4	8,5 ± 0,5	8,6 ± 0,7	10,4 ± 2,0	7,6 ± 0,6	8,9 ± 0,7	8,8 ± 1,4
omkrets/circumference (cm)								
1992	39 ± 4	40 ± 3	40 ± 7	40 ± 6	40 ± 6			40 ± 5
1997	39 ± 3	40 ± 3	40 ± 7	40 ± 6	41 ± 5			40 ± 5
2002	40 ± 3	40 ± 4	41 ± 7	41 ± 7	41 ± 6			41 ± 5
2007	41 ± 4	42 ± 4	43 ± 7	44 ± 8	43 ± 6	38 ± 3	42 ± 6	42 ± 5

Det er registrert totalt 56 takson på undersøkingstrea i 2007: 9 bladmosar, 3 levermosar, 5 busklav, 12 bladlav, 23 skorpelav, 1 ubestemt alge og 3 sopp (tabell 6.3). Det er registrert ein god del fleire bladmosar enn tidlegare år og enkelte nye skorpelav, medan talet for dei andre gruppene er uendra. Dei fleste nye bladmosane er funne i dei nye felta. Ved basis av trea veks det gjerne mose, og det kan være vanskeleg å avgjere når mosar skal registrerast som epifyttiske i overgangen til skogsbotn. Dette kan truleg forklare noko av dette resultatet. Begerlav, brunskjegg og strylav blir berre rekna på slektsnivå i analysane (som standard i TOV). Talet på skorpelavartar varierer litt frå år til år, og det er alltid ein del individ som ikkje let seg bestemme, eller som berre blir bestemt til slekt. Innsamlingar av pyrenokarp, borkbuande sopp frå 2002 vart artsbestemt til *Leptorhaphis epidermidis*, men det kan ikkje utelatast at andre artar også kan vere representert.



Figur 6.2 Fordelinga av epifyttar og naken bork på furustammar i overvaksingsområdet i Møsvatn i 1992-2007. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks over/oppå kvarandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Møsvatn monitoring site in 1992-2007. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.

Tabell 6.2 Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammene av bjørk i sju prøvefelt i Møsvatn. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in seven study plots of the Møsvatn monitoring site.

	år/year	1	2	3	4	5	6	7	total felt 1-5	total felt 1-7
Busklav <i>fruticose lichens</i>	1992	1,0	0,1	2,9	1,7	4,1			2,0	
	1997	10,7	8,5	14,5	10,9	21,7			13,3	
	2002	13,9	10,1	17,4	11,2	26,2			15,8	
	2007	20,9	12,5	25,9	15,9	38,3	17,9	1,1	22,7	18,9
Bladlav <i>foliose li- chens</i>	1992	51,4	60,6	45,2	58,1	57,1			54,5	
	1997	57,1	65,8	52,4	66,6	65,6			61,5	
	2002	64,2	72,4	56,0	67,2	67,3			65,4	
	2007	72,0	76,9	65,4	73,5	68,0	53,3	34,7	71,2	63,4
Skorpelav <i>crustose lichens</i>	1992	2,9	3,8	3,5	3,2	1,0			2,9	
	1997	5,6	7,4	4,9	3,8	3,5			5,0	
	2002	6,9	6,7	2,6	4,8	1,6			4,5	
	2007	2,8	2,7	0,9	1,6	1,6	0,3	8,4	1,9	2,6
Lav totalt <i>total lichens</i>	1992	55,2	64,6	51,6	63,0	62,1			59,3	
	1997	73,3	81,6	71,8	81,3	90,9			79,8	
	2002	85,0	89,1	75,9	83,2	95,0			85,7	
	2007	95,6	92,0	92,2	91,0	107,9	71,6	44,1	95,7	84,9
Sopp <i>fungi</i>	1997	1,2	1,1	0,9	0,2	0,4			0,8	
	2002	1,7	1,3	0,1	0,7	1,4			1,0	
	2007	2,7	1,7	3,5	0,9	2,0	2,3	5,4	2,2	2,7
Bork <i>bare bark</i>	1992	46,0	36,6	50,7	39,1	37,4			42,0	
	1997	35,0	25,8	38,5	27,1	24,0			30,1	
	2002	23,1	17,3	33,4	22,0	20,7			23,3	
	2007	20,0	15,9	18,0	20,4	13,1	36,5	51,9	17,5	25,1

Dei fleste artane er berre funne på eit fåtal tre, og 28 takson er registrert på færre enn 10% av undersøkingstrea. I alt 16 takson er funne på meir enn 60% av trea. Brunskjegg, vanleg kvistlav, snømållav, bristlav, gul stokklav, grå stokklav, bjørkekantlav, *Lecanora fuscescens* og *Lecidea pullata* er alle funne på meir enn 90% av trea. Vanleg kvistlav (47,3%) og brunskjegg (18,6%) har klart størst dekning (tabell 6.3). Gul stokklav (6,4%), bristlav (4,6%), snømållav (4,2%) og halmkantlav (1,8%) er dei einaste andre lavartane med meir enn 1% dekning. Ikkjeliikenisert sopp dekkjer 2,7%.

Epifyttdekninga i 2007 varierer mellom dei 7 prøvefelta, der felt 5 har høgast dekning (107,9%), og dei to nye felte lågast dekning (71,6% og 44,1%) (tabell 6.2).

Endring i epifyttvegetasjonen frå 1992-2007 i dei fem opphavlege felte

Det er to påfallande hovudtrekk i endringa i epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i Møsvatn i perioden 1992-2007. For det første er den ein klar auke i den totale dekninga av lav frå 59% til 96% i felt 1-5 (figur 6.2, tabell 6.2). For det andre er det påfallande at ein stor del av denne auken skuldast ein kraftig auke i dekning av busklav, frå 2% til 23%. Totaldekninga av epifyttar endrar seg signifikant både mellom år og mellom felt ($p < 0,001$), men det er ingen signifikant interaksjon (felt*år, $p = 0,854$). Totaldekning av lav var signifikant lågare i 1992 enn for alle påfølgande år ($p < 0,001$), og totaldekning i 2007 er også høgare enn i 1997 ($p < 0,001$) og 2002 ($p = 0,011$). Høgast lavdekning er det i felt 5 (108% dekning), og dette er signifikant høgare enn felt 3 ($p < 0,001$) og felt 1 ($p = 0,013$).

Dekninga av bladlav har auka mellom kvar registrering i dei fem opphavlege felte, frå 54% i 1992 til 71% i 2007. Endringa gjennom heile perioden er signifikant ($p < 0,001$), men auken etter 2002 er ikkje signifikant ($p = 0,144$). Dekninga av busklav har auka signifikant gjennom heile perioden (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$). Dekning av busklav varierer signifikant mellom felte (Kruskal-Wallis, $p < 0,001$); høgast i felt 5 og lågast i felt 2. Det er signifikant nedgang i dekning

Tabell 6.3 Forekomst av epifyttar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Møsvatn. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in seven study plots of the Møsvatn monitoring site (artsgruppe – species group, vitenskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).

			frekvens				dekning					
artsgruppe/ vitskapeleg namn			felt 1-5				1-7	felt 1-5			1-7	
kode	norsk namn		1992	1997	2002	2007	2007	1992	1997	2002	2007	2007
Bladmosar												
Brachythecium re- flexum	Brac ref	Sprikelundmose			3	2,5	2			x	x	x
Brachythecium star- kei	Brac sta	Strølundmose				5	7				x	x
Dicranum monta- num	Dicr mon	Stubbesigd				2,5	2				x	x
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose		5	28	67,5	63		x	x	x	x
Plagiothecium lae- tum	Plat lae	Glansjamnmose				5	4				x	x
Pleurozium schre- beri	Pleu sch	Furumose					4					x
Pohlia nutans	Pohl nut	Vegnikke					2					x
Polytrichum sp.	Polytriz	Bjørnmose					2					x
Rhytidiadelphus loreus	Rhyt lor	Kystkransmose					2					x
Levermosar												
Barbilophozia lyco- podioides	Barb lyc	Gåsefotskjeggmose			18	32,5	41			x	x	x
Lophozia longidens	Loph lon	Hornflik			3	2,5	2			x	x	x
Ptilidium pulcherri- mum	Ptil pul	Barkfrynse			13	42,5	34			x	x	x
Busklav												
Alectoria sarmento- sa	Ale sarm	Gubbeskjegg		3	3				x	0,01		
Bryoria sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	100	100	100	100	98	1,82	13,10	15,49	22,35	18,62
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav	3	18	18	40	39	x	x	x	x	x
Evernia meso- morpha	Eve meso	Gryntjafs		5	13	10	7		x	0,03	0,03	0,02
Pseudevernia furfu- racea	Pse furf	Elghornslav	23	33	28	22,5	29	0,07	0,08	0,14	0,13	0,10
Ramalina farinacea	Ram fari	Barkragg	3					x				
Usnea sp.	Usneaz	Strylav	71	73	78	70	64	0,07	0,08	0,09	0,18	0,18
Bladlav												
Cetraria sepincola	Cet sepi	Bjørkelav			10					x		
Hypogymnia bitteri	Hyp bitt	Granseterlav	6	5	5	5	4	0,03	0,06	0,04	0,02	0,02
Hypogymnia physo- des	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	34,54	40,34	49,20	56,94	47,27
Hypogymnia tubulo- sa	Hyp tubu	Kulekvistlav	60	88	90	85	84	0,68	0,88	1,00	0,72	0,68
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	3	3	8	10	7	x	0,01	0,01	0,04	0,03
Melanelia olivacea	Mel oliv	Snømållav	91	100	95	92,5	95	9,06	8,32	4,79	2,29	4,17
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	89	93	93	87,5	91	6,19	5,76	4,79	3,85	4,64
Parmeliopsis ambi- gua	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	100	98	3,84	5,89	5,37	7,13	6,37
Parmeliopsis esore- diata	Par esor	Fjellbjørklav		3	5	5	4		x	x	x	x
Parmeliopsis hype- ropta	Par hype	Grå stokklav	94	98	100	100	96	0,08	0,09	0,04	0,05	0,12
Platismatia glauca	Pla glau	Vanlig papirlav	11	25	28	27,5	25	0,04	0,03	0,12	0,05	0,04
Tuckermannopsis chlorophylla	Tuc chlo	Vanlig kruslav	11	25	28	17,5	14	x	0,02	0,03	0,04	0,03
Vulpicida pinastri	Vul pina	Gullroselav	63	78	73	72,5	79	0,03	0,07	0,03	0,04	0,05
Skorpelav												
A Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubest.			5	2,5	4			0,04	x	x
Anzina carneonivea	Anz carn			3	3				x	x		
Bacidia igniarii	Bac igni			3	3				x	x		
Biatora chrysantha	Bia chry				25	30	23			x	x	x
(tabellen held fram på neste side)												

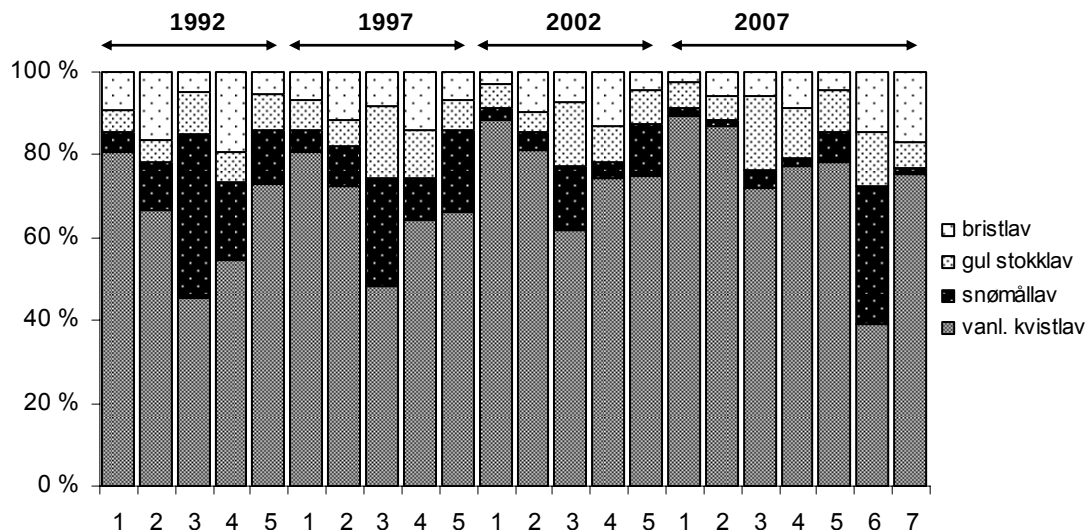
(tabellen held fram på neste side)

Tabell 6.3 (framhald)

artsgruppe/ vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens					dekning				
			felt 1-5		1-7			felt 1-5		1-7		
			1992	1997	2002	2007	2007	1992	1997	2002	2007	2007
<i>Biatora efflorescens</i>	Bia effl	Bleik knopplav		3	3	2,5	2		x	x	x	x
<i>Biatora</i> sp.	Biatoraz	Knopplav				2,5	7				x	x
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav		15	8	10	7	0,07	0,05	0,05	0,05	0,04
<i>Caloplaca ferruginea</i>	Cal ferr	Jernoransjelav			3	2,5	2			x	0,02	0,02
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha chry	Gulgrynnål			5	15	13			x	0,01	0,02
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Hyp scal	Melskjell			3	2,5	2			x	0,01	0,01
<i>Lecanora circumbo-realis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav	6	100	100	97,5	93	x	0,91	1,18	0,63	0,51
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc		71	90	95	97,5	98	0,90	1,13	0,73	0,13	0,20
<i>Lecanora hypopta</i>	Lca hypo						2					x
<i>Lecanora pulicaris</i>	Lca puli				8	10	7			x	0,02	0,02
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	91	3		2,5	2	0,95	0,04		0,01	0,01
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	80	100	100	77,5	79	0,87	2,88	2,49	1,00	1,78
<i>Lecidea porphyrospoda</i>	Lci porp			23	40	47,5	39		x	x	x	x
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		97	95	100	100	96	0,13	x	x	x	x
<i>Lecidea</i> sp.	Lecideaz					2,5	2				x	x
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	6	3	13	22,5	23	x	x	x	x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	3	13	20	20	16	x	x	0,01	0,01	0,01
<i>Ochrolechia frigida</i>	Och frig	Fjellkorkje				2,5	2				x	x
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi		3					x				
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz	Vortelav	6					x				
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc			3					0,01			
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro			3	13	5	4		x	x	x	x
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav	3	43	65	77,5	77	0,04	x	x	x	x
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex			3	3	2,5	4		x	x	x	x
<i>Varicellaria rhodocarpa</i>	Var rho			3					x			
Algar												
Aerophytic algae, total	Algar	Algar, totalt					2					x
Sopp												
Fungus	Sopp	Sopp			18	2,5	2			0,13	0,01	0,01
<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli				8					x		
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp		63	65	75	82		0,76	0,90	2,17	2,65
Bork												
Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	100	100	41,95	30,09	23,29	17,469	25,11

av skorpelav for heile perioden frå 1992 til 2007 (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$). Skorpelav hadde høgast dekning i 1997 (5%), men har hatt en nedgang etter det og er nede på 1,9% i 2007. Det har vore ein svak auke i dekning av sopp, frå 0,8 til 2,2%, men mengda sopp er relativt stabil mellom felt og år (**tabell 6.2**).

På fellestre har det vore signifikant auke i total epifyttdekning gjennom perioden ($p < 0,001$). Endringa var signifikant mellom 1992 og 1997 ($p < 0,001$) og mellom 1997 og 2002 ($p = 0,001$), men ikkje signifikant mellom 2002 og 2007 ($p = 0,015$). Endring i lavdekning for fellestre har same utvikling for alle felte ($p = 0,335$). For bladlav er også auken signifikant gjennom perioden ($p < 0,001$), og mellom kvart analyseår (hhv $p < 0,001$; $p = 0,017$; $p < 0,001$). Dekninga av busklav har auka kraftig sidan første registrering i 1992 (Friedman test; $p < 0,001$). Auken har vore spesielt tydeleg frå 1992 til 1997 og mellom 2002 og 2007. Også dekning av skorpelav har endra seg signifikant gjennom perioden (Friedman test; $p < 0,001$), men her har det vore ein tilbakegang i 2007 i høve til tidlegare år.



Figur 6.3 Innbyrdes fordeling (%) av dominerende bladlavarter (bristlav, snømållav, gul stokklav, vanleg kvistlav) i sju prøvefelt i Møsvatn 1992-2007. Prøvefeltene er plasserte etter sin posisjon i høgdegradienten. – Relative distribution (%) of foliose lichens (top to bottom: *Parmelia sulcata*, *Parmeliopsis ambigua*, *Melanelia olivacea*, *Hypogymnia physodes*) in seven study plots in Møsvatn in 1992 - 2007. The plot sequence follows their position along the elevation gradient.

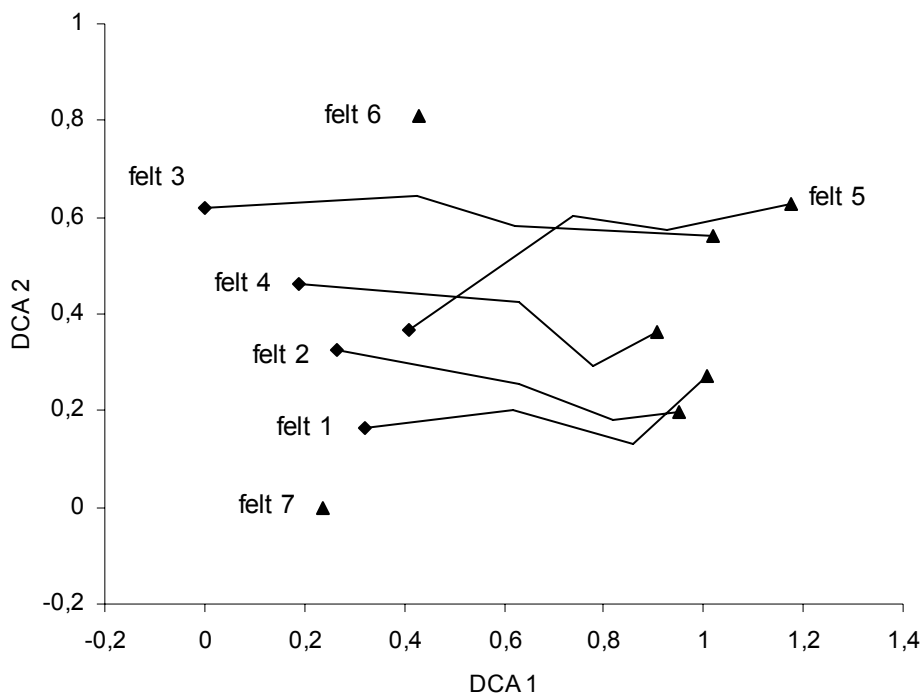
Dominanstilhøvet mellom bladlavane vanleg kvistlav, snømållav, gul stokklav og bristlav har endra seg gjennom overvaksingsperioden (**figur 6.3**). Andelen snømållav går tilbake, medan andelen kvistlav og gul stokklav går fram. Det er også ein tilbakegang for bristlav. Tilhøvet mellom artane speglar høgdegradienten. Snømållav har til og med 2002 vore klart vanlegast i felt 3 (som er det høgaste av dei opphavlege feltene) dei første åra, men her har tilbakegangen vore klart størst, og i 2007 har alle dei opphavlege feltene lite snømållav.

DCA-ordinasjon av epifyttvegetasjonen i alle felt alle år, viser eit tydeleg mønster der alle dei fem opphavlege feltene flyttar seg langs førsteaksen (**figur 6.4**). Flateregistreringane frå 1992 har låge skår på førsteaksen og ligg til venstre i diagrammet, og for kvart analyseår har flatene fått høgare skår og hamna stadig lengre til høgre i diagrammet. Artar som vanleg kvistlav og brunskjegg har høge skår på denne aksen, medan snømållav og bristlav har låge. Andreaksen ser ut til å representere ein lokalklimatisk gradient, med det lågastliggande nye felt 7 lengst ned på andreaksen, og det øvre nye felt 6 med høgst skår. Av dei opphavlege fem feltene har det nedste felt 1 i utgangspunktet lågast skår medan det høgastliggande felt 3 ligg øvst. Snømållav og gryntjafs har høgast skår, medan t.d. elghornslav og granseterlav har låge skår på andreaksen.

Endring for enkeltartar i dei opphavlege fem feltene

Vanleg kvistlav er den klart vanlegaste arten i alle feltene, og med signifikant ($p < 0,001$) auke i dekning frå 35% i 1992 til 57% i 2007. Arten er registrert på alle tre alle åra. Det er noko skilnad mellom feltene, med høgast dekning i felt 1 og 2 og lågast dekning i felt 3, men det er i felt 3 auken i kvistlav har vore klart størst (**tabell 6.3, figur 6.5**).

Snømållav har frå starten av overvakinga vore ein vanleg art på bjørk i Møsvatn, og er registrert på over 90% av trea alle åra. Dekning av snømållav har hatt en jamn og tydelig nedgang gjennom hele perioden (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), frå 9% i 1992 til 2% i 2007. Det er store skilnader mellom feltene (Kruskal-Wallis; $p < 0,001$), der felt 1 og 2 heile tida har hatt minst snømållav. Felt 3 hadde klart mest snømållav dei første to registreringsåra, medan felt 5 no har mest av dei opphavlege feltene (**figur 6.5**).



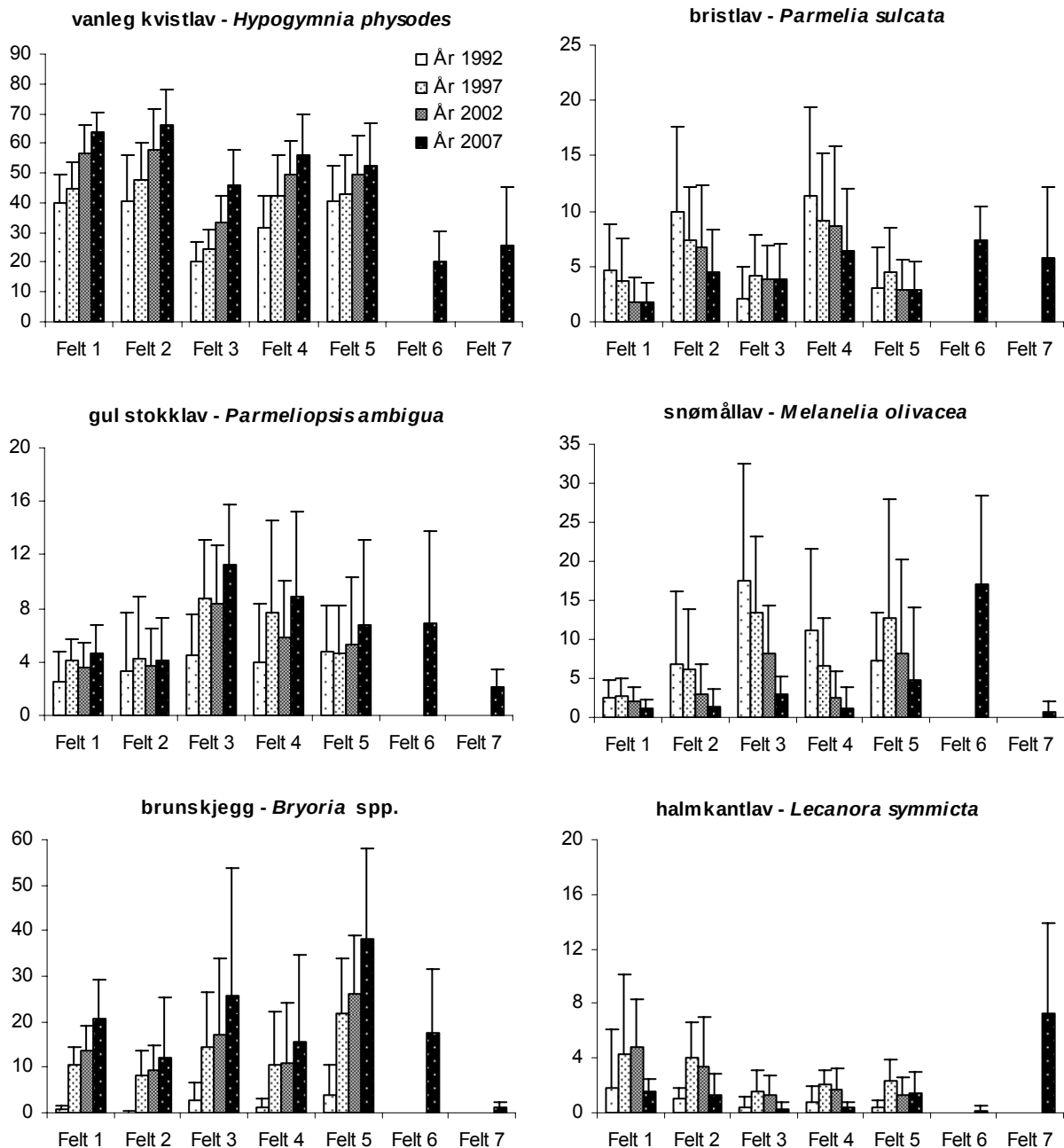
Figur 6.4 DCA-ordinasjon av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn: 5 prøvelfelt i fire kartleggingsår (1992, 1997, 2002, 2007) og 2 prøvelfelt etablert i 2007. DCA-akse 1 og 2, skalert i standardavvikseiningar. Linjene viser korleis prøvelfelta har flytta seg i diagrammet frå første (♦) til siste (▲) kartleggingsår. – DCA ordination of the epiphytic vegetation on *Betula pubescens* at the monitoring site Møsvatn. 5 sample plots in 4 survey years (1992, 1997, 2002, 2007) and 2 plots established in 2007. DCA axes 1 and 2, scaled in SD units. The lines indicate how the plots have moved in the diagram from the first (♦) to the last (▲) survey year.

Bristlav er også ein vanleg art i felta, registrert på omlag 90% av trea i alle år. Det har vore ein svak nedgang i dekning av bristlav frå 6% til 4%, men endringa er ikkje signifikant (Kruskal-Wallis; $p=0,644$). Det er signifikante skilnader i dekning mellom felta (Kruskal-Wallis; $p<0,001$), der felt 2 og 4 har meir bristlav enn felt 1, 3 og 5 (**figur 6.5**).

Gul stokklav er registrert på 98% av trea i 2007 (**tabell 6.3**). Dekning av gul stokklav har gått litt opp og ned gjennom åra, men har auka over tid og aldri vore høgare enn i 2007 (Kruskal-Wallis; $p=0,019$). Det er signifikant skilnad i dekning mellom felta (Kruskal-Wallis; $p<0,001$), med høgast dekning i felt 3 og lågast dekning i dei opphavlege felta 1 og 2.

I analysane blir artane i slekta **brunskjegg** samla i ei gruppe. Det er registrert brunskjegg på alle trea i dei opphavlege felta (**tabell 6.3**). Det er ein klar auke i dekning av brunskjegg over tid, frå 1,8% dekning i 1992 til 22% i 2007, og endringa er signifikant (Kruskal Wallis; $p<0,001$). Auken var kraftigast i starten, men held fram gjennom heile perioden. Det er signifikant skilje i dekning av busklav mellom dei opphavlege felta (Kruskal Wallis; $p<0,001$), med mest brunskjegg i felt 5 og minst i felt 2.

Skorpelavslekta **Lecanora** er vanleg i området, men har liten dekning (**tabell 6.3**). Fleire artar er registrert, men arten halmkantlav (*Lecanora symmicta*) er vanlegast. Dekning av halmkantlav har endra seg signifikant over tid (Kruskal Wallis; $p<0,001$), med høgast dekning i 1997 og 2002. Etter 2002 har det vore ein nedgang i dekning av halmkantlav, men framleis er den godt over 1992-nivået. Det er noko skilnader i dekning mellom dei fem opphavlege felta (Kruskal Wallis; $p=0,010$), med høgast dekning i felt 1 og 2.



Figur 6.5 Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av vanleg kvistlav, bristlav, gul stokklav, snømållav, brunskjegg og halmkantlav på bjørkestammar i sju overvakingsfelt i Møsvatn i 1992-2007. – Mean cover and standard deviation of *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *Parmeliopsis ambigua*, *Melanelia olivacea*, *Bryoria* spp. and *Lecanora symmicta* trunks at seven sites in the Møsvatn monitoring site in 1992-2007.

Endringar i skjeggjav for dei opphavlege fem felta

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis av treet opp til øvste takseringsline viser at det i dei fleste felta er ein nedgang i talet på individ i høve til tidlegare år, frå eit snitt på 40 per tre i 1992 til 27 individ per tre i 2007. Høgast antal individ vart registrert i 2002, med 68 brunskjegg per tre. I 2007 hadde felt 5 flest brunskjegg av dei opphavlege felta, med eit snitt på 43 per tre (**tabell 6.4**). Men individa er større i 2007 enn dei har vore tidlegare, og dette forklarar den registrerte auken i dekning. Både snittlengde og lengda på lengste individ har auka klart i alle felta (**tabell 6.4**). Snittlengda per individ er 6,2 cm i 2007, og har auka jamt for kvart år, frå 1,8 cm i 1992.

Tabell 6.4 Hengande artar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvaksingsområdet Møsvatn i 1992-2007. – Hanging species found on trunks of *Betula pubescens* in seven study plots of the Møsvatn monitoring site in 1992-2007.

		År	1	2	3	4	5	6	7	total 1-5	total 1-7
Skjeggjav <i>Alectoria</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/mean no. per tree	1997	0,1							0,03	0,03
		2002	0,1							0,03	0,03
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/mean length (cm)	1997	1,0							1,0	1,0
		2002	10,0							10,0	10,0
	Lengste lengde (cm)/longest length (cm)	1997	1							1	1
		2002	10							10	10
Brunskjegg <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/mean no. per tree	1992	4,4	19,3	71,3	30,3	74,6			40,0	40,0
		1997	41,1	44,8	99,8	49,6	106,9			68,4	68,4
		2002	45,6	40,6	52,9	30,8	84,8			50,9	50,9
		2007	25,6	14,0	31,8	21,3	42,6	58,5	7,4	27,1	28,7
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/mean length (cm)	1992	2,7	1,8	1,7	1,8	1,7			1,8	1,8
		1997	3,0	2,1	2,4	2,7	2,6			2,5	2,5
		2002	3,9	3,5	3,6	3,5	4,2			3,8	3,8
		2007	5,7	5,2	8,0	4,9	6,2	3,5	1,8	6,2	5,3
	Lengste lengde (cm)/longest length (cm)	1992	10	12	5	5	8			12	12
		1997	20	13	22	14	15			22	22
		2002	22	15	15	22	30			30	30
		2007	28	18	30	23	34	20	7	34	34
	Gjennomsnittleg antal pr tre/mean no. per tree	1997			1,6	0,1				0,4	0,4
		2002		0,1	1,8	0,3				0,4	0,4
		2007			1,5	0,1				0,3	0,2
Tjafslav <i>Evernia</i> spp.	Gjennomsnittleg lengde (cm)/mean length (cm)	1997			1,7	1,0				1,6	1,6
		2002		1,0	1,9	1,0				1,8	1,8
		2007			2,5	2,0				2,5	2,5
	Lengste lengde (cm)/longest length (cm)	1997			7	1				7	7
		2002		1	8	1				8	8
		2007			11	2				11	11
Ragglav <i>Ramalina</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/mean no. per tree	1992			0,4					0,1	0,1
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/mean length (cm)	1992			1,7					1,7	1,7
	Lengste lengde (cm)/longest length (cm)	1992			3					3,0	3,0
Strylav <i>Usnea</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/mean no. per tree	1992	0,1	0,3	1,1	1,4	0,6			0,7	0,7
		1997	0,4	0,6	1,1	1,0	0,8			0,8	0,8
		2002	0,3	0,4	1,1	1,6	0,8			0,8	0,8
		2007	0,1	0,3	1,4	1,5	0,9	5,0	0,1	0,8	1,3
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/mean length (cm)	1992	1,0	2,0	1,3	1,0	1,8			1,3	1,3
		1997	1,0	1,8	1,9	2,0	2,5			1,9	1,9
		2002	1,0	1,7	2,2	1,6	3,5			2,1	2,1
		2007	3,0	3,0	3,5	2,3	3,1	1,8	1,0	3,0	2,3
	Lengste lengde (cm)/longest length (cm)	1992	1	2	2	1	4			4	4
		1997	1	3	4	4	5			5	5
		2002	1	3	4	4	6			6	6
		2007	3	4	6	6	6	6	1	6	6

Lengda på lengste individet i 2007 er 34 cm, som er 4 cm lengre enn i 2002 og heile 22 cm lengre enn det lengste registrerte individet i 1992. I tillegg til brunskjegg er det også registrert mindre mengder tjafslav og strylav, og også her ser vi tendens til auka individstorleik i 2007 (tabell 6.4).

Skadd lav

Det vart registrert skade på lavartane snømållav, vanleg kvistlav, bristlav, gul stokklav, grå stokklav og papirlav i Møsvatn i 2007. Det er størst andel skadd snømållav (33%) og bristlav (20%). I tillegg er det stor andel skadd papirlav (22%), men denne arten er sjeldan i området

Tabell 6.5 Gjennomsnittleg dekning og prosentvis andel skadd lav for fire lavartar på bjørkestammar i sju prøvefelt i Møsvatn overvåkingsområde 1992-2007. – Mean cover (dekning) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of *Betula pubescens* in seven study plots of the Møsvatn monitoring site 1992-2007.

Art/species	år/yr	Prøvefelt/plot														totalt 1-5		totalt 1-7	
		1	2	3	4	5	6	7	totalt 1-5	totalt 1-7	1	2	3	4	5	6	7	totalt 1-5	totalt 1-7
Vanleg kvistlav <i>Hypogymnia physodes</i>	1992	39,9	2,6	40,3	12,4	20,2	3,3	31,5	6,6	40,8	2,2							34,5	5,6
	1997	44,6	10,1	47,4	6,6	24,6	2,8	42,4	2,8	42,7	3,6							40,3	5,5
	2002	56,5	1,7	57,5	7,8	33,3	1,9	49,3	8,2	49,5	0,7							49,2	4,2
	2007	64,1	1,3	66,0	1,8	46,1	0,4	56,3	1,1	52,2	0,8	20,4	0	25,8	0,4	56,9	1,2	47,3	1,0
Snømallav <i>Melanelia olivacea</i>	1992	2,5	37,8	6,9	61,7	17,6	46,9	11,1	65,0	7,2	74,8							9,1	57,5
	1997	2,8	25,7	6,1	66,8	13,4	60,5	6,7	85,7	12,6	43,9							8,3	58,1
	2002	2,0	50,2	3,1	65,2	8,1	53,1	2,6	86,7	8,3	55,5							4,8	58,8
	2007	1,1	49,8	1,5	96,0	2,9	38,8	1,1	83,7	4,8	55,4	17,1	17,9	0,6	0	2,3	58,5	4,2	33,4
Bristlav <i>Parmelia sulcata</i>	1992	4,6	92,1	9,9	79,1	2,0	23,0	11,3	70,7	3,1	53,9							6,2	71,7
	1997	3,7	79,5	7,4	59,2	4,2	23,9	9,1	63,3	4,4	64,9							5,8	58,8
	2002	1,8	50,3	6,7	48,4	3,9	17,1	8,7	43,1	2,9	42,4							4,8	40,8
	2007	1,7	19,7	4,6	25,6	3,8	22,3	6,3	22,8	2,8	24,5	7,4	18,9	5,8	11,8	3,9	23,3	4,6	20,2
Gul stokklav <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1992	2,5	45,2	3,3	37,7	4,6	25,1	4,0	19,3	4,8	52,3							3,8	35,5
	1997	4,1	13,8	4,3	10,8	8,7	3,2	7,6	21,8	4,7	38,9							5,9	16,3
	2002	3,6	8,9	3,7	3,6	8,4	0	5,8	4,3	5,3	7,0							5,4	4,0
	2007	4,7	0	4,1	0	11,2	0	8,9	1,4	6,7	0	6,8	1,0	2,1	0	7,1	0,4	6,4	0,4

og eitt skadd individ gjev stort utslag. Fordelinga mellom skadd og frisk lav har endra seg over tid (Chi kvadrat; $p < 0,001$). Skadeandelen har variert noko, men er lågare i 2007 enn ved tidlegare registreringar for alle artar der det er registrert skade alle år. Andelen skadd snømallav har gått opp i nokre av felta og ned i andre felt og er framleis høg i 2007. Skadeandelen varierer mykje mellom felta (tabell 6.5). Også andelen skadd bristlav har gått signifikant ned over tid (Chi kvadrat; $p < 0,001$), frå 72% skadd i 1992 til 23% i 2007 i dei opprinnelege felta. Skadeandelen på bristlav går ned i alle felt, og det er relativt lite skadd bristlav i dei to nye felta.

Eksposisjon

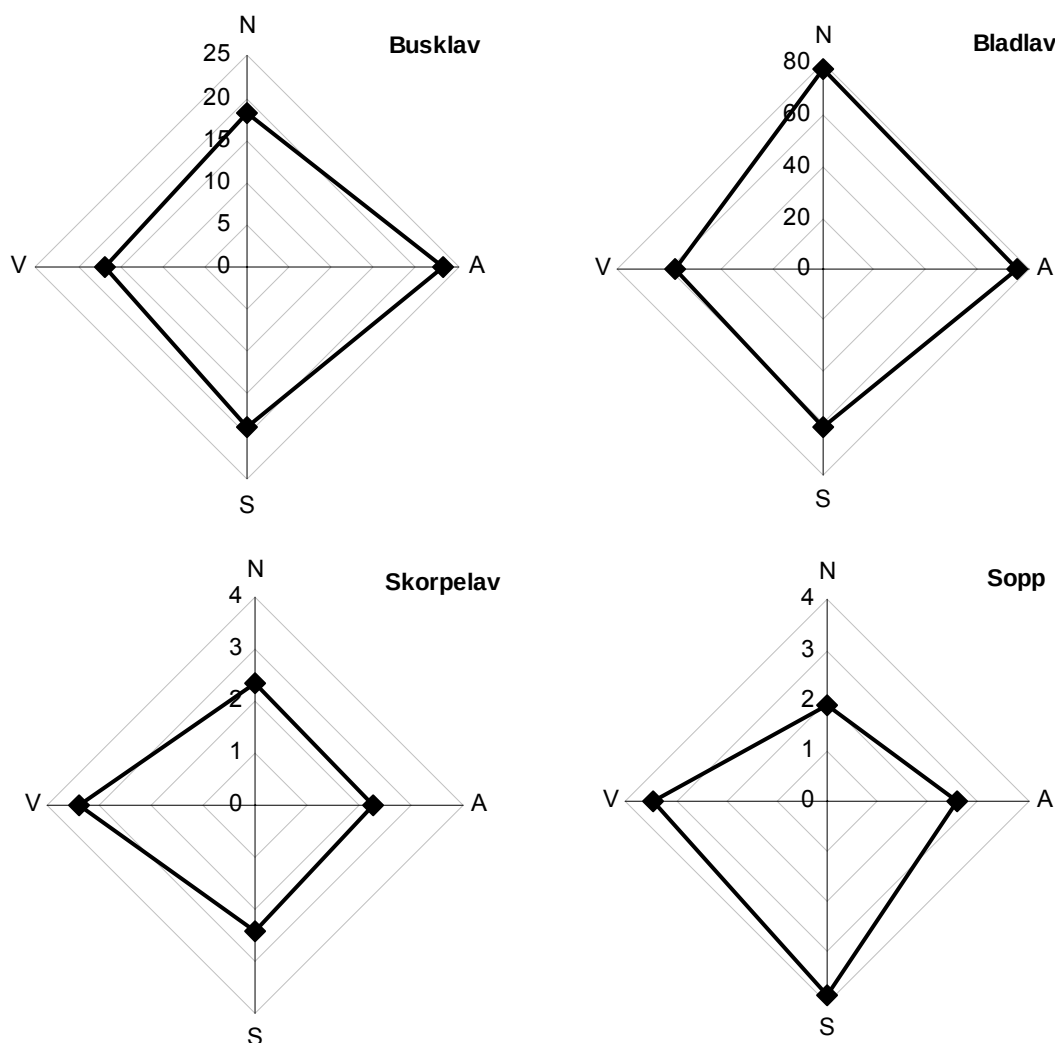
Registreringane frå 2007 viser at artsgruppene fordeler seg noko ulikt i høve til stammeeksposisjon (figur 6.6). Bladlavane dominerer i Møsvatn, men det er også ein god del busklav, og begge desse artsgruppene har ein svak preferanse for nord- og austsida av trea. Skorpelavane finst i små mengder hovudsakleg på vestsida på trea, medan det er mest borkbuande sopp på sør- og vestsida. Skorpelav og sopp ser ut til å vekse der det er ledig plass utan bladlav og busklav.

Kjemiske analysar

pH i bjørkenever i 2007 varierte mellom 3,9 og 4,3 med ein median på 4,1 (tabell 6.6). Median pH har auka for kvart registreringsår, og i 2007 er pH signifikant høgare enn alle tidlegare registreringar (ANOVA; $p < 0,001$). Det er ikkje skilnader i pH mellom felta ($p = 0,172$).

Tabell 6.6 pH i bjørkenever frå sju prøvefelt i Møsvatn overvåkingsområde. – pH in bark of *Betula pubescens* from seven study plots in Møsvatn monitoring site.

År/year	1	2	3	4	5	6	7	Median	Min	Max
1992	3,6	3,6	3,8	3,7	3,5			3,6	3,5	3,8
1997	3,7	3,5	3,6	3,7	3,9			3,7	3,5	3,9
2002	3,6	3,8	4,0	3,5	3,5			3,6	3,5	4,0
2007	4,0	4,1	4,3	3,9	4,1	4,1	4,1	4,1	3,9	4,3



Figur 6.6 Snitt dekning av busklav, bladlav, skorpelav og sopp på alle bjørkestammar analysert i overvåkingsområde Møsvatn 2007, fordelt på stammeeksposisjonar. – Mean cover of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), and fungi (sopp) on different aspects of birch trunks on all monitoring trees in Møsvatn monitoring site 2007.

Nye undersøkingsfelt etablert i 2007 – strekking av klimagradient

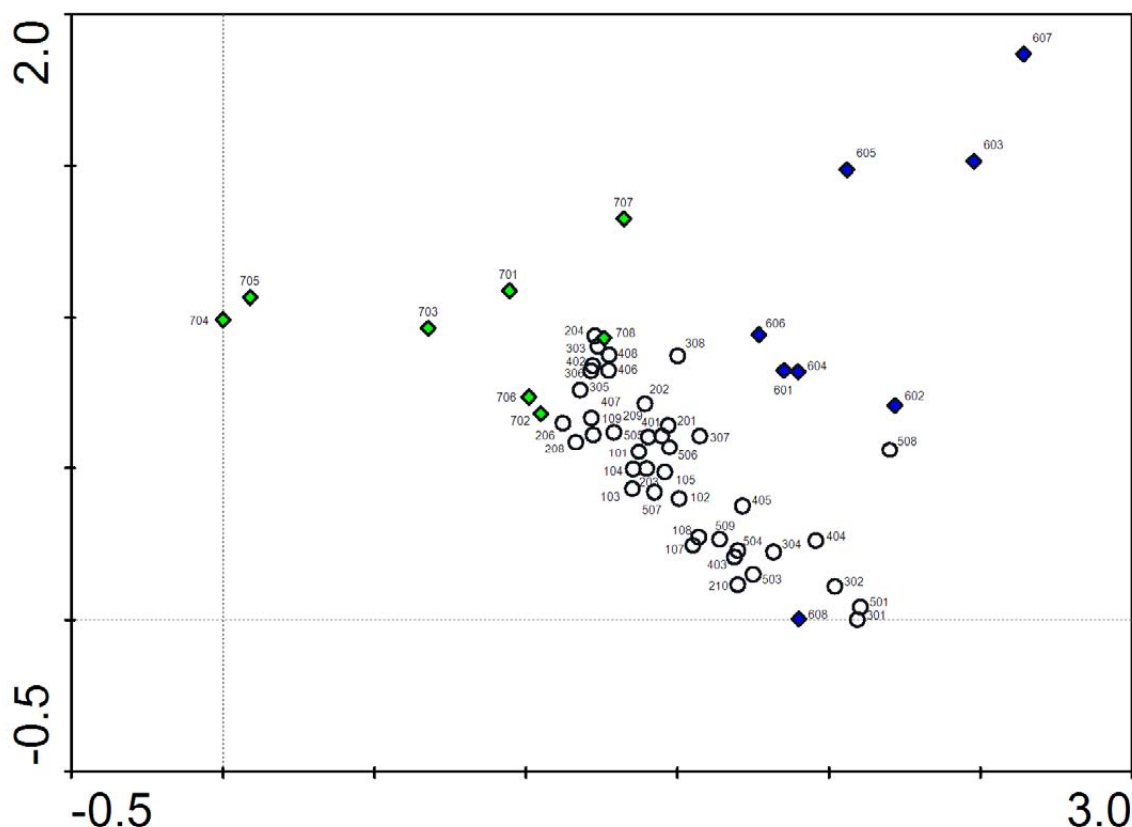
Ordinasjonen som viser endringane i dei fem opphavlege feltet over tid (**figur 6.4**), viste også at dei to nye feltet bidrog til å strekkje gradienten langs andreaksen, som er tolka som ein klimagradient. I tillegg ligg dei to nye feltet plassert til venstre i diagrammet, på nivå med 1992-plasseringa av dei opphavlege feltet.

Ordinasjon av 2007-data frå dei fem opphavlege feltet i Møsvatn viste at artssamansetninga i epifyttvegetasjonen varierer lite mellom felt og tre. Eigenverdiane på dei to første DCA-aksane var 0,194 og 0,070, og den totale variasjonen i artsmaterialet (total inertia) var 0,481. Gradientlengdene var 1,3 og 0,9 for dei to første aksane. Når dei to nye feltet blir inkludert, viser ordinasjonen ein større variasjon. Eigenverdiane på dei to første DCA-aksane er 0,259 og 0,097 og den totale variasjonen i artsmaterialet (total inertia) har auka til 0,884. Gradientlengdene er dubla til 2,6 og 1,9 for dei to første aksane. Trea plasserer seg i ei slags trompet-form, der det øvste feltet (tre på 600-talet) i hovudsak plasserer seg saman øvst til høgre i diagrammet, medan det lågastliggende feltet (tre på 700-talet) er til venstre (**figur 6.7**). Det er særleg førekoms-ten av snømållav og brunskjegg som bidrar til å plassere trea mot høgre, medan mange av skorpelavane dominerer i venstre del.

Dei to nye felta (6 og 7) har lågare lavdekning enn dei opphavlege felta (**tabell 6.2**), men berre felt 7 (44% dekning) har signifikant lågare dekning ($p < 0,001$). Den låge dekninga skuldast låg dekning av bladlav, som er den dominerande artsgruppa på undersøkingstrea. Det nye felt 7 er det enkeltfeltet med høgast registrert dekning av skorpelav i 2007.

Dei to nye felta skil seg frå dei opphavlege felta i høve til dekning og frekvens for enkelte artar (**figur 6.4**). Vanleg kvistlav har klart lågare dekning i dei to nye felta, samanlikna med dei opphavlege felta. Det nye felt 6 har klart mest snømållav av alle felta i 2007, og dette feltet ligg høgare enn alle dei fem opphavlege felta. Ved tidlegare registreringar vart det registrert størst dekning av snømållav i felt 3, som da var det høgastliggande feltet. Felt 7 har lågast dekning av gul stokklav av alle felta, medan felt 6 har mellom dei høgaste. I høve til dekning av skorpe-lavslekta *Lecanora* skil dei to nye felta seg klart ut på kvar sin måte, der høgast dekning er registrert i felt 7 og lågast i felt 6. Det nye felt 7 har klart mindre brunskjegg enn alle dei andre felta.

Dei to nye felta skil seg ut med mange individ av hengande artar. Flest individ er registrert i det nye felt 6, med eit snitt på 59 individ per tre. Begge dei to nye felta har små individ av hengande artar samanlikna med individstorleik i dei opphavlege felta (**tabell 6.4**). Det er registrert klart lågare andel skadd lav i dei to nye felta enn i dei opphavlege felta (**tabell 6.5**), og dette gjeld spesielt for snømållav og vanleg kvistlav.



Figur 6.7 DCA-ordinasjon av epifyttvegetasjonen på undersøkingstrea i 7 prøvefelt i Møsvatn i 2007. Data frå dei opphavlege felta 1-5 (trenummer på 100-500) og for dei nye felta 6 og 7 (trenummer på 600 og 700). DCA-akse 1 og 2, skalert i standardavvikseiningar. – DCA ordination of the epiphytic vegetation on the sample trees in 7 study plots at the Møsvatn monitoring site 2007. Data from the original plots 1-5 (tree numbers 100-500) and for the new plots 6 and 7 (tree numbers 600 and 700). DCA axes 1 and 2, scaled in SD units.

6.3 Diskusjon

Det er registrert store endringar i epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn i perioden 1992-2007. Det er ein klar auke i total lavdekning på bjørkestammane. Auken skuldast i første rekkje ein framgang i dekning av busklavslekta brunskjegg og bladlavarten vanleg kvistlav. Brunskjegg veks for ein del oppå andre lavar, og nedgangen i naken bork er såleis mindre enn auken i lavdekning.

I 2007 vart studieområdet i Møsvatn utvida med to nye felt. Tilsvarande utviding var gjort i Børgefjell i 2005. Desse utvidingane er baserte på tilrådingar etter pilotprosjektet med utviding av gradienten i Åmotsdalen (Bakkestuen et al. 2005). Det vart gjort forsøk på å forlenge klimagradienten gjennom ein kombinasjon av høgde og eksposisjon. Dei to nye felta ligg sørvestvendt, og dei forlengar høgdegradienten til 100 m, medan dei opphavlege felta ligg innanfor 35 m høgdeskilnad.

Det er registrert ein signifikant nedgang i dekning av snømållav og bristlav i dei opphavlege felta i Møsvatn. For snømållav er nedgangen i siste tidsperiode spesielt tydeleg i det høgastliggende feltet, som tidlegare har hatt stor dekning av snømållav. Det er samstundes registrert ein klar framgang i dekning av vanleg kvistlav og gul stokklav. Framgangen av vanleg kvistlav og tilbakegang av snømållav i Møsvatn er eit trekk som passar inn i det mønsteret som er registrert i andre TOV-område (sjå til dømes Hagen et al. 2006, 2007). I perioden 1990-2006 har middeltemperaturen i Møsvatn jamt ligge godt over normalen (jfr. **figur 2.2a**). Alle årstidene ligg i snitt over normal, men det er særleg vinter og vår som har vorte mildare. Årsnedbøren har i snitt vore om lag som normal, men det er ein tendens til at det har vore mindre nedbør om hausten og meir nedbør vinter og vår (**figur 2.2b**). Mild og nedbørsrik vinter og vår er gunstig for lavvekst, og kan ha bidratt til auka vekst av artar som vanleg kvistlav, som er rekna som svakt varmekjær (Bruteig 1991).

Snømållav er ein karakterart for den typiske nordboreale og subalpine bjørkeskogen (Ahti 1977), og er tilpassa eit ekstremt mikroklima der den veks på eksponerte trestammar. Arten toler ikkje å vere snødekt, og allereie Nordhagen (1928) slo fast at det var ein klar korrelasjon mellom snødekke og nedre førekomst av snømållav på bjørkestammar i fjellbjørkeskog. Nedgangen i snømållav kan såleis anten forklarast ved at det har vorte meir snø, eller ved at arten blir konkurrert ut av andre artar som profitterer på at klimaet har vorte mildare, som t.d. vanleg kvistlav. Den høge dekninga i det nye, høgastliggende feltet (6) kan være eit uttrykk for at det er eit tøffare mikroklima i dette feltet. Feltet ligg sørvestvendt og er såleis meir eksponert i høve til uttørking enn dei nordaustvendte felt 1–5. Epifyttvegetasjonen i det lågastliggende feltet (7) liknar mykje på slik det var i felt 1 ved oppstarten i 1992, med låg total lavdekning, lite brunskjegg og stor dominans av vanleg kvistlav. Felt 7 ligg på 940 m o.h., som er 70 m lågare enn felt 1. Det kan tenkjast at uttørking på grunn av eksposisjonen og relativt lite nedbør sommars-tid held lavveksten nede, og at det er spesielt lite snømållav og brunskjegg på grunn av høge temperaturar og/eller høgt eller ustabilt snødekke.

Det er ein klar nedgang i antall individ av hengande artar, men samstundes ein auke i storleiken på kvart individ. I ei etableringsfase vil talet på individ auke inntil eit visst nivå, der talet igjen vil gå ned på grunn av at individ flettar seg saman og framstår som eitt. Dette er situasjonen i Møsvatn, der dekninga er bortimot tidobla i perioden, medan tal individ har gått ned. Brunskjegg-artar er kjent for å vere sensitive overfor sur nedbør (Insarova et al. 1992), og auken registrert i Møsvatn kan sjåast i samanheng med nedgangen av sure komponentar i nedbør. Årsmiddelkonsentrasjonane av sulfat i nedbør har avtatt mellom 60% og 83% i Noreg sidan 1980 (Aas et al. 2007). Våre målingar av pH i bork, viser også ein signifikant auke i perioden. Det stadfestar at livsmiljøet for lav har vorte betre og mindre surt, noko som kan påverke overleving og vekst for kjenslege artar.

Konklusjon

Dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Møsvatn har auka signifikant i overvakingsperioden. Dette samsvarar med det som er funne i fleire av dei andre TOV-områda, og blir tolka som ein effekt av klimaendringar og mindre sur nedbør. Gjennomsnittstemperaturen har auka i perioden, noko som kan forklare at svakt varmekjære artar går fram, medan den karakteristiske fjellbjørkeskogsarten snømållav går tilbake. Den kraftige auken av brunskjegg blir i første rekke sett i samanheng med den generelle nedgangen i sure komponentar i nedbør. Dei to nye epifyttovervakingsfelta i Møsvatn fangar opp ein større del av den lokalklimatiske gradienten, og vil gje eit betre grunnlag for å kunne tolke framtidige effektar av klimaendringar.

Vedlegg 6.1 Undersøkingstrea i Møsvatn

Data om undersøkingstrea i Møsvatn. Retning (g) og avstand (m) frå fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøyde (m) og analyseår. – Data of the investigation trees at the Møsvatn 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	Analysår	Merknad
101	14	8,6	42	10	92 97 02 07	
102	70	5,1	38	9	92 97 02 07	
103	104	7,7	48	11	92 97 02 07	
104	111	9	41	10,5	92 97 02 07	
105	125	2,4	44	10,5	92 97 02 07	
106	185	9,7	37	2,5	92 97	Død, stammebrekk før år 2002. Seinare analysert som gadd
107	308	3,9	45	11,5	92 97 02 07	
108	334	9,5	37	9,5	97 02 07	
109	336	10	41	10	02 07	
201	310	9,2	42	8	92 97 02 07	
202	343	10	46	9,5	92 97 02 07	
203	10	9,6	41	10	92 97 02 07	
204	22	7,1	40	9,5	92 97 02 07	
205	203	5	40	7	92 97	Treet var dødt før år 2002, men står. Seinare analysert som gadd
206	254	8,2	49	10	92 97 02 07	
207	245	4	47	2	92 97 02	Dødt, knekt truleg vinter-07, lj 1-4 analysert som gadd
208	18	3,5	38	9	97 02 07	
209	148	3,5	36	8	02 07	
210	115		42	8,5	07	
301	252	7,4	40	9	92 97 02 07	Smal krone
302	270	9,1	42	8	92 97 02 07	Mange døde greiner i krona
303	318	6,6	43	9	92 97 02 07	Svært glissen, mange døde greiner
304	102	5,5	58	9	92 97 02 07	Skadd i øverste toppen
305	142	9,3	37	8,5	92 97 02 07	Smal krone
306	160	3,3	41	8	92 97 02 07	
307	192	4,1	48	8,5	92 97 02 07	
308	325	9,4	38	8	97 02 07	
401	375	5,8	49	9,5	92 97 02 07	Noko red. bladverk, men rel. meir blad enn mange andre tre
402	112	1,8	46	9	92 97 02 07	Nesten ikkje bladverk
403	226	6,6	40	8,5	92 97 02 07	Glissen krone, nesten utan blad
404	230	10	42	8	92 97 02 07	Glissen krone, nesten utan blad
405	288	3,9	61	9,5	92 97 02 07	Mange daude greiner, men tydeleg krone
406	308	4,1	40	8,5	92 97 02 07	Noko red. bladverk, men rel. meir blad enn mange andre tre
407	340	3,1	36	7,5	92 97 02 07	Noko red. bladverk, men rel. meir blad enn mange andre tre
408	40	4,1	38	8	97 02 07	Noko red. bladverk, men rel. meir blad enn mange andre tre
501	60	4,9	51	12	92 97 02 07	
502	97	10	37	6	92 97	Dødt før år 2002, seinare analysert som gadd. Såvidt ståande-07, høgda tatt frå bakken til toppen, NB! forskjellig frå lengda på gadden.
503	126	6,4	54	11,5	92 97 02 07	
504	300	4,3	43	9,5	92 97 02 07	
505	142	9	47	12,5	92 97 02 07	Hallar, men står. Treet har mange sprekker/sår nederst på stammen
506	165	9,2	38	11	92 97 02 07	
507	348	8,3	45	10,5	92 97 02 07	
508	380	8,3	39	11	97 02 07	
509	47	5,9	36	9,5	02 07	
601	25	9,3	40	6,5	07	
602	100	7,6	33	7,5	07	
603	125	7,4	36	7,5	07	
604	170	5,5	41	8,5	07	
605	220	7,4	42	7	07	
606	230	4,7	37	8	07	
607	320	8,1	39	8	07	
608	340	4	39	8	07	

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår	Merknad
701	30	9,2	46	9	07	
702	120	5,7	40	7,5	07	
703	140	8,5	40	9	07	
704	170	6,6	36	9	07	
705	185	7	37	9,5	07	
706	245	4,5	42	9,5	07	
707	300	9,7	53	9,5	07	
708	360	5,8	39	8,5	07	

Vedlegg 6.2 Epifyttregistrering i Møsvatn 2007

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

Kodenavn	M101	M102	M103	M104	M105	M107	M108	M109	M201	M202	M203	M204	M206	M208	M209	M210	M301	M302	M303	M304	M305	M306	M307	M308	M401	M402	M403	M404	M405	M406	M407	M408
Bladmosar																																
Brac ref																																
Brac sta																																
Dicr mon																																
Dicranuz		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x																		
Plat lae																																
Pleu sch																																
Pohl nut																																
Polytriz																																
Rhyt lor																																
Levermosar																																
Barb lyc																																
Loph lon																																
Ptil pul																																
Bryoriaz	14,4	25,6	16,6	15,9	17,6	34,0	31,1	9,0	14,7	6,0	12,9																					
Cladoniz																																
Eve meso																																
Pse furl		2,6																														
Usn lapp																																
Usneaz	x	x																														
Bladlav																																
Hyp bitt	1,0																															
Hyp phys	61,9	64,2	63,9	53,5	60,2	75,5	69,1	64,1	54,1	74,5	79,0	52,8	74,5	52,8	79,4	60,8	27,5	30,8	61,0	40,5	50,4	51,7	55,0	52,3	65,9	61,7	27,7	44,5	55,7	61,7	65,6	67,3
Hyp tubu	x	1,2	0,8	x	x	x	x																									
Ims aleu																																
Mel oliv	2,1	0,6	x	x	3,2	0,9	1,6	0,5	3,0	5,9	2,9																					
Par ambi	4,4	4,8	3,3	9,1	5,2	1,7	4,3	4,7	4,2	6,0	1,0	10,6	2,1	1,1	5,2	2,4	10,4	14,5	9,7	20,4	8,5	7,0	7,0	12,3	6,0	14,5	3,8	4,4	7,9	22,1	8,4	4,2
Par esor																																
Par hype	0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x																					
Par sulc	3,9	4,4		1,4	1,4		x	2,6	8,3	2,3	2,0	11,8	2,7	2,6	5,7	1,0	4,0	4,8	6,0	x	1,1		8,6	6,1	11,8	4,9	0,5	3,5	11,9	1,0	2,3	14,9
Pla glau																																
Tuc chlo	x																															
Vul pina	x	x		x	x	x	x	x	x	x																						
Skorpelav																																
Bia chry																																
Bia effl																																
Biatoraz																																
Bue disc																																
Cal ferr																																
Cha chry																																
Hyp scal																																
Lca circ	0,5	1,0	x	2,3	0,4	x	1,1	x	2,4	0,9	0,5	3,2	x	1,6																		
Lca hypo																																
Lca puli	x																															
Lca/fusc	x	x	x	1,8	x	x	1,1	x	x	x																						
Lca/subf	x																															
Lca/symm	2,9	2,1	0,4	1,9	2,2	0,5	0,5	2,0	1,7	0,9		3,6	0,4	3,6	x	0,5	0,5															
Lci porp																																
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
Lecaniaz	0,5																															
Lecideaz																																
Leprariz																																
Och andr																																
Och frig																																
Pyc soro																																
Pyr cinn																																
Tra flex																																
Ubest																																
Alger																																
Sopp																																
Perith	2,4	x	5,0	3,5	1,8	1,9		6,8	1,4																							
Sopp						0,4																										
Bork	20,8	16,5	23,2	26,5	21,3	15,7	15,5	20,3	21,5	9,2	12,4	17,5	18,0	26,3	7,2	14,9	9,4	9,2	15,9	22,4	37,2	31,5	6,0	12,7	17,5	13,6	57,0	13,1	16,6	12,3	23,2	9,4

Vedlegg 5.2a (framhald)

	Kodenavn	M501	M503	M504	M505	M506	M507	M508	M509	M601	M602	M603	M604	M605	M606	M607	M608	M701	M702	M703	M704	M705	M706	M707	M708
Bladmosar	Brac ref																								
	Brac sta																								
	Dicr mon								x			x				x									
	Dicranuz	x		x	x	x	x						x	x	x				x	x	x	x	x		
	Plat lae																								
	Pleu sch												x		x										
	Pohl nut															x									
	Polytriz																								
	Rhyt lor																						x		
	Barb lyc		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x			x		x	x	x	x	x
Levermosar	Loph lon																								
	Ptil pul																		x		x				
	Bryoriaz	76,7	45,9	40,5	15,7	14,4	26,1	44,0	42,0	19,2	42,0	7,8	16,4	3,1	14,0	3,7	33,8	1,4	1,1	1,0		x	3,4	x	1,6
	Cladoniz	x		x				x				x		x	x				x			x	x		
	Eve meso																								
	Pse furr			1,0			x			x						x	x		x					x	x
	Usn lapp																								
	Usneaz	x	x	x	0,4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	3,2									x
	Hyp bitt							x																	
	Hyp phys	26,2	54,9	66,3	64,3	56,9	58,2	34,4	56,8	37,0	16,3	13,4	28,0	20,1	22,1	3,2	23,2	14,3	53,1	13,4	8,4	8,1	36,7	17,4	54,9
Busklav	Hyp tubu	x	x			2,1	5,3	x	x	x	1,2		2,6	x	2,2	x	0,9	x		1,1		x	x	1,4	x
	Ims aleu			0,5																					
	Mel oliv	2,0	1,1	4,6		0,5	0,5	27,3	2,7	14,4	19,7	29,6	12,2	23,0	5,0	32,7	0,4	x	x	x	x	x	1,0	4,0	x
	Par ambi	18,6	3,0	1,0	10,5	11,9	6,3	0,6	2,2	3,7	11,0	2,3	3,4	7,5	21,8	5,2		4,2	3,2	1,5	1,7	x	3,4	1,9	1,1
	Par esor							x																	
	Par hype	x	x	x	x	x	x	x	x	x	3,6	x	x	x	1,1	x	x	x	x	x	x	x		x	x
	Par sulc	5,7	2,6	0,5	6,9	3,5			3,2	8,5	9,4	6,7	5,8	9,4	11,2	6,8	1,5	7,1	x	4,6	1,2	0,5	2,9	11,6	18,4
	Pla glau		x			x			1,6				x						x	x					
	Tuc chlo							x	1,1								x								
	Vul pina		x	x	x	x	x	x		x	0,6	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	0,6
Skorpelav	Bia chry	x			x							x													
	Bia effl																								
	Biatoraz																								
	Bue disc											x		x		x									
	Cal ferr																								
	Cha chry						x													0,5					
	Hyp scal																								
	Lca circ	x	x	x	x	1,0	x	x	x	x	x	x	x		x	1,6		x	1,1	x	0,6	x		x	x
	Lca hypo																			x					
	Lca puli																								
Alger	Lca/fusc	0,4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,5	1,1	x	x	2,1	2,0	x	0,5
	Lca/subf																								
	Lca/symm	0,4	0,4	1,5			4,2	1,7	3,2	x	x		1,1		x	x		4,7	0,6	9,9	20,7	11,4	5,8	3,7	1,7
	Lci porp				x	x				x		x							x						
	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Lecaniaz																								
	Lecideaz																								
	Leprariz													x	x		x							x	
	Och andr															x									
	Och frig																								
Sopp	Pyc soro																								
	Pyr cinn	x		x	x	x		x	x	x			x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x
	Tra flex																								
	Ubest																								
	Alger																								
	Perith	x	1,9		5,7	x	2,8	1,7	4,3	4,0	3,7	0,6	x	3,9	2,2	2,1	1,8	7,3	6,9	1,1	5,0	14,6	4,9	2,2	1,1
	Sopp																								
	Bork	3,9	13,8	12,3	11,3	22,4	15,8	14,3	10,9	26,1	18,3	44,9	40,9	37,4	29,3	43,6	51,7	61,4	34,6	68,1	62,4	63,3	43,5	59,1	22,8

7 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 2007 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.

7.1 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. I 2007 var det enkelte gjenklappete feller og en del lauvfall på fellene; dette kan ha redusert fangsteffektiviteten noe.

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). Det var ekstremt mye gnagere høsten 2007, og fangstene gir ikke noe presist bilde av den reelle bestandstettheten. Ellers var det rustsoppangrep på bjørka og noe tilløp til målerangrep.

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. Det var kraftig angrep av bjørkemålere og mye rustsopp på bjørka.

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 2007. På grunn av tidlig vår ble disse utført ca 10 dager tidligere enn vanlig. Ved høstfangstene var et uvanlig stort antall dyr helt eller delvis oppspist i fellene, trolig av røyskatt. Flere av disse dyrene lot seg ikke artsbestemme. I **tabell 7.1** er disse oppført som ubestemte, mens de som ble identifisert som gnagere (dvs ikke spissmus) er inkludert i tallgrunnlaget for **figur 7.1**.

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 langs setten i åssiden sørvest for Kjermovatna (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 tidligere på året 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 2007. Høsten 2007 var været generelt kaldt, og fangsten måtte avbrytes pga snøfall. Her er bare tre døgn med fangster regnet som tellende. På grunn av forskjeller i fangstopplegget vil ikke fangst pr felledøgn være direkte sammenliknbart med TOV-områdene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2007 framgår av **tabell 7.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappede feller pga kraftig regnvær eller andre forstyrrelser.

7.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2007 ble det fanget én rødmus og to fjellrotter (**tabell 7.1**). Dette representerer en fortsatt bunn i gnagerbestandene i forhold til de generelt lave bestandsnivåene i foregående år (**figur 7.1**). Den ene fjellrotta var en moden hann, mens de to øvrige var umodne, henholdsvis en rødmus hann og fjellrotte hunn (**tabell 7.2**).

Børgefjell: Det ble fanget 22 klatremus, 12 gråsidemus, 10 markmus og 10 lemen høsten 2007 (**tabell 7.1**). Dette viser en ny topp i smågnagerbestandene 3 år etter toppen i 2005 (**figur 7.1**). Av klatremusene var en hunn og en hann reproduktivt aktiv (**tabell 7.2**), mens de øvrige 13 hunnene og 7 hannene var inaktive. Av gråsidemusene var fire hunner av seks og en hann av seks aktive. Blant markmusene var to av fire hunner reproduktivt aktive, og to av seks hanner. Det ble kun fanget reproduktivt aktive hanner av lemen.

Åmotsdalen: Høsten 2007 ble det fanget 53 klatremus, 20 gråsidemus, 77 markmus, 3 fjellrotter, 105 lemen og 10 spissmus, foruten en ubestemt spissmus (**tabell 7.1**). Dette indikerer den største bestandstoppen av gnagere som er registrert i noen av TOV-områdene (**figur 7.1**). Siden dette innebærer at gjennomsnittlig 65% av fellene fanget småpattedyr, og dermed har vært "opptatt", har det trolig vært langt flere individer i området enn det fellene har klart å fange. Av

Tabell 7.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2007. 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 2007. 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											
28–30 sep	400	12	7							1	20
Solhomfjell											
08–12 mai	1500	2	7							1	10
09–13 okt	1491	93	59	1					21	17	191
Møsvatn											
10–12 sep	400		6			1				11	18
Gutulia											
12–14 sep	600		4								4
Åmotsdalen											
20–22 sep	400		53	20		77	3	105	1	10	269
Børgefjell											
01–03 sep	400		22	12		10		10			54
Dividalen											
12–15 sep	1500				1		2				3
Totalt TOV	6500	107	158	33	1	88	5	115	22	40	569
Finse											
03 –06 jul	1080					1		2		1	4
30 aug – 02 sep	1200						2	1		5	8
Artskoder-Species: AS - liten skogmus (<i>Apodemus sylvaticus</i>), CG - klatremus (<i>Clethrionomys glareolus</i> , CR - gråsidemus (<i>C. rufocanus</i>), Crut - rødmus (<i>C. rutilus</i>), MA - markmus (<i>Microtus agrestis</i>), MO - fjellrotte (<i>M. oeconomus</i>), LL - lemen (<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).											

Tabell 7.2 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.

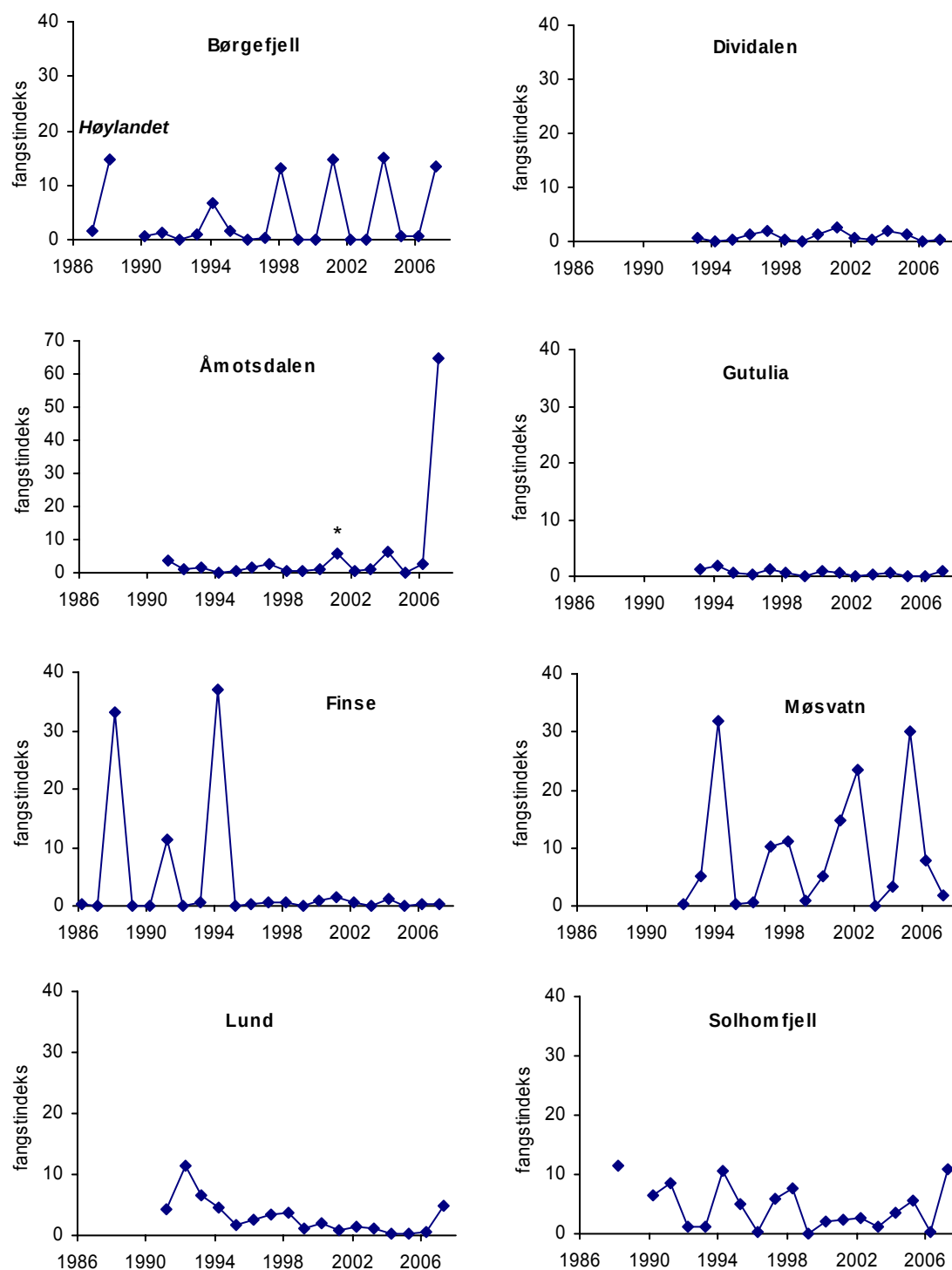
Område-area art-species	periode period	hanner-males		hunner-females	
		umodne immatures	modne matures	umodne immatures	modne matures
Lund	okt 07				
liten skogmus (AS)		8	0	3	1
klatrems (CG)		1	0	6	0
Solhomfjell	mai 07				
liten skogmus (AS)		0	0	1	1
klatrems (CG)		3	3	0	1
Solhomfjell*	okt 07				
liten skogmus (AS)		49	0	42	0
klatrems (CG)		25	0	29	0
gråsidemus (CR)		0	0	1	0
Møsvatn	sep 07				
klatrems (CG)		4	0	0	2
markmus (MA)		1	0	0	0
Gutulia	sep 07				
klatrems (CG)		2	0	2	0
Åmotsdalen	sep 07				
klatrems (CG)		26	0	24	2
gråsidemus (CR)		7	0	11	2
markmus (MA)		31	2	39	5
fjellrotte (MO)		1	0	1	1
lemen (LL)		39	10	42	13
Børgefjell	sep 07				
klatrems (CG)		7	1	13	1
gråsidemus (CR)		5	1	2	4
markmus (MA)		4	2	2	2
lemen (LL)		0	10	0	0
Dividalen	sep 07				
rødmus		1	0	0	0
fjellrotte		0	1	1	0

* 21 av småpattedyrene fanget i Solhomfjell høsten 2007 var så oppspist at vurdering av kjønn og reproduktiv tilstand ikke var mulig.

klatremsene ble to av 26 hunner klassifisert som reproduktivt aktive, mens alle 26 hanner var inaktive (**tabell 7.2**). To andre hunner og fire hanner veide >25g og kan dermed ha vært seksuelt aktive tidligere i sesongen. Blant gråsidemusene var to av 13 hunner reproduktivt aktive, mens ingen av de sju hannene var det (én veide imidlertid >47g og har trolig vært aktiv tidligere i sesongen). Blant markmusene var fem av 44 hunner og to av 33 hanner reproduktivt aktive. Her var imidlertid flere store individer (>40g) som kan ha vært aktive tidligere. Av fjellrottene ble en av to hunner klassifisert som seksuelt aktiv, den andre hunnen som inaktiv. Hannen var inaktiv, men stor (47g) og kan ha vært aktiv tidligere. Blant lemenene ble 13 av 55 hunner og 10 av 49 hanner klassifisert som reproduktivt aktive. I tillegg var flere andre individer forholdsvis store (>50g) og kan ha vært aktive tidligere. Det ble ikke observert noen gravide hunner for noen av smågnagerne.

Gutulia: Høsten 2007 ble det fanget fire klatremus i Gutulia (**tabell 7.1**), noe som tilsier en svak økning i bestandsnivået i forhold til de foregående to årene (**figur 7.1**). Begge hannene og begge hunnene var reproduktivt inaktive (**tabell 7.2**).

Møsvatn: Seks klatremus og en markmus ble fanget høsten 2007 (**tabell 7.1**). Dette representerer nedgang mot et bunnivå i smågnagerbestanden etter toppen i 2005 (**figur 7.1**). Av klatremusene var de to hunnene reproduktivt aktive, mens alle de fire hannene var inaktive (men én av dem var nesten aktiv) (**tabell 7.2**). Den ene markmusa var en liten, inaktiv hann.



Figur 7.1 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 *.

Solhomfjell: Våren 2007 ble det fanget to skogmus og sju klatremus. Om høsten ble det fanget hele 93 skogmus, 59 klatremus, en gråsidemus og 17 spissmus (herav antagelig sju dvergspissmus), foruten 21 individer som var så oppspist at artsidentifikasjon var usikker (**tabell 7.1**). Dette representerer en klar bestandsoppgang fra et bunnivå året før (**figur 7.1**). Én hann og én hunn (gravid, kullstørrelse 6) av klatremusene ble klassifisert som modne (**tabell 7.2**). Skogmusene fanget om våren, var begge hunner, en moden, gravid (kullstørrelse 8) og en umoden. Av klatremusene fanget om våren, var én moden, gravid hunn (kullstørrelse 6) og tre modne og tre umodne hanner. Blant gnagerne fanget om høsten kunne flere ikke kjønns- eller reproduktiv tilstand. Av de bestembare skogmusene var det ingen reproduktivt aktive individer, men 42 umodne hunner og 49 umodne hanner (**tabell 7.2**). Det var heller ingen utpreget større individer som kan ha vært aktive tidligere. Blant de bestembare klatremusene fanget om høsten, var det heller ingen reproduktivt aktive dyr blant de 29 hunnene og 25 hannene (**tabell 7.2**), men fire av hunnene og én av hannene var noe tyngre (>25g) og kan ha vært aktive tidligere ei sesongen. Den ene gråsidemusa var en forholdsvis liten inaktiv hunn.

Lund: Det ble fanget 12 skogmus og sju klatremus, samt én spissmus høsten 2007 (**tabell 7.1**). Dette indikerer en klar oppgang av smågnagerbestanden i dette området sammenliknet med nivået de siste 8 årene (**figur 7.1**). Alle skogmusene (fire hunner og åtte hanner) ble klassifisert som reproduktivt inaktive, bortsett fra en av hunnene (**tabell 7.2**), men to av hunnene veide minst 25g, noe som tilsier at de kan ha vært aktive tidligere i sesongen. Alle klatremusene (en hann og seks hunner) ble klassifisert som reproduktivt inaktive (**tabell 7.2**), men tre av hunnene veide mer enn 26g og kan dermed ha vært aktive tidligere i sesongen.

Finse: Våren 2007 ble det fanget to lemen, én markmus og én spissmus i fangstfeltene, mens det om høsten ble fanget én lemen, to fjellrotter og fem vanlig spissmus (**tabell 7.1**). I forhold til fangstinnsatsen representerer dette nær en bestandsbunn for smågnagerne, omtrent som i 2006 (**figur 7.1**). Smågnagerne fanget om våren var alle reproduktivt aktive, henholdsvis en gravid lemen hunn (kullstørrelse 7) og to modne hanner (lemen og markmus). Også gnagerne fanget om høsten var reproduktivt aktive, både en fjellrotte og lemen hann og en gravid fjellrotte hunn (kullstørrelse 5).

7.3 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). 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 7.1**). Fangstene viser også nokså regelmessige bestandssvingninger i Børgefjell siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001, 2004 og 2007 (**figur 7.1, tabell 7.3**). I Åmotsdalen var det en ekstremt stor bestandstopp høsten 2007, mens tidligere topper har vært nokså små (**figur 7.1**). Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatnområdet og Børgefjell ligger på henholdsvis 9,1 og 3,8, med en varianskoeffisient (CV) >1, noe som tilsier en veksling 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 ≤ 2 , med en varianskoeffisient ≤ 1 .

Tabell 7.3 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

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 og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell), såvel som for lemen (der vi har tilstrekkelig informasjon), viser snarere motsatt mønster (**tabell 7.3**), ved at Møsvatn hadde sine to siste topper (2002, 2005) ett år etter toppene 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 1998-2007 (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 (3 mil fra Dividalen) i 2001/02 og 2005. 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 (in litt.) tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002. 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 fangs-

tene 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.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001, 2004 og 2007 (**figur 7.1, tabell 7.3**). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad upubl.). Fangster av smågnagere i årene 1996-2005 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogndalen 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 Ogndalen 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 samvariere, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med topper i 1988, 1994, 1998, 2001 og 2004 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-4 år de siste 10 årene, mens perioden de tidligere årene kan ha vært noe lengre (6 år) og 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 7.1**). 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 juni 2007 viste en betydelig bestandstopp av mus (J.A. Kålås pers.medd.) og fangster i august 2007 vist også en betydelig bestandstopp av lemmen og andre smågnagere (J.O. Gjershaug pers.medd.). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det imidlertid ingen smågnagertopp i 2007 (J.O. Gjershaug, pers. medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det forholdsvis høye gnagerbestander i 2002-2004, bunn i 2005-2006 og igjen en topp i 2007 (V. Selås, pers. medd.). Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnagertopper 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.). Mens 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 7.1**). 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 lemmen. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende størrelse eller variasjon i bestandsnivå som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppen i 1998, 2001

og 2004/2005 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 7.1, tabell 7.3**). 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 bunn i 2006 (E. Østbye, pers. medd.). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene 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 smågnageropper, i hovedsak på grunn av klimaendringer (jf Ims et al. 2008, Kausrud et al. in prep.).

I de lavereliggende og sørlige overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smågnagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuasjoner (**figur 7.1**). 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. 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). Et liknende bestandsmønster som i Lund er også vist for gnagere i Ås-området, der klatremus viser forholdsvis stabil bestand, mens skogmus viser svært uregelmessige bestandsfluktuasjoner (G. Sonerud, pers. medd.). 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 stabile eller uregelmessige bestandssvingninger 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.

Mer stabile eller ganske uregelmessige 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.

8 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. Begge disse artene er oppført som nær truet (NT) på 'Norsk Rødliste 2006' (Kålås et al. 2006).

8.1 Metoder

I 2007 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 Gutulia var 2007 første året med innsamling av kongeørndata fra Gutulia i regi av TOV. Dette arbeidet gjennomføres av Carl Knoff og Per Nøkleby. Disse har også villig stilt til rådighet informasjon fra aktuelle territorier for dette området fra perioden 1997-2006.

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. An-

tall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten.

8.2 Resultater

Børgefjell

I 2007 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 11 av de 13 territorier vi overvåker i Børgefjell. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 5 av territoriene og 4 av disse produserte til sammen 5 unger. I 2007 ble det observert jaktfalk i 6 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i alle disse 6 territoriene og de produserte til sammen 12 unger.

Åmotsdalen

I 2007 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 14 av de 15 kongeørnterritorier som nå inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 5 av territoriene, og 2 av disse produserte 1 unge hver. Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnunger i 8-års perioden 1995-2002. I perioden 2003-2006 ble det imidlertid målt relativt god produksjon for kongeørn i dette TOV-området. I 2007 ble det observert jaktfalk ved 5 av de 11 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 4 av disse territoriene og de produserte til sammen 10 unger.

Gutulia

I 2007 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved alle de 12 kongeørnterritorier som fra 2007 er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i bare ett av disse territoriene, og her ble det produsert 2 unger. For dette området gir opplysninger stilt til rådighet av Carl Knoff og Per Nøkleby informasjon om produksjon for de fleste av de aktuelle territoriene tilbake til 1997 (**figur 8.1**). Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Gutulia hatt noe bedre produksjonsresultat i perioden 1997-2007 enn Solhomfjell og Åmotsdalen, men klart dårligere produksjon enn Lund, Møsvatn og Børgefjell. Sammenlignet med de øvrige områdene kongeørn overvåkes i har produksjonen vært lav i dette området i den siste 3-års perioden.

Møsvatn

I 2007 ble det registrert aktivitet (observert voksne fugler og/eller bygging/pynting av reir) av kongeørn ved 9 av de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 4 av disse territoriene, og 3 av disse produserte 1 unge hver. For jaktfalk ble det i 2007 observert voksne fugler i 8 av de 11 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 3 av territoriene, og 2 av disse produserte til sammen 4 unger. I 2006 ble det produsert 16 unger her, noe som var det beste produksjonsresultatet for dette området siden overvåkingen startet i 1991.

Lund

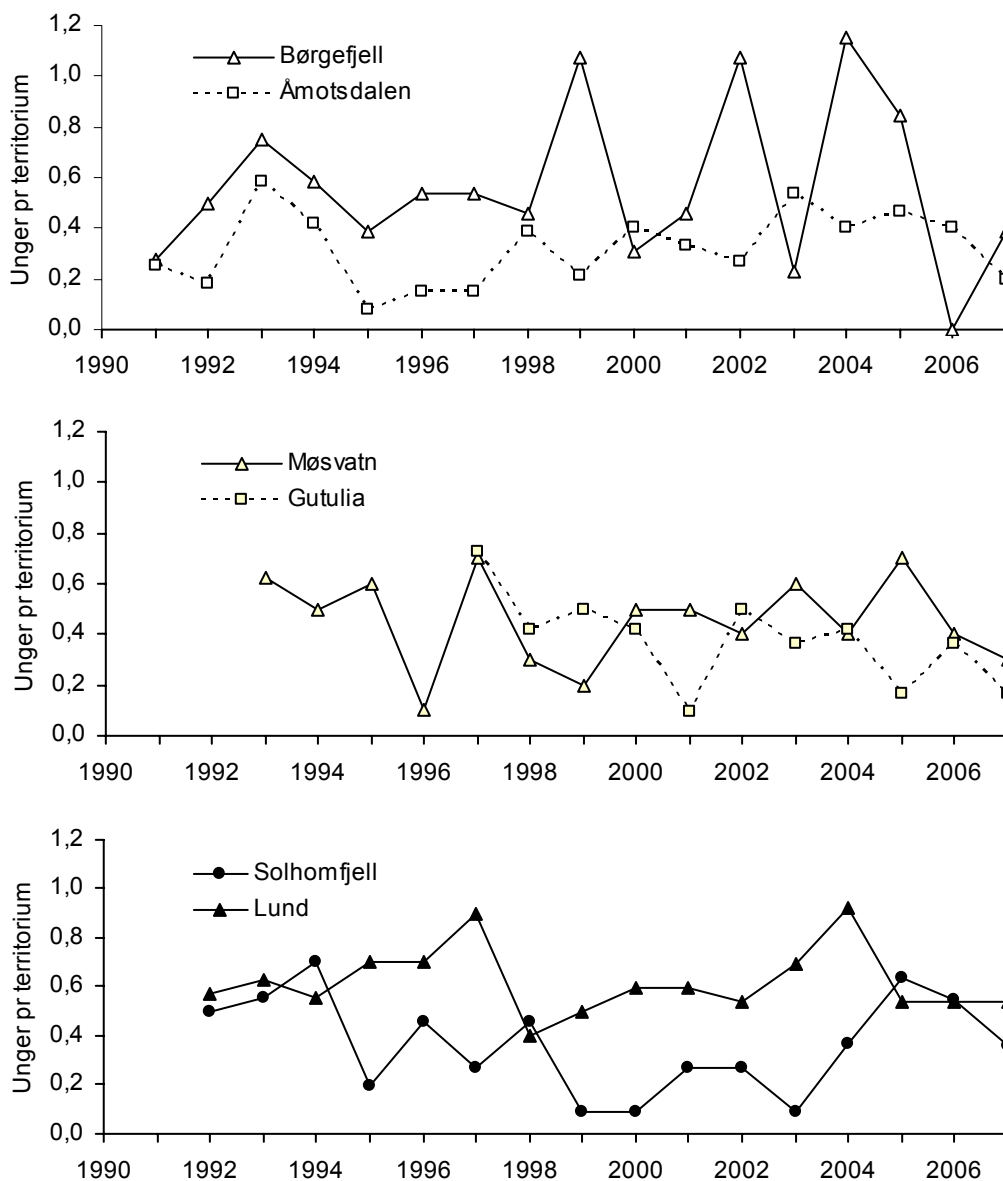
I Lund-området ble det i 2007 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som fra 2007 inkluderes i dette området. Det var tegn på egglegging/ruging i 8 av territoriene. Totalt ble det produsert 7 unger fra 6 av disse territoriene.

Solhomfjell

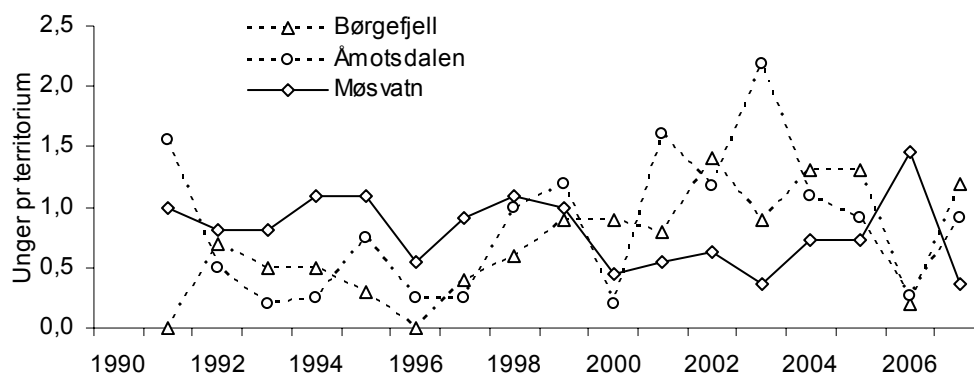
I 2007 ble det registrert aktivitet av kongeørn i alle de 11 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 5 av territoriene. Hekkingen ble avbrutt i rugefasen for 2 av disse. De øvrige 3 territoriene produserte til samme 4 unger. Vi har nå hatt en 4-års periode (2004-2007) med relativt god ungeproduksjon i dette området (gjennomsnitt 0,48 unger pr territorium) sammenlignet med den forutgående femårsperiode (1999 - 2003) da årlig gjennomsnittlig ungeproduksjon var meget lav (0,16 unger pr territorium).

8.3 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 (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger. Sett i forhold til perioden 1993-2006, var det i 2007 middels til lav produksjon for kongeørn i alle de 6 områdene med slik overvåking. Tidsserien for kongeørn (1993-07) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt $0,62 \pm 0,14$ (sd)), etterfulgt av Børgefjell ($0,59$ unger pr territorium, $\pm 0,33$ (sd)), Møsvatn ($0,46 \pm 0,18$ (sd)), Gutulia (1997-2007, $0,38 \pm 0,18$ (sd)), Solhomfjell ($0,36 \pm 0,20$ (sd)) og Åmotsdalområdet ($0,33 \pm 0,15$ (sd)) (**figur 8.1**). I 2007 hadde relativt sett Solhomfjell best produksjon ($0,36$ unger pr territorium), etterfulgt av Lund ($0,54$ unger pr territorium), Møsvatn ($0,30$ unger pr territorium), Åmotsdalområdet ($0,20$ unger pr territorium), Børgefjell ($0,38$ unger pr territorium) og Gutulia ($0,17$ unger pr territorium).



Figur 8.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2007. - 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 8.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2007. - Chick production for gyrfalcon in the monitoring areas.

For tidsseriene vi nå har tilgjengelig ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det var imidlertid lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i 5-års perioden 1999 – 2003 (**figur 8.1**). En ekstra feltinnsats i dette området i 2004-2007 viser imidlertid at det har vært relativt god produksjon her i den siste 4-års perioden. Det har vært relativt dårlig produksjon i Gutulia siste 3-års periode. Vi har ikke noe grunnlag for å spekulere omkring årsaker til dette, men ser med interesse fram til data fra dette området for kommende år.

For jaktfalk var det i 2007 meget god produksjonen av unger i Børgefjell (1,20 unger pr territorium), og god produksjon i Åmotsdalsområdet (0,84 unger pr territorium), mens det var ganske lav produksjon i Møsvatn (0,36 unger pr territorium) (**figur 8.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-07 (**figur 8.2**). Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,84 unger pr territorium, $\pm 0,59$ (sd)). Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene i perioden 1991-2007 viser relativt lik produksjon, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalsområdet etterfulgt av Møsvatn (gjennomsnitt 0,80 $\pm 0,30$ (sd)) og Børgefjell (0,70 $\pm 0,44$ (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 et viktig byttedyr for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomster av lirype er også en klar indikasjon på gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Dette venter 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 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn i de 3 øvrige områdene der arten overvåkes. 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.

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2007 gir forventninger om begrenset ungeproduksjon i 2008 for både kongeørn og jaktfalk i flere av TOV-områdene. Imidlertid så bestandene av hønsefugl og smågnagere ut til å være gode eller i vekst i Børgefjell og Åmotsdalsområdet i 2007, noe som gjør at vi kan forvente god produksjon for rovfugl i disse områdene i 2008.

9 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype *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 såvel 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 mer enn 500 000 liryper 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 kadmium i såvel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye bly-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003).

9.1 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 bestandstakseres, 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 = oppdagbarhetkoeffisient. 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).

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 jaktfalk samt for vurderinger av bestandsendringer for småfugl. Takseringsfeltene er lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype og ikke for å representere lirypetetthetene i et område. De data vi her presenterer, er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil kvaliteten 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 2007 (linje IV og V), da

Statskog har revidert sitt nettverk for rypetakseringer i Troms. Det ble i 2007 taksert totalt 18,0 km med en stripebredde på 100 m (1,80 km²). Linje I ble taksert 17 august, linje II 18 august og linje III 19 august. Vittringsforholdene varierte fra relativt gode ved taksering av linje II til relativt dårlige for linje I og III. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger og Fiskeforening. Det må for 2008 vurderes om linjene i Høgskaret kan erstattes av andre linjer som fra 2008 skal inkluderes i Statskog sitt reviderte takseringsnettverk for lirype.

Børgefjell

Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 31,5 km med en stripebredde på 100 m (3,15 km²). Linje I ble taksert 23 august, linje II 25 august og linje III 24 august. Det var greie forhold ved takseringene. Takseringen ble utført i regi av Statskog Fjelltjenesten og feltarbeid ble utført av Per Lorentzen og Øyvind Spjøtvoll.

Statskog Nordland samler inn vingepøver 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 fjellrype 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 19 august, linje II 18 august, linje III 11 august og linje IV 9 august. Takseringene ble utført av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa. Vittringsforholdene 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. Vittringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Møsvatn

Som for tidligere år er takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten 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. Vittringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2007 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 (2,20 km²). Linje I ble taksert 21 august, linje II 22 august og linje III 29 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerup. Vittringsforholdene 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 Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15 % av totalmaterialet. 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.

9.2 Resultater

Dividalen

I 2007 ble det for de 3 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på totalt 43 ryper/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 2007 med tidligere år, får vi en beregnet tetthet for Dividalen 2007 på 30 ryper/km². Dette gir en liten reduksjon i tetthet av liryper i Dividalen 2007 sett i forhold til året før (**figur 9.1**). Også beregnet kyllingproduksjon for Havgavuobmi var relativt lav i 2007 (2,8 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte relativt lav tetthet av lirype i 2007 (19 ryper/km²), men det var en klar økning fra 2005 og 2006 da registrert tetthet var blant de laveste observert i dette området for hele perioden 1990-2007. Beregnet kyllingproduksjon var imidlertid høy i 2007 (5,0 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Statskog Nordland sin innsamling av vingepøver fra rype viste også svært god produksjon i 2007 med 6,8 kyllinger pr 2 voksne liryper. For fjellrype var det 6,0 kyllinger pr 2 voksne fugler men dette er et meget usikkert estimat pga få innkomne fjellrypevinger. Totalt antall mottatte vingepøver var for lirype betydelig høyere enn i 2005 og 2006, mens det ble innsamlet få fjellrypevinger (for 2007/08 sesongen henholdsvis 303 liryper og 12 fjellryper).

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 60 liryper/km². Dette er den høyeste tettheten vi har registrert i dette området i perioden 1991-2007 (**figur 9.1**). Det var toppnotering for tetthet både for voksenfugler og for kyllinger. Andel ungfugler var høy med hele 5,4 kyllinger pr to voksne liryper, noe som indikerer at det var svært god ungeproduksjon i dette området i 2007.

Gutulia

I 2007 observerte vi i Gutulia bare 2 voksne liryper innenfor det 100 m brede beltet langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet (0,8 ryper/km²). Utenfor dette beltet ble det observert til sammen 10 voksne liryper og 12 kyllinger. Dette indikerer at bestanden av lirype var svært lav og at det også var relativt dårlig produksjon av kyllinger i dette området i 2007 (**tabell 9.1**).

Møsvatn

Takseringene i Møsvatn indikerer en lav rypebestand for dette området i 2007 (12 ryper/km²) og en nedgang i lirypebestanden fra 2006. Vi har for øvrig registrert relativt lave bestandsnivå for lirype i dette området helt siden en tydelig bestandstopp i 1992 og 1993 (**figur 9.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært meget lav i dette området i 2007 (0,9 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Lund

Våre takseringer for Lund-området indikerer en høy høstbestand av lirype i dette området i 2007 (51 ryper/km²) (**figur 9.1**). Produksjonen av ungfugl ser også ut til å ha vært meget god i dette området i 2007 (7,5 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

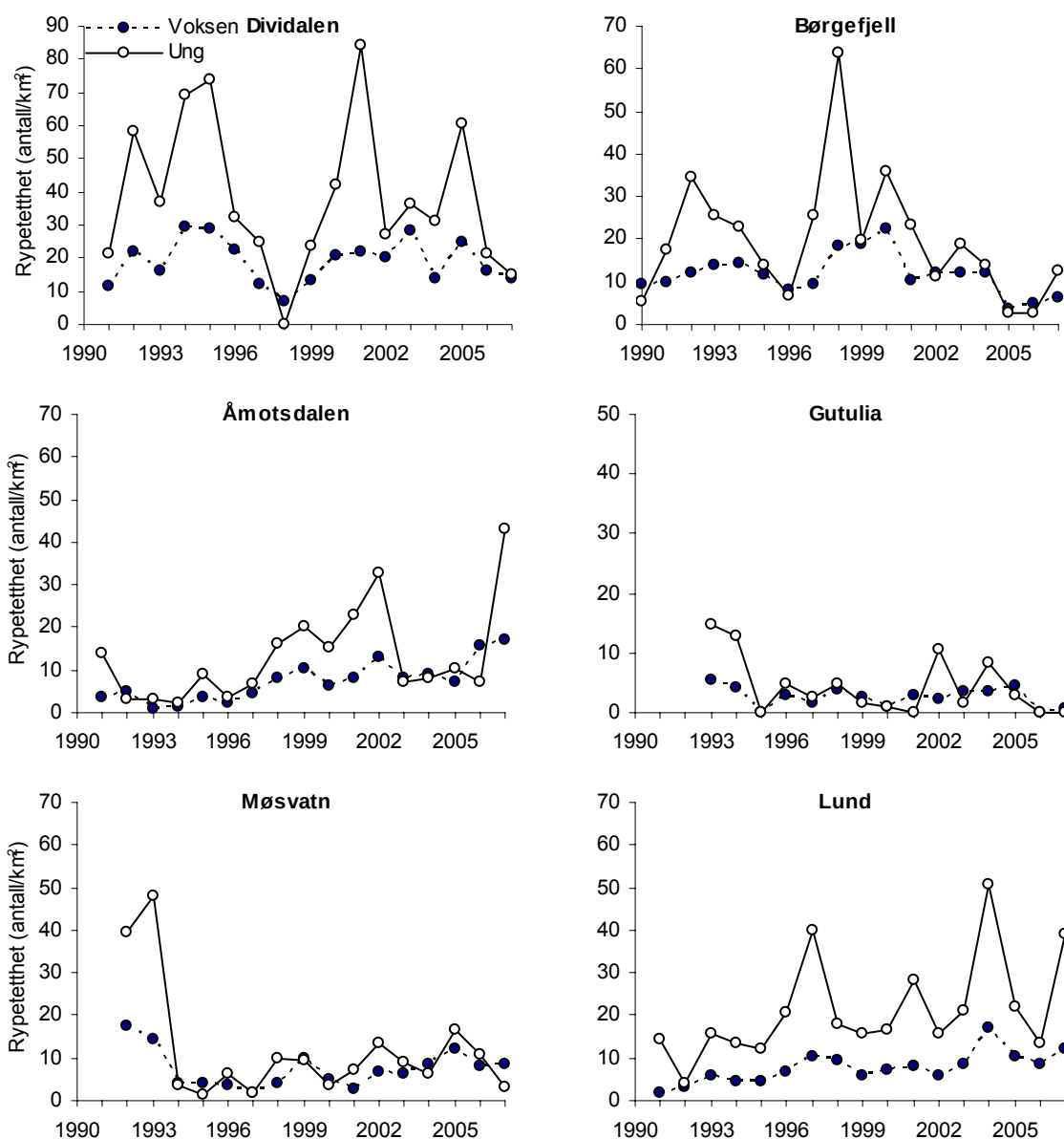
Solhomfjell

Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jakt sesongen 2007/08 ble felt 80 orrfugl, 13 harer og 3 liryper på de totalt 354 jaktdager det er mottatt jaktstatistikk fra (118 jaktkort). Fellingsindeksen for orrfugl blir da 22,6 felte fugl pr 100 jaktdag. Dette er på samme høye nivå som i 2006, og indikerer at vi nå er inne i en periode med bestandstopp for orrfugl i dette området (**figur 9.2**). Det ble solgt til sammen 30 sesongkort, 17 ukekort og 400 døgkort for jakt i dette området i 2007. Dette betyr at godt under

halvparten av jegerne som jaktet i området har rapportert hvilke jaktutbytte de fikk i 2007, noe som er lavere enn for de fleste tidligere år vi har informasjon fra. Vi vil likevel anta at vår utbyttestatistikk for 2007 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 rapporterer.

9.3 Diskusjon

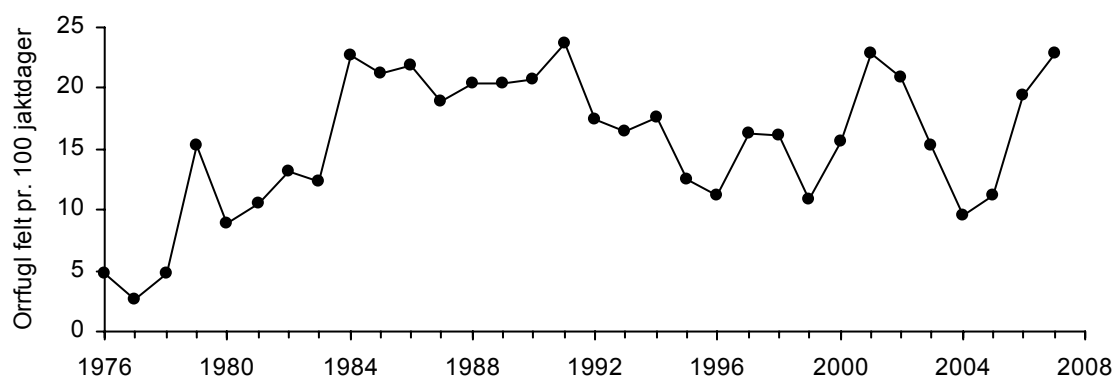
Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels eller relativt lave bestander i Gutulia, Møsvatn og Dividalen i 2007 (**figur 9.1**), mens bestandene var i vekst i Børgefjell og gode i Åmotsdalen og Lund. Jaktstatistikken fra Solhomfjell antyder at vi nå er inne i en periode med relativt god bestand for orrfugl i dette området. For perioden 1991-2007



Figur 9.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2007. – Estimated densities of willow grouse in the monitoring areas. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.

Tabell 9.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2007. () 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 2007.

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	3	2			4		0,25
Linje II	10	9	5	1	42		1,25
Linje III	6	5		1	9		0,30
Linje IV	-	-	-		-		-
Linje V	-	-	-		-		-
Totalt	19	16	5	2	55	2,8	1,80
Børgefjell							
Linje I	3	2	2		13		1,35
Linje II	3	2			2		0,85
Linje III	1	5			30		0,95
Totalt	7	9	2		45	5,0	3,15
Åmotsdalen							
Linje I	6	3	16	3	18		0,80
Linje II	2	2			11		0,90
Linje III	2	4	6		78		1,20
Linje IV	16	10	3		81		1,05
Totalt	26	19	25	3	188	5,4	3,95
Gutulia							
Linje I	0	0			0		1,20
Linje II	2	3	2		12		0,90
Linje III	5	0			0		1,20
Totalt	7	3	2		12	(2,0)	3,30
Møsvatn							
Linje I	3	3	2		5		0,95
Linje II	7	2	2		5		1,05
Linje III	6	4	1		3		1,00
Totalt	16	9	5		13	0,9	3,00
Lund							
Linje I	2	2	0		16		0,45
Linje II	8	7	1		68		1,00
Linje III	3	3	0		14		0,75
Totalt	7	7	3		98	7,5	2,20



Figur 9.2 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.

indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000 og 2003. 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 1993-07, men med litt høyere bestander i 1993-94, 2002 og 2004. For Møsvatn-Austfjell har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-07 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002 og 2005. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2006, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004 og 2007. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirykas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirykas hekkeområder 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 jaktdag) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 20-24 felte fugl pr 100 jaktdag) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2007 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 jaktdag). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02 og nå i 2006-07 (**figur 9.2**). 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 bestandsfluktuationene for lirype (**figur 9.1**). 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 ett og samme område (Dividalen og Børgefell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km²; Gutulia, Møsvatn-Austfjell 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 ± 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.

10 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.

10.1 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 punkter 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 felpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av felpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2007 ble det byttet felpersonell for 5 av rutene i Åmotsdalen og 1 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. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991a) samt senere utarbeidede instruksjer (Kålås upubl.).

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

Her gir vi en kort presentasjon av 2007-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2006. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2007 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 svart-hvit 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.

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. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi median dato for 'første'-kull. 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).

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996 – 2007 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2007

Dividalen De 200 punktene ble taksert i perioden 16-20 juni. Takseringene ble utført av K.-O. Jacobsen og S.Ø. Nilsen.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 14-17 juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen og Ø. Spjøtvoll.

Åmotsdalen De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 13-18 juni av K.A. Solbakken og P.S. Ranke. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (29 mai, 3, 8, 17, 23 og 30 juni og 9 juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2007 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 8 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (25 mai, 1, 8, 14, 22, 29 juni og 6 og 11 juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 16-26 juni av E. Edvardsen og Ø. Johannesen.

Lund De 200 punktene ble taksert i perioden 21 mai til 2 juni av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, O. Steinberg og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av B. Skjærpe (21 og 28 mai og 4, 12, 18, 25 juni og 3 juli).

Solhomfjell De 200 punktene ble taksert av E. Edvardsen og F. Haga i perioden 30 mai til 10 juni. Fuglekassene ble kontrollert 9 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (12, 20 og 27 mai, 3, 9, 16, 25 og 30 juni og 7 juli).

10.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 1005 observerte spurvefugler fordelt på 28 arter (**tabell 10.1**). 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 heipiplerke og finkeartene bjørkefink og gråsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 774 individ noe som litt lavere enn i 2006, men over median antall observasjoner for perioden 1993-2006 (**figur 10.1**).

Børgefjell

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Børgefjell i 2007 resulterte i 1192 observerte spurvefugler fordelt på 26 arter (**tabell 10.2**). Dette er et litt høyere antall observasjoner enn det som ble gjort i 2006. For de vanligste artene var det særlig en økning i antall observasjoner av finkeartene bjørkefink og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 885 individ i 2007. Dette er omtrent tilsvarende som for 2006 og litt under median antall observert i perioden 1990-2006 (**figur 10.1**).

Åmotsdalen

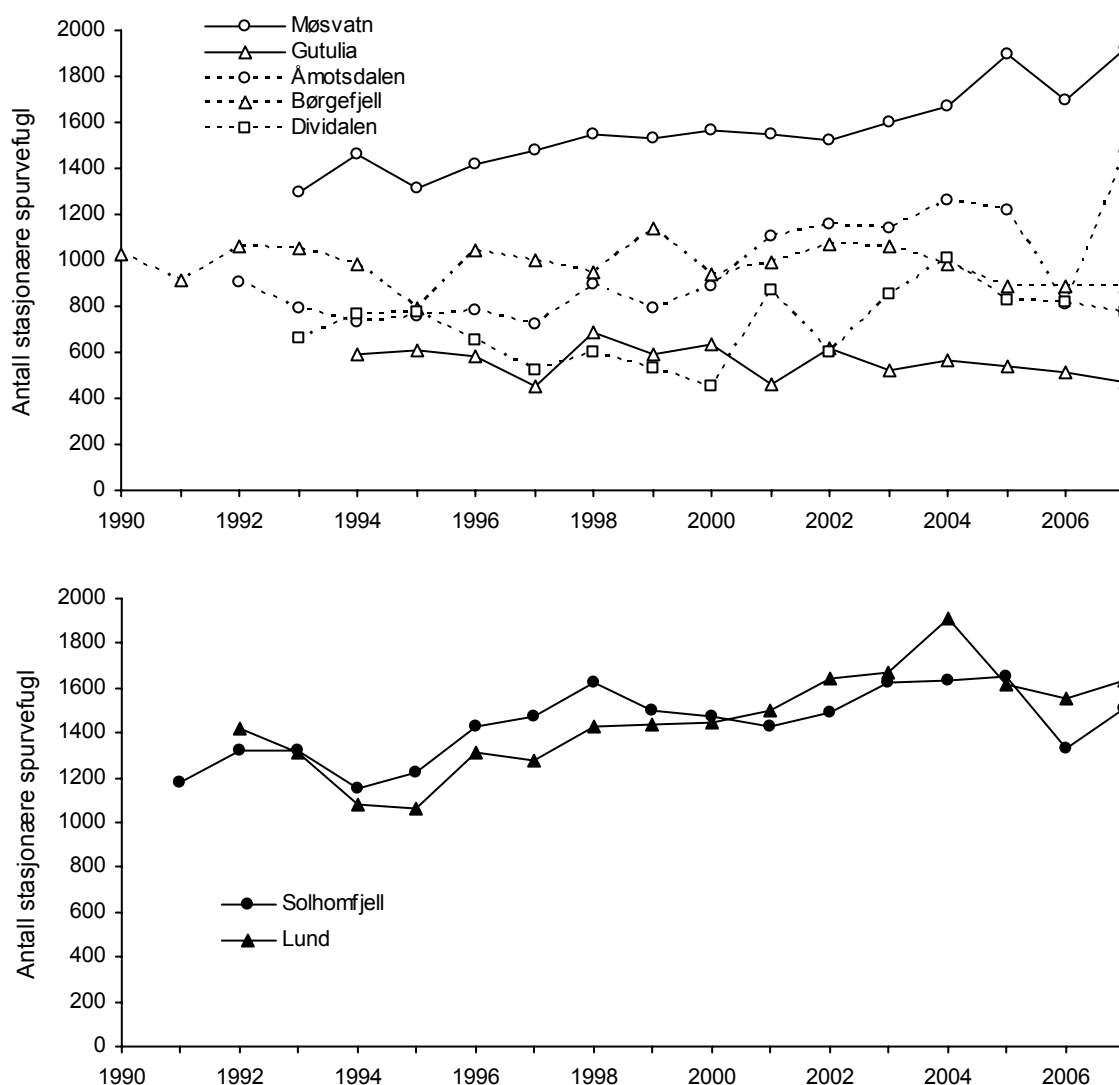
Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1884 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 10.3**). Dette er en sterk økning fra 2006 og også klart høyere enn det som ble registrert i perioden 2001 - 2005 da det også ble gjort mange registreringer av spurvefugl i dette området. Økningen fra 2006 gjelder alle de vanligst registrerte artene, men er i antall særlig framtreddende for løvsanger, heipiplerke og ringtrost, samt for finkeartene bjørkefink, gråsisik og grønnsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1466 individ i 2007, noe som er det høyeste som er registrert i perioden 1992-2007 og ca 15 % over tidligere høyeste observasjon som var i 2004 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2007 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 33 av de 50 fuglekassene. For 29 av disse ble egglegging fullført i perioden 30 mai -11 juni (median eggleggingsdato for disse var 6 juni). Kullstørrelsen for de 20 kullene som var lagt før 12 juni var i gjennomsnitt 6,38 egg (**tabell 10.8**). Ett av disse 29 reira ble prederet/skydd i rugeperioden. Det ble klekt fram unger fra 91 % av eggene, og 98 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 6 av kassene. Ett av disse kullene ble lagt meget sent på året og for ett reir ble egglegging ikke fullført. De øvrige 4 kjøttmeiskullene ble lagt i perioden 14-24 mai og de produserte til sammen 26 flyvedyktige unger.

Gutulia

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 812 observerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 10.4**). Dette er et litt høyere antall enn for 2006, og det var særlig økning for finkeartene grønnsisik, gråsisik og korsnebb. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 473 individ i 2007, noe som er litt lavere enn for 2006. Dette tallet ligger også klart under medianverdien for perioden 1994-2006 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Gutulia var det i 2007 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 6 av kassene. For fem av disse ble siste egg lagt i tidsrommet 1-15 juni (median eggleggingsdato var 7 juni). Kullstørrelsen for disse 5 kullene var i gjennomsnitt 6,00 egg (**tabell 10.8**). Ett av disse reirene ble forlatt sent i ungeperioden. For de 5 reirene med vellykket klekking ble bare 67 % av eggene klekt, men for de 4 reirene med produksjon nådde alle ungene en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 1 av kassene. Dette kullet ble fullagt med 9 egg 1 juni. Fem unger ble klekt fram, men alle døde.



Figur 10.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2007, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, 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 1990-2007. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution.

Tabell 10.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2007. – Observed passerine birds at the 200 census points in Dividalen. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind
Løvsanger	146	328
Bjørkefink	102	162
Heipiplerke	69	98
Rødvingetrost	58	69
Rødstjert	51	63
Gråsisik	52	63
Gråtrost	38	51
Måltrost	29	33
Trepiplerke	16	18
Blåstrupe	15	16
Kråke	13	15
Jernspurv	11	12
Svarthvit fluesnapper	8	10
Sivspurv	9	9
Granmeis	8	8
Kjøttmeis	7	7
Steinskvett	7	7
Lappspurv	6	7
Rødstrupe	6	6
Korsnebb	1	6
Ringtrost	3	4
Ravn	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Gulerle	3	3
Nøtteskrike	1	1
Sidensvans	1	1
Møller	1	1
Lappsanger	1	1
Sum	200	1005

Tabell 10.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2007. – Observed passerine birds at 200 census points in Børgefjell. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	173	520
Bjørkefink	123	200
Gråsisik	61	92
Rødvingetrost	74	86
Heipiplerke	59	75
Gråtrost	24	32
Sivspurv	29	31
Blåstrupe	29	30
Steinskvett	21	26
Rødstjert	20	20
Ringtrost	14	16
Måltrost	14	15
Grønnsisik	7	9
Jernspurv	7	7
Grankorsnebb	2	6
Kråke	5	5
Gulerle	4	5
Lappspurv	4	4
Granmeis	2	3
Fossekall	2	2
Munk	2	2
Svarthvit fluesnapper	2	2
Ravn	1	1
Lavskrike	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Dompap	1	1
Sum	200	1192

Møsvatn

Bestandsobservåking. Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 2192 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 10.5**). Dette er klart høyere enn for 2006 og det høyeste antall registrert i perioden 1993-2007. Vi har her ikke tatt med observasjon av en stærflokk på 25 individ. Det var en økning fra 2006 for de fleste av de mest vanlig forekommende artene. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1923 individ i 2007. Også dette er det høyeste antall registrert i dette området for hele perioden 1993-2007 (**figur 10.1**).

Lund

Bestandsobservåking. Punkttakseringene i Lund i 2007 resulterte i 1652 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 10.6**). Dette er omtrent samme antall observasjoner som i 2006. For enkeltarter var det en del endringer med økning for noen arter (eks. løvsanger, gjerdesmett og måltrost) og reduksjon for andre arter (eks. gråsisik og rødstrupe). For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt registrert 1630 individ i 2007. Dette er litt flere enn for 2006, og er klart over median antall observasjoner gjort i dette området i perioden 1992-06 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservåking. I Lund var det i 2007 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 18, kjøttmeis i 11 og blåmeis i 2 av de 50 fuglekassene. Det var et godt produksjonsår for disse artene også i 2007. Fjorten av fluesnapperkullene ble ferdiglagt i perioden 15 - 28 mai (median eggleggingsdato 26 mai). Kullstørrelsen for disse var i gjennomsnitt 6,43 egg (**tabell 10.8**). Det

Tabell 10.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2007. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	152	691
Bjørkefink	115	218
Heipiplerke	84	174
Gråsisik	70	120
Steinskvet	54	95
Grønnsisik	46	77
Ringtrost	58	72
Sivspurv	43	55
Gråtrost	39	54
Trepiplerke	44	51
Rødvingetrost	41	43
Bokfink	30	36
Blåstrupe	25	27
Rødstjert	19	20
Måltrost	17	18
Svarthvit fluesnapper	11	16
Ravn	13	15
Kjøttmeis	11	15
Granmeis	10	13
Gjerdsmett	12	13
Jernspurv	12	12
Kråke	9	11
Munk	5	5
Linerle	5	5
Gulsanger	4	4
Gråfluesnapper	4	4
Blåmeis	2	3
Rødstrupe	3	3
Gransanger	3	3
Bergirisk	2	3
Snøspurv	2	2
Tårnseiler	1	2
Stjertmeis	1	2
Fossekall	1	1
Svarttrost	1	1
Sum	200	1884

Tabell 10.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2007. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	84	128
Bjørkefink	82	100
Grankorsnebb	33	99
Gråsisik	44	91
Rødstjert	76	82
Grønnsisik	43	49
Heipiplerke	35	43
Steinskvet	28	33
Trepiplerke	29	30
Måltrost	20	20
Bokfink	15	16
Svarthvit fluesnapper	13	14
Rødstrupe	13	13
Duetrost	13	13
Granmeis	11	11
Rødvingetrost	7	9
Gråfluesnapper	9	9
Kråke	8	8
Kjøttmeis	8	8
Fuglekonge	7	7
Gulerle	6	6
Gråtrost	5	5
Sivspurv	5	5
Jernspurv	4	4
Lavskrike	1	2
Ringtrost	2	2
Ravn	1	1
Trekryper	1	1
Fossekall	1	1
Blåstrupe	1	1
Bøksanger	1	1
Sum	200	812

var ingen predasjon og ingen reir ble forlatt verken i rugefasen eller i ungefasen. For disse 14 reirene ble 99 % av eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på > 10 dager. For alle de 11 kjøttmeisreirene var eggleggingen ferdig før 10 mai. Alle disse reirene hadde vellykket produksjon og dette resulterte i 78 flyvedyktige unger. Begge de ti blåmeiskullen var ferdiglagt før 17 mai og produserte til sammen 21 unger.

Solhomfjell

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1630 registrerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 10.7**). Dette er klart flere observasjoner enn i 2006. Dette skyldes særlig betydelig flere observasjoner av bokfink. Det var imidlertid færre observasjoner av finkeartene gråsisik og grønnsisik i 2007 sammenlignet med 2006. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1510 individ i 2007. Dette er klart flere enn i 2006 og også over median antall observert i dette området i perioden 1991-06 (**figur 10.1**).

Tabell 10.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2007. - Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	189	729
Gråtrost	110	234
Heipiplerke	56	170
Bjørkefink	103	169
Rødvingetrost	102	163
Måltrost	92	149
Sivspurv	82	106
Bokfink	53	64
Steinskvett	39	55
Grønnsisik	36	49
Gråsisik	42	49
Kråke	24	36
Svarttrost	29	34
Ringtrost	23	31
Munk	22	25
Blåstrupe	21	22
Rødstrupe	16	21
Gulspurv	14	14
Jernspurv	13	13
Granmeis	9	11
Trepiplerke	10	11
Linerle	7	8
Ravn	4	5
Rødstjert	5	5
Lappspurv	2	4
Gulerle	2	3
Kjøttmeis	2	2
Gulsanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Grankorsnebb	1	2
Fossefall	1	1
Buskskvett	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Taksvale	1	1
Sum	200	2192

Tabell 10.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2007. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	195	666
Bokfink	138	179
Trepiplerke	120	149
Gjerdsmett	77	91
Rødstrupe	63	69
Svarttrost	60	68
Måltrost	59	65
Granmeis	42	49
Jernspurv	40	43
Tornsanger	33	41
Svarthvit fluesnapper	34	39
Rødvingetrost	35	38
Kjøttmeis	35	36
Gråsisik	24	28
Sivspurv	25	27
Grønnsisik	15	17
Rødstjert	11	12
Munk	9	10
Steinskvett	3	5
Ringtrost	5	5
Fuglekonge	4	5
Stjertmeis	3	4
Heipiplerke	3	4
Ravn	2	3
Buskskvett	3	3
Duetrost	3	3
Hagesanger	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Kråke	1	2
Blåmeis	2	2
Løvmeis	2	2
Linerle	2	2
Bjørkefink	2	2
Trekryper	1	1
Gulspurv	1	1
Sum	200	1677

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2007 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 20 av de 50 fuglekassene. Kullstørrelsen for de 15 kullene som var ferdiglagd i tidsrommet 17 mai – 2 juni (median eggleggingsdato 28 mai), var i gjennomsnitt 6,53 egg. Ett av kullene ble forlatt/predert i ungefase. For de 15 reirene med vellykket klekking ble 91 % av eggene klekt, og for de 14 reirene med vellykket produksjon nådde 99 % av ungene en alder på >10 dager (tabell 10.8). Det var egglegging av kjøttmeis i 10 av kassene i 2007. Tre av disse var sene/omlagte kull. For 2 av kullene med egglegging før 20 mai ble ikke egglegging fullført. Det ble klekt fram unger i alle de 5 kassene som hadde fullført egglegging før 20 mai. Disse 5 reirene produserte alle flyvedyktige unger (totalt minimum 29 unger).

Tabell 10.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2007.
– Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	168	352
Trepiplerke	165	311
Bokfink	178	310
Rødstjert	67	82
Grønnsisik	37	54
Tornsanger	43	53
Rødstrupe	45	49
Svarthvit fluesnapper	42	49
Svarttrost	42	46
Korsnebb sp.	14	44
Toppmeis	29	34
Grønmeis	23	33
Kjøttmeis	21	24
Buskskvett	23	24
Sivspurv	20	24
Gråsisik	16	22
Gråfluesnapper	12	20
Måltrost	15	17
Kråke	10	11
Duetrost	10	11
Tornskate	10	11
Munk	7	7
Hagesanger	7	7
Fuglekonge	7	7
Svartmeis	2	6
Trekryper	5	6
Ringtrost	4	4
Jernspurv	4	4
Linerle	3	3
Gjerdesmett	2	2
Spettmeis	1	1
Steinskvett	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1630

10.3 Diskusjon

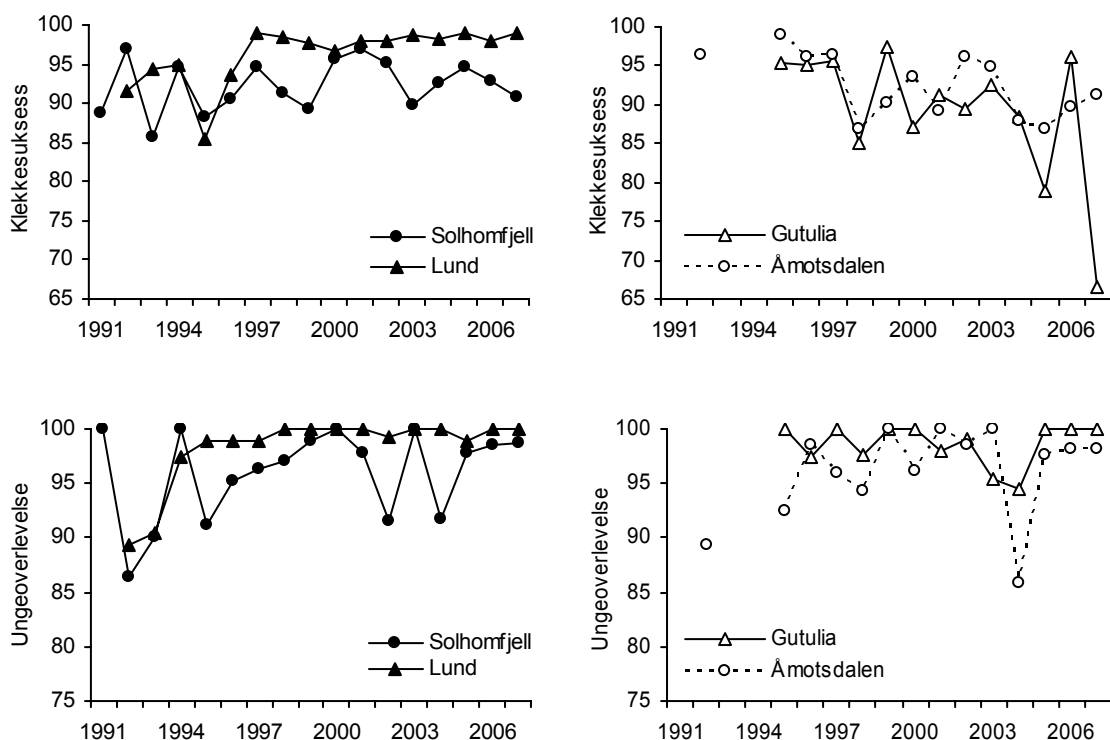
Observasjoner av de 'stasjonære' spurvefugl-artene var lavere i 2007 enn i 2006 for Dividalen og Gutulia, den var tilsvarende som 2006 for Børgefjell, mens det var klar økning fra 2006 for Solhomfjell, Lund, Møsvatn og Åmotsdalen. Det var bare for Gutulia og Dividalen at antall observasjoner av disse artene var litt lavere enn median antall observert for perioden 1991/94-06 (**figur 10.1**). Våre tidsserier med observasjoner av bestandsstørrelser for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. For artene med mest typisk invasjonsartet opptreden ble det i 2007 registrert klare økninger og til dels høye bestander av bjørkefink, gråsisik og grønnsisik i TOV-områdene som ligger i sentrale deler av Norge (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen og Børgefjell), mens det var nedgang i sør (Lund og Solhomfjell) og i nord (Dividalen). Det ble registrert økning i bestander av målerlarver i Åmotsdalen og Møsvatn i 2007, noe som kan bidra til å forklare de relative høye bestandene av spurvefugl registrert i disse to områdene i 2007.

For svarthvit fluesnapper var det i 2007 godt tilslag i kassene i Åmotsdalen og Solhomfjell. For Lund og særlig for Gutulia var det imidlertid relativt få fluesnappere i kassene i 2007. For de parene som brukte kassene målte vi relativt god produksjon i alle områdene unntatt Gutulia. Det lave produksjonsresultatet for reirene i Gutulia var forårsaket av meget lav klekkesuksess i 2007 (67 %). Dette 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 uklekkte 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 10.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere (≤ 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 (≥ 92 %) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 10.2**). 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 1998-2007, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

Tabell 10.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2007. 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. Tallet 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, 2007. 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	6,38	0,78	(29)	91	(185)	98	(162)
Gutulia	6,00	0,71	(5)	67	(30)	100	(15)
Lund	6,43	0,65	(14)	99	(90)	100	(89)
Solhomfjell	6,53	1,06	(15)	91	(98)	98	(83)

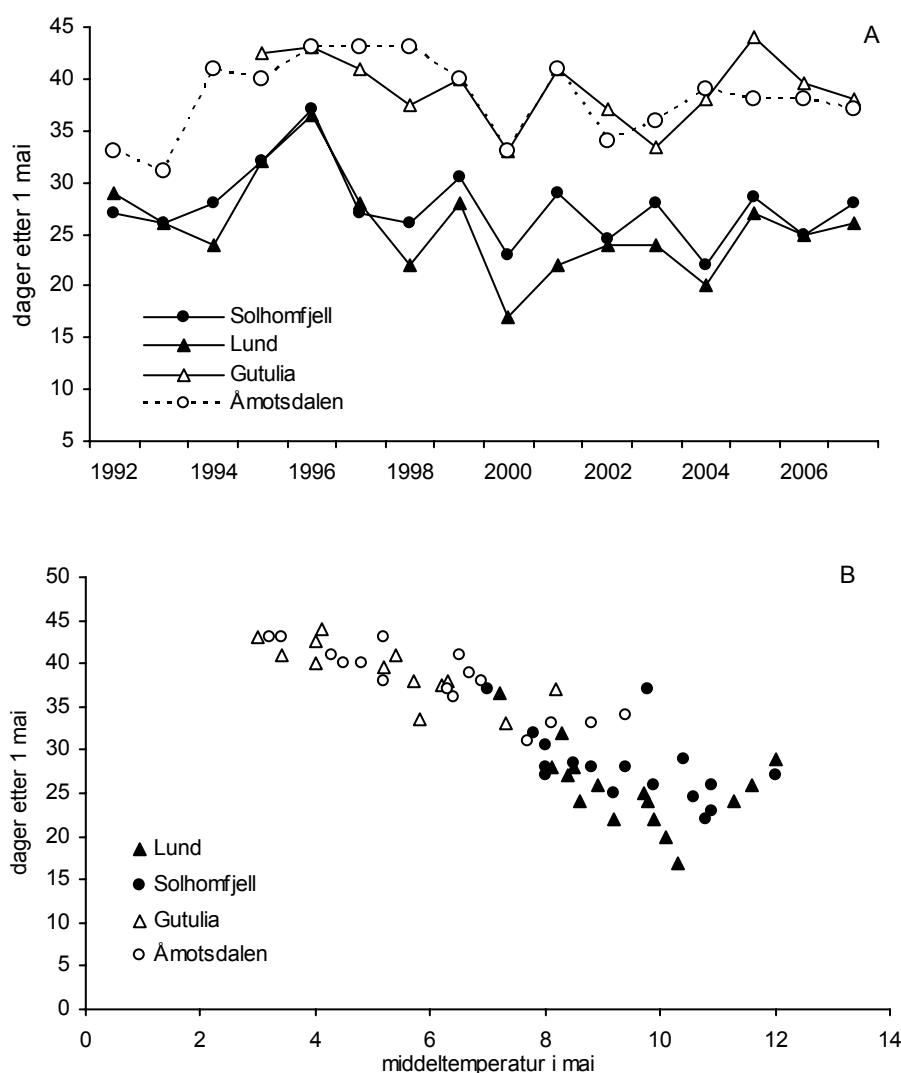


Figur 10.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1990-2007. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en 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.

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.

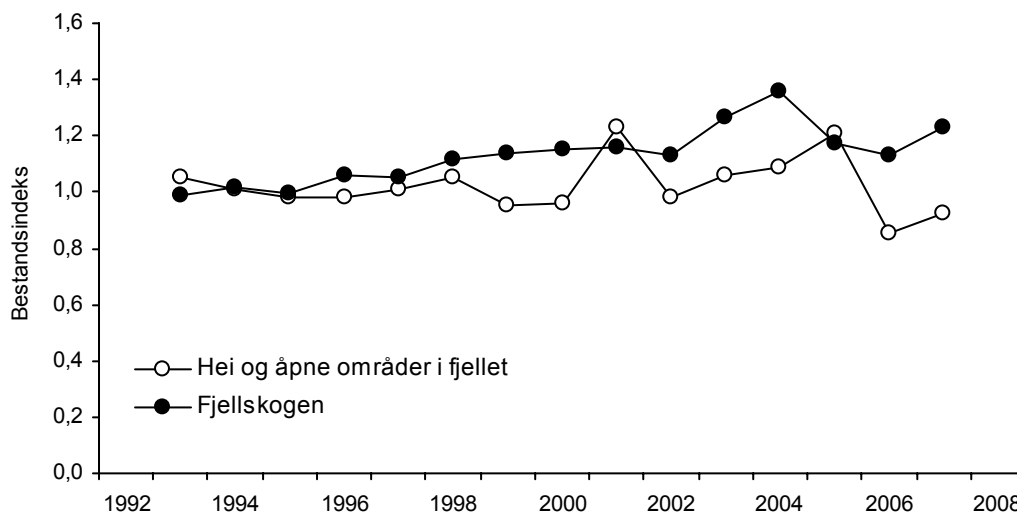
Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2007 (**figur 10.3a**), og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og klimaet om våren (mai-temperatur) (**figur 10.3b**). Hvilke effekter tidligere egglegging som 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 høyst 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 særlig i Åmotsdalenområdet som var særlig utsatt for ugunstige klimatiske forhold våren 2005.

I våre fjellområder kan vi, slik klimasituasjonen nå er, forvente hele spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabilit 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. Basert på dette vil vi med den klimautviklingen vi nå ser forvente større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Hva gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke så blir gjenstår å se.

Fugletakseringene i de 5 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 2005). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl og da særlig ved mer gunstige forhold for skogsartene. En bestandsindeks basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områder (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) viser for perioden 1993-2007 en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater ($r_p = 0,80$, $p < 0,001$, $n = 15$), mens det ser



Figur 10.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som preferer åpne naturtyper i fjell. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 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 preferer skog, og spetter; åpne områder: spurvefugl som preferer åpnet naturtyper, og vadefugl), 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 5 TOV-areas situated in mountains.

ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder ($r_p = -0,01$, $p = 0,98$, $n = 15$) (**figur 10.4**). Trenden for økning i mengde fugl i fjellskogen er dermed tydelig til tross for at det ble målt relativt lave bestander av fugl for de inkluderte områdene i 2005 og 2006.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebbler 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 5 inkluderte områdene som her presenteres (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96).

Økningen i antall hekkefugl i fjellskogen er som forvente ved mildere klima og lengre hekkese-song/vekstsosong 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 'vekstsosong') 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.

Det er verdt å legge merke til at det ble registrert et lavere antall fugl med tilknytning til fjellskogen både i 2005 og i 2006 sammenlignet med de forutgående 2 år. Deler av denne nedgangen vil vi anta kan tilskrives de ugunstige værforholdene vi hadde i store deler av våre fjellområder våren 2005 (se avsnitt lenger oppe). I 2005 registrerte vi en reduksjon i antall observerte skogarter, men en økning for antall observasjoner av arter som foretrekker åpne områder langs og over skoggrensa (heipiplerke og steinskvett). Dette tolket vi som en effekt av de ugunstige værforholdene vi hadde i mange områder i 2005 med en sen vår og mye snø i de mellom og høy-alpine områdene i fjellet. Dette medførte trolig at en betydelig andel av bestanden av disse fjellartene oppholdt seg på lavere høydenivå i 2005 enn det som vanlig er, og der hoveddelen av fugletakseringene utføres (Kålås 2006). Bestandsindeksen for hei-artene er derfor trolig litt overestimert i 2005. Vi vurderer det til å ha vært relativt gunstige værforhold for fugleartene i fjellet i 2006 sesongen. Vi forventet derfor en bestandsøkning for spurvefugl i TOV-områdene i 2007 (Kålås 2007), noe som ser ut til å ha slått til for de fleste av TOV-områdene.

Vedlegg 10.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2007, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2007, 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>
		Fossefall	<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>
		Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>
		Dvergspurv	<i>Emberiza pusilla</i>
		Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

11 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl

John Atle Kålås & 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 (Fremstad & 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 2007. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005 og i Øst-Norge i 2006, samt etablering av takseringsruter i regionen Sørlandet (Vestfold, Buskerud, Telemark, Aust-Agder, Vest-Agder) og i Rogaland 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. Dataene 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 2007, 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 (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.

11.1 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 innenfor 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 passer sammen med flest mulige av SSB/Skog og Landskap sine 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 er helt utilgjengelige 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 GIS og digitale kart (bl.a. 1:50 000). 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 - 10. 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 og 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, og i 2006 ble det trukket ut 96 telleruter i regionen Øst-Norge (for fylkesvis fordeling se **tabell 11.1**). Av disse har det ved feltarbeid i perioden 2005-2007 vist seg at 4 av rutene i Midt-Norge og 4 av rutene i Øst-Norge ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av den standard design for utlegging av punkt som vi bruker (se over). For ytterligere 5 av rutene i Midt-Norge og 7 av rutene i Øst-Norge 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 eller værmessige årsaker). 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 11.1**).

I 2007 ble nettverket videreført med uttrekking av telleruter i region Sørlandet samt for fylket Rogaland (inngår i regionen Vestlandet). Av de ca 1000 potensielle tellerutene vi har i Norge ligger 154 i regionen Sørlandet og 30 i Rogaland. Av disse ble 92 ruter tilfeldig trukket ut for inkludering i tellerettverket. Tilgjengeligheten ble vurdert ut fra kart og 14 av rutene ble vurdert som ikke mulig å takseres i sin opprinnelige form på grunn av topografi/vann/sjø. For 1 av disse ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som ikke mulig selv etter rotasjon av rutesystemet. For de 13 øvrige ble det valgt å undersøke om gjennomføring ble muliggjort ved at rutene ble rotert.

Datainnsamlingen ble organisert av Norsk ornitologisk forening med Magne Husby som prosjektansvarlig. Lokale koordinatorene (Knut Eie for Øst-Norge og Torstein Myhre for Midt-Norge) er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For oversikt over de som har gjennomført takseringene i 2007 viser vi til **vedlegg 11.1**.

Tabell 11.1 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 2008, og antall ruter taksert i 2007. *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 utvalgte for fugle- taksering Randomly selected	Ikke tilgjengelig Not available	Foreløpig uavklart til- gjengelighet Availability not yet veri- fied	Totalt antall ferdig etablert pr 2007 Total no. established per 2007	Taksert i 2007 Censused in 2007
Østfold	14	7	0	1	6	6
Akershus	14	6	1	0	5	5
Oslo	2	1	0	0	1	1
Hedmark	86	46	1	3	42	40
Oppland	77	37	2	3	32	26
Buskerud	48	20	1	10	9	16
Vestfold	7	3	0	0	3	3
Telemark	48	25	0	4	21	24
Aust-Agder	29	17	3	3	11	14
Vest-Agder	22	12	0	9	3	3
Rogaland	30	15	1	6	8	10
Hordaland	50	26	1	<i>if</i>	<i>if</i>	<i>if</i>
Sogn og Fjordane	60	28	2	<i>if</i>	<i>if</i>	<i>if</i>
Møre og Romsdal	47	22	3	1	18	9
Sør-Trøndelag	61	31	0	0	31	24
Nord-Trøndelag	70	36	1	4	31	27
Nordland	125	<i>ie</i>				
Troms	84	<i>ie</i>				
Finnmark	158	<i>ie</i>				
Sum	1032	332	16	44	221	208

11.2 Resultater

Praktisk gjennomføring

Til sammen ble det utført takseringer for 138 (78 %) av de 178 rutene som inngår i takseringsnettverket for regionene Midt-Norge og Øst-Norge i 2007. Dette inkluderer 60 av de 85 (71 %) aktuelle takseringsrutene i Midt-Norge, og 78 (84 %) av de 93 aktuelle rutene i Øst-Norge (**tabell 11.1**). Lavest andel takserte ruter hadde vi for Møre og Romsdal (47 %). Av de 178 takseringsrutene som nå er etablert i regionene Øst-Norge og Midt-Norge er det fortsatt 5 ruter vi ikke har avklart tilgjengelighet for. Dette skyldes enten at rutene foreløpig ikke er besøkt eller at gjennomføring har vært såpass vanskelig at rotering av ruta må vurderes.

For regionen Sørlandet samt Rogaland der vi hadde etablering i 2007 ble 70 (77 %) av de 91 aktuelle rutene taksert. Det var stor forskjell mellom fylker i hvor stor andel av rutene som ble taksert. Alle de 3 rutene i Vestfold og 96 % av rutene i Telemark ble taksert, mens bare 25 % av rutene i Vest-Agder ble gjennomført.

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

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 mindre regionale forskjeller i antall tellepunkt som kan besøkes med høyest gjennomsnitt for Øst-Norge (ca 19 punkt per rute) etterfulgt av Midt-Norge (ca 18 punkt per rute) og Sørlandet (ca 18 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 2007

Vi har pr 20. april 2008 registrert inn telleresultater i databasen ved NINA for 198 av de besøkte rutene. Dette fordeler seg på 58 ruter i region Midt-Norge, 78 ruter i region Øst-Norge og 62 ruter for området der vi hadde etablering i 2007 (Sørlandet og Rogaland).

Foreløpige beregninger for punkttakseringene viser at det ble registrert ca 25 600 par av 152 fuglearter ved punkttakseringene langs disse 198 rutene i 2007 (**tabell 11.2**). Av disse ble det registrert ca 6 900 par av 110 arter i Midt-Norge, ca 11 000 par av 128 arter i Øst-Norge, og ca 7 800 par av 122 arter for Sørlandet og Rogaland. Dette gir i gjennomsnitt ca 130 par pr rute, og med et litt høyere gjennomsnitt for antall observerte par pr rute for Øst-Norge (ca 140 par pr rute) enn for Midt-Norge (ca 119 par pr rute) og Sørlandet/Rogaland (ca 126 par pr rute). Løvsanger hadde flest registreringer i alle de 3 områdene og utgjorde i 2007 ca 17 % av observasjonene i Midt-Norge, ca 18 % av observasjonene Øst-Norge og ca 19 % av observasjonene for Sørlandet og Rogaland. For øvrig ser vi at bokfink, grønnsisik, gjøk og trepiplerke er inne blant de 5 mest registrerte artene i Øst-Norge, mens det er bjørkefink, rødvingetrost, heipiplerke og gråtrost som er blant disse i Midt-Norge, og bokfink, rødstrupe, måltrost og svarttrost for Sørlandet og Rogaland (**tabell 11.2**).

Tilrettelegging av rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen kan rapporteres og der informasjon om de forskjellige takseringsrutene kan formidles til feltpersonell og er under etablering. Direktoratet for naturforvaltning deltok på et møte om dette arbeidet 5. september 2007 der funksjonalitet og framdriftsplan ble presentert for oppdragsgiver. Selve hovedarbeidet med dette systemet er ferdig og planen er at det skal klargjøres slik at det kan tas i bruk for rapportering av takseringsresultater for feltsesongen 2008. Modulen for formidling av informasjon til feltpersonell vil imidlertid ikke bli klar til bruk før til 2009 sesongen. Det vil bli utført testing av systemet nå i mai med mål å ha det klart for bruk ved rapportering i begynnelsen av juni 2008.

11.3 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 få en relativt dårlig dekning 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.

Tabell 11.2 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort under punkttakseringene langs de 198 rutene vi har innrapportert resultater fra for punkttakseringene som ble utført våren/forsommeren 2007. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall par registrert for de respektive artene og er sortert etter summert antall observerte par for alle ruter. Region Sørlandet inkluderer her også observasjoner i Rogaland. – Bird observations made during point counts for 198 routes censused in Norway in 2007. Total numbers and numbers for separate regions are presented.

Art Species	Antall ruter med obs. for Midt- Norge/ Number routes with obs. Central- Norway	Antall par obs. for Midt- Norge/ Number of pairs in Central- Norway	Antall ruter med obs. for Øst- Norge/ Number routes with obs. Eastern- Norway	Antall par obs. for Øst- Norge/ Number of pairs in Eastern- Norway	Antall ruter med obs. for Sørlandet/ Number routes with obs. Southern- Norway	Antall par obs. for Sørlandet/ Number of pairs in Southern Norway	Totalt antall ruter med obs./ Total number of routes with obs.	Totalt antall par obs./ Total Number of pairs
Løvsanger	55	1164	73	1937	56	1474	184	4575
Bokfink	34	306	56	1352	51	1039	141	2697
Heipierke	35	415	27	319	24	313	86	1047
Rødvingetrost	49	420	52	267	46	278	147	965
Gråtrost	48	359	51	385	31	211	130	955
Grønnsisik	23	150	51	597	30	170	104	917
Bjørkefink	44	449	38	410	13	54	95	913
Trepierke	38	172	47	414	41	304	126	890
Gjøk	37	211	61	428	37	196	135	835
Rødstrupe	34	146	41	348	46	341	121	835
Måltrost	42	174	52	269	47	329	141	772
Svarttrost	28	97	37	288	44	323	109	708
Heilo	31	293	25	233	8	27	64	553
Ringdue	17	50	45	328	28	136	90	514
Kjøttmeis	20	58	40	149	40	198	100	405
Gråsisik	30	147	30	151	20	69	80	367
Kråke	30	128	38	110	31	122	99	360
Munk	18	41	27	108	34	190	79	339
Gransanger	27	266	7	14	14	52	48	332
Rødstjert	25	79	36	178	11	21	72	278
Gjerdsmett	22	76	31	77	30	113	83	266
Fiskemåke	23	122	20	78	7	47	50	247
Fuglekonge	11	18	35	157	24	57	70	232
Jernspurv	25	69	31	86	28	69	84	224
Sivspurv	24	70	23	97	13	52	60	219
Steinskvett	17	67	22	65	15	82	54	214
Gulspurv	8	49	23	107	18	49	49	205
Enkeltbekkasin	27	74	28	89	7	37	62	200
Hagesanger	9	13	19	72	25	112	53	197
Grankorsnebb	9	21	26	140	11	34	46	195
Granmeis	24	57	40	75	27	62	91	194
Tårnseiler	2	3	12	83	10	75	24	161
Rødstilk	34	109	15	29	10	21	59	159
Flaggspett	4	4	32	86	24	59	60	149
Småspove	23	89	12	55	1	1	36	145
Svarthvit fluesnapper	19	41	22	47	20	55	61	143
Grønnfink	12	50	15	41	21	52	48	143
Sanglerke	2	43	10	43	6	50	18	136
Stær	9	61	6	12	12	49	27	122
Orrfugl	11	15	25	78	13	27	49	120
Gluttsnipe	22	70	15	38	2	3	39	111
Ringtrost	20	53	7	15	15	34	42	102
Låvesvale	4	26	10	30	17	42	31	98
Skjære	6	21	14	35	14	42	34	98
Blåmeis	8	32	14	30	19	35	41	97
Toppmeis	3	3	15	37	21	57	39	97
Gulerle	6	21	14	71	2	3	22	95
Linerle	11	21	12	20	21	47	44	88
Gråspurv	3	64	1	3	4	21	8	88
Blåstrupe	12	37	13	36	3	11	28	84
Kvinand	7	8	3	62	3	6	13	76
Ravn	13	30	8	20	12	24	33	74
Møller	2	2	28	54	12	17	42	73
Gråfluesnapper	10	13	18	33	13	24	41	70
Tornsanger	3	4	2	11	13	54	18	69

Tabell 11.2 (forts.)

Art Species	Antall ruter med obs. for Midt- Norge/ Number routes with obs. Central- Norway	Antall par obs. for Midt- Norge/ Number of pairs in Central- Norway	Antall ruter med obs. for Øst- Norge/ Number routes with obs. Eastern- Norway	Antall par obs. for Øst- Norge/ Number of pairs in Eastern- Norway	Antall ruter med obs. for Sørlandet/ Number routes with obs. Southern- Norway	Antall par obs. for Sørlandet/ Number of pairs in Southern Norway	Totalt antall ruter med obs./ Total number of routes with obs.	Totalt antall par obs./ Total Number of pairs
Svartmeis	6	8	17	29	19	29	42	66
Lappspurv	3	15	5	48	1	2	9	65
Strandsnipe	17	20	10	13	16	25	43	58
Gråmåke	4	30	3	8	4	15	11	53
Svartspett	3	3	17	31	11	17	31	51
Buskskvett	7	11	13	21	9	18	29	50
Taksvale			2	24	6	24	8	48
"Korsnebb", ubest.	1	1	6	46			7	47
Lirype	10	19	15	22	2	4	27	45
Duetrost	1	1	14	35	3	5	18	41
Dompap	4	6	15	26	4	9	23	41
Vipe	3	4	4	19	5	16	12	39
Grønnstilk	4	8	10	27	1	1	15	36
Storspove	5	13	7	10	2	11	14	34
Trekryper	1	1	12	20	10	11	23	32
Nøtteskrike	1	1	9	12	14	17	24	30
Spettmeis	1	1	8	8	12	20	21	29
Tjeld	4	10	1	1	5	16	10	27
Hettemåke	1	2	5	23	2	2	8	27
Kaie	1	4	5	22			6	26
Fjellrype	4	7	5	7	3	10	12	24
Grønnspekk	1	1	7	9	10	14	18	24
Gulsanger	5	11	5	7	4	6	14	24
Pilfink	1	1	2	5	6	17	9	23
Tornirisk					6	23	6	23
Skogsnipe	2	2	11	15	3	5	16	22
Stokkand	3	4	3	7	6	9	12	20
Trane	5	7	11	13			16	20
Rosenfink			4	11	3	5	7	16
Storløm	7	8	4	4	2	2	13	14
Rødnebbterne	1	10	3	4			4	14
Lavskrike	4	7	3	6	1	1	8	14
Furukorsnebb	2	2	4	12			6	14
Snøspurv	1	1	5	13			6	14
Myrsnipe	2	3	3	8	1	2	6	13
Bøksanger			2	2	6	11	8	13
Kanadagås	1	3	6	7	1	2	8	12
Smålom	7	8	3	3			10	11
Krikkand	3	4	2	3	3	4	8	11
Sivsanger	1	9	1	1	1	1	3	11
Grågås	1	9			1	1	2	10
Toppand			3	8	2	2	5	10
Gråhegre	3	6			2	3	5	9
Rugde	2	2	3	4	1	1	6	7
Fjelljo	2	7					2	7
Vendehals			2	3	4	4	6	7
Tretåspett	3	4	3	3			6	7
Sandsvale					3	7	3	7
Løvmeis					4	7	4	7
Svømmesnipe	1	1	1	5			2	6
Svartbak	1	4			2	2	3	6
Stjertmeis			2	2	3	4	5	6
Ærfugl	1	5					1	5
Svartand	2	2			2	3	4	5
Fjellvåk	3	3			1	2	4	5
Storfugl			1	1	3	4	4	5
Sandlo	3	3			1	2	4	5
Boltit			1	1	2	4	3	5
Knoppsvane			1	1	2	3	3	4
Sjørørre			2	4			2	4
Siland	2	2	1	1	1	1	4	4
Dvergalk	1	1	3	3			4	4

Tabell 11.2 (forts.)

Art Species	Antall ruter med obs. for Midt- Norge/ Number routes with obs. Central- Norway	Antall par obs. for Midt- Norge/ Number of pairs in Central- Norway	Antall ruter med obs. for Øst- Norge/ Number routes with obs. Eastern- Norway	Antall par obs. for Øst- Norge/ Number of pairs in Eastern- Norway	Antall ruter med obs. for Sørlandet/ Number routes with obs. Southern- Norway	Antall par obs. for Sørlandet/ Number of pairs in Southern Norway	Totalt antall ruter med obs./ Total number of routes with obs.	Totalt antall par obs./ Total Number of pairs
Sildemåke			1	1	2	3	3	4
Dvergspett			1	1	3	3	4	4
Fossekall	2	2	2	2			4	4
Varsler	2	2			1	2	3	4
Tomskate			2	2	2	2	4	4
Bergirisk	2	2			1	2	3	4
Musvåk			2	2	1	1	3	3
Jerpe	1	1	2	2			3	3
Vaktel			2	3			2	3
Dobbeltbekkasin			1	3			1	3
Makrellterne					2	3	2	3
Jordugle			2	3			2	3
Brunnakke			1	2			1	2
Laksand			2	2			2	2
Hønsehauk			1	1	1	1	2	2
Spurvehauk					2	2	2	2
Lerkefalk			2	2			2	2
Tårnfalk	1	1	1	1			2	2
Fjellerke			1	1	1	1	2	2
Vintererle			1	1	1	1	2	2
"Terne", ubest.			2	2			2	2
Horndykker			1	1			1	1
Havelle	1	1					1	1
Kongeørn	1	1					1	1
Myrhauk			1	1			1	1
Fiskeørn			1	1			1	1
Vandrefalk					1	1	1	1
Fasan					1	1	1	1
Åkerrikse					1	1	1	1
Skogdue			1	1			1	1
Spurveugle			1	1			1	1
Perleugle					1	1	1	1
Gråspett					1	1	1	1
Hvitryggspett					1	1	1	1
Nøttekråke			1	1			1	1
Myrsanger					1	1	1	1
Konglebit			1	1			1	1
Sum	58	6886	78	10953	62	7802	198	25641

Av de vanligst forekommende artene, og som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 25 spurvefuglarter, 3 vadefuglarter 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 nå 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 og for Sørlandet i 2007. 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, gjennomføring av 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.

For Midt-Norge si del har vi nå tellinger i 2 år etter selve etableringsåret som for denne regionen var i 2005. Denne informasjonen vil bli brukt for å belyse bestandsendringer for denne regionen fra 2006 til 2007. På grunn av at det gjenstår et betydelig arbeid når det gjelder kvalitetssikring av selve telleresultatene og avklaringer av hvilke artsgrupperinger som skal brukes i forskjellige indekser for bestandsendringer for fugl, kan vi ikke rapportere denne informasjonen på nåværende tidspunkt. Behovet for kvalitetssikring av data er forårsaket av at det må avklares standardprosedyrer for hver enkelt 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 prosjektledelse 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. For Midt-Norge sin del er denne jobben planlagt gjennomført høsten 2008, og tall for bestandsendringer fra 2006 til 2007 kan presenteres når dette er gjennomført.

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 arealtyper (eks. jordbrukslandskapet, skogen, fjellet). Basert på den informasjon som nå er tilgjengelig planlegger vi i løpet av høsten 2008 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 arealtyper (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 til miljømål som kan være relevante for de vurderinger som her må gjøres (se Ottvall et al. 2006).

Kvalitetssikring av feltpersonell 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 Fuglekunnskapskurs som blir en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Feltpersonell 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 det 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 2007 ble 77 % av de aktuelle rutene taksert, noe som er lavere enn den andel vi har satt som mål å takserer hvert år (> 80 %). Vi har også noen utfordringer knyttet til innrapportering av resultater fra feltmedarbeidere. For 2007 har vi pr 20. april 2008 fortsatt en manko på 10 ruter som vi ikke har mottatt resultater fra. Dette utgjør 5 % av rutene som i følge informasjon vi har fått, skal være taksert i 2007.

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 2007 gjennomført forbedringer og programmering av et slikt nettbasert system. Dette arbeidet er nå under slutføring og testing. Planen er at rapporteringsmodulen skal være operativ fra feltsesongen 2008, men informasjonsmodulen vil bli fullt operativ til neste feltsesong. 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.

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

Vedlegg 11.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Fylkesvis oversikt over personer som gjennomførte feltarbeid og antall ruter de respektive takserte i det ekstensive fugletakseringsnettverket i 2007. Av forskjellige årsaker har ikke alle ruter blitt taksert. – Overview for people doing the censusing work, 2007.

Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each	Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each
Østfold	Nicholas Clarke	1	Telemark	Eivind Gjerde	1
	Morten Hage	5		Thorstein Holtskog	5
	Ole Jørgen Hanssen	1		Helge Kiland	3
Oslo og Akershus	Håkan Billing	1		Bjørn Kjellemyr	2
	Knut Eie	1		Toril Lohne	1
	Eric Roualet	1		Jostein Myromslien	5
	Ole Skimmeland	2		Snorre Nevervei	5
	Audun Brekke Skrindo	1		Trond Eirik Silsand	1
Hedmark	Jon Bekken	1		Harald Skarboe	1
	Morten Brandsnes	1		Rune Solvang	1
	Knut Eie	1	Aust- Agder	Leif Gunleifsen	1
	Ingvald Ekeland	1		Jan Edvinn Gundersen	2
	Knut Fure	1		Arne Hegglund	1
	Per Jan Hagevik	5		Geir Andre Homme	1
	Stein Ola Haugom	1		Leif Salve Håkedal	1
	Jan Erik Heggelund	5		Svein Haakonseth	1
	Dagfinn Henriksen	1		Tom Anders Johannessen	2
	Lars Kapelrud	2		Jan Helge Kjøstvedt	1
	Rune Karlstad	3		Asbjørn Lie	1
	Jonas Langbråten	5		Rune Skåland	5
	Jon Lurås	5		Kjell Blandhol	1
	Eric Roualet	1		Per Øyvind Grimsby	5
	Roar Svenkerud	1		Finn Jørgensen	2
	Trond Voldmo	4		Runar Jåbekk	3
Oppland	Svein Bekkum	1		Sigmund Tveiten	1
	Tom Skånsar Borgersen	2	Rogaland	Torgrim Breiehagen	1
	Olav Brendjord	1		Rolf G Dirdal	1
	Per Willy Bøe	1		Steinar Eldøy	1
	Per Bådshaug	3		Øyvind Gjerde	1
	Fredrik Calmeyer	1		Øyvind Halgunset	1
	Even Dehli	2		Kjell-Ove Hauge	1
	Knut Eie	1		Paul Terje Haarr	2
	Olav Werner Grimsby	4		Jan Kåre Ness	1
	Helge Grønlien	2		Egil Omdal	1
	Knut Gundersen	1		Rune Roalkvam	2
	Endre Hemsing	1		Johan Tore Rødland	1
	John Martin Mjelde	1		Reidal Sandal	2
	Per Nesset	2		Ivar Sleveland	1
	Øyvind Pedersen	2	Møre og Romsdal	Espen Andre Bergersen	5
	Jan K Roang	1		Alv Ottar Folkestad	4
	Hans Sagstuen	1		Frank Grønningsæter	1
	Svein Erik Ski	1		Kurt Arne Hendseth	1
	Hans Skuterud	2		Hans Martin Høiby	1
	Tor Wang	1		Ingvar Stenberg	2
	Ragnar Ødegård	1		Ståle Sætre	2
				Tor Ålbu	2
Buskerud	Geoffrey H. Acklam	2		Øystein Ålbu	1
	Rolf E Andersen	1			
	Torgrim Breiehagen	3			
	Bård Engelstad	2			
	Per Furuseth	8			
	Olav Huso	1			
	Kendt Myrmo	1			
Vestfold	Audun Brekke Skrindo	2			
	Finn Hauge	1			
	Bjørn Rismyhr	2			

Tabellen fortsetter på neste side

Fylke County	Navn Name	N ruter hver No. routes each
Sør- Trøndelag	Gunnar Borgos	1
	Per Willy Bøe	1
	Hans Martin Høiby	1
	Atle Karlstrøm	1
	Stein Narve Kjølvil	1
	Totland Knut	2
	Andreas Landrø	1
	Arild Lindgård	1
	Morten Martinsen	2
	Ståle Prestøy	3
	Livar Ramvik	2
	Tore Reinsborg	1
	Hans Einar Ring	1
	Jostein Sandvik	3
	Ingebrikt Saxe Aasen	1
	Roar Selboe	1
	Kjetil Aadne Solbakken	2
	Tore Storli	3
	Thorleif Thorsen	2
	Morten Venås	1
	Per Inge Værnesbranden	1
Nord- Trøndelag	Bjørn Berg	2
	Inge Hafstad	5
	Terje Kolås	5
	Erlend Moen	1
	Torstein Myhre	2
	Pål Mølsvik	2
	Torbjørn Opheim	1
	Tore Reinsborg	1
	Daniel og Torfinn Sellæg	1
	Henry Skjevik	2
	Helge Staven	1
	Kjartan Trana	2
	Geir Erik Vie	5
	Per Inge Værnesbranden	3

12 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 en kvalitativ vurdering av noen hovedmønstre i slike sammenhenger.

Klimaendringer

Flere av komponentene som overvåkes i TOV-områdene, 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. Mosenes svarer umiddelbart på klimaforholdene, og de viser tydelige endringer i perioden 1990-2007. Særlig har store moser i markvegetasjonen i sørlige områder økt i mengde i flere gran-skogområder med vegetasjonsovervåking (jf kap. 3-5, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). En hovedgrunn til dette er lengre vekstsesong for moser i overvåkingsperioden. 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 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 (Bruteig 2002, kap. 6). Endringene i artssammensetning hos lav på bjørk i Møsvatnområdet viste framgang for varmekjære arter som vanlig kvistlav og gul stokklav, mens snømållav har gått betydelig tilbake, ikke minst i felt som tidligere hadde stor dekning av denne arten.

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en nær sammenheng med vårens utvikling (f.eks. målt ved middeltemperaturen i mai) (jf **figur 10.3**). Fuglenes hekkestart er følsom for variasjonene i værforholdene om våren. I 2007 var klimaforholdene omtrent som for året før og med en hekkestart som reflekterte maitemperaturene i de ulike områdene.

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. De siste par årene (2005-2007) har det vært noe variasjon i dette mønsteret, noe som kan skyldes effekter av en sen og kald vår 2005, med forskyvninger i artenes arealbruk.

Andre observasjoner av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 5-8), 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. 6). Spesielt i de sørlige og mest forurenede 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. 2007, kap. 6). Den generelle framgangen for lav og det reduserte skadeområdet tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsurening 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). Også for markvegetasjonen kan det nå se ut til at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen begynner å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavararter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf kap. 3 og 5; R. Økland & Nordbakken 2004). Dette er ikke minst tydelig i overvåkingsområdet ved Møsvatn, der både langtransporterte nitrogenforbindelser og lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep kan være årsaker til en tydelig endring mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområder overvåket av Norsk institutt for skog og landskap er det observert økning av smyle i flere områder, tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst (se kap. 5, jf også T. Økland et al. 2004a,b). For markvegetasjonen synes tidligere indikasjoner på at akkumulert forurensning påvirker deler av floraen (T. Økland et al. 2004a,b), i noen grad å være reversert i løpet av den siste 5-årsperioden. Endelige konklusjoner om dette må imidlertid avvente ytterligere undersøkelser (jf R. Økland & Nordbakken 2004).

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2007 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. 7-10). 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). 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 rypen og skogsfugl. 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 2004-07 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. 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 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. 7). 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 om-

rådene 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. Ved angrep i flere påfølgende år kan også enkelttrær bli drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter (jf kap. 6). Dermed får også smågnagerne endret sine livsbetingelser, noe som kan endre artssammensetningen fra arter knyttet til områder med tre- og buskdekning (f.eks. klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (f.eks. 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>).

13 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.
- Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. - Pages 145-182 in M. Seaward, editor. Lichen Ecology. Academic Press, London.
- 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.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 1993: 1-63.
- 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., 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., 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. & 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. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. - NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 610: 1-46.
- 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., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. In press. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six monitoring reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 31.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. - Academic Press.
- 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., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. - NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- 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.
- 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. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande lavkartlegging på furu 1990. - DN-notat 1991-8:1-35.
- Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. - NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.
- Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. - Allforsk rapport 10:1-34.
- Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2003. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002. - NINA Oppdragsmelding 793: 16-28.
- 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. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). - Cambridge Univ. Press. 297 s.

- Dalen, L. 2005. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim.
- 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 of 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 ectoparasites on the breeding success 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*) and 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.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2007. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. – Naturvårdsverket, Stockholm (*in press*)
- 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.
- Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. – *Auk* 88: 323-342.
- 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.
- 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. & 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., 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. & 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., Storeid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. – NINA Rapport 108, 41 s.
- 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.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.
- 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.
- 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. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. – *Klima* 2: 2-34.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. – *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- 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.

- 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.
- 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, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. – Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- 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.
- 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. & Haukialmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – *Oikos* 50: 353-365.
- Herredsvella, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- 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.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. Allforsk, Trondheim.
- 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. & Tønssberg, 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.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – *Ecology* 75: 791-806.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – *Oikos* 107: 376-392.
- Hörnfeldt, 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.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschneider. III. Die Nahrungsbiologie. – *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- 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.
- 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., Østhaugen, H. & Tønssberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Kålås, J.A. 2006. Spurvefugl. – NINA Rapport 150: 74-87.
- Kålås, J.A. 2007. Spurvefugl. – NINA Rapport 262: 84-96.
- 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., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemmanual, 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. & 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. & Husby, M. 2006. Ekstensiv bestandsovervåking av fugl i Midt-Norge. – NINA Rapport 150: 88-93.
- 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., 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.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). – *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- 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.
- Lid, J., Elven, R., Alm, T. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utg. – Samlaget, Oslo.
- 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.
- 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.
- 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.
- Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation und Flora des Sylenegebietes. I. Die Vegetation. – *Skr. Norske Vidensk.-Akad.*, 1 Mat.-naturv. Kl. 1927 1:1-612.
- 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.
- 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., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge - Utvikling over tid, og nye giftstoffer. - NINA Rapport 213: 1-42.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk 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. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsea.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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. - NIOS 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.
- 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., 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.
- 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.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. - Freeman, New York.
- 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.
- 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.
- Stevens, C. J., Dise, N.B., Mountford, J.O. & Gowing, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. - *Science* 303: 187-1879.
- 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., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on plant pathogen. - *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- 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., 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., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understory forest species reflects differences in N deposition. - *Ambio* 32: 91-97.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. - *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161-195.

- Stålfelt, M.G. 1969. Vækstekologi. Balansen mellom vækstverldens produktion och beskatning. – Svenska bokförlaget, Stockholm.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- 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.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. – Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. – Cambridge University Press, Cambridge.
- 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., Mathijssen-Spiekman, E. A. M. & de Zwart, D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – Lichenologist 35: 347-359.
- Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. 3. utg. – Prentice Hall, New Jersey.
- Økland, R.H. 1995. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – Ecography 18: 3-14.
- 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. 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. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- 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. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.
- 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. – NIJOS 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.
- 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.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2007. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2006. Norsk institutt for luftforskning, Kjeller.

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

Generell TOV informasjon finnes på DN's nettsider: <http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=1838>. 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://dnweb2.dirnat.no/tov/>

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

NINA Rapport 362

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-1926-6



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>