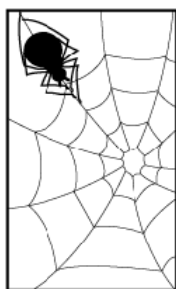


Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2009: Mark-vegetasjon, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 137

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning

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



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2009: Mark-
vegetasjon, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2010. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 580. 101 s.

Oslo, august 2010

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2157-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Adm.dir. Norunn Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Reidar Hindrum

NØKKELOORD

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

Postboks 5685 Sluppen
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalleen 21
NO-0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsenteret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

<http://www.nina.no>

Sammendrag

Framstad, E (red.) 2010. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 580. 101 s.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger, samt til naturlige variasjoner. Endringer i artssammensetningen for markvegetasjonen i flere av bjørkeskogsområdene viser framgang for næringskrevende (nitrogenelskende) arter. I flere sørlige områder i både granskog og bjørkeskog har store moser vist framgang som er konsistent med et mildere klima og lengre vekstsesong. Hos epifytter på trær tyder framgang for mer varmekjære arter og tilbakegang for kuldetolerante arter også på en sammenheng med mildere klima. I en del av de sørlige overvåkingsområdene tyder en viss framgang for nitrogenelskende arter også på noe økt tilgang på nitrogen. Hekkesesongen for svarthvit fluesnapper startet litt tidligere i sørlige sammenlignet med nordlige områder i 2009, men hekkestart var senere enn gjennomsnittet i forhold til den aktuelle mai-temperaturen. For bestandsnivå og produksjon hos fugl og smågnagere er det ikke funnet indikasjoner på negative effekter av forurensninger. Overvåkingsområdene gjennomgår endringer i utmarksbruk, og markvegetasjonen i noen områder viser spor av beiting av sau eller tamrein. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning av lirype. Det er heller ikke observert noen fremmede arter i overvåkingsområdene. Det er observert noen få truede og sårbare arter, i hovedsak fuglearter. Observerte endringer hos smågnagere har ikke vært helt som forventet i alle områder.

Studier av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog tyder på kraftig økt dekning siden 1990 i alle lavereliggende områder i Sør-Norge, men mindre i fjellnære områder som Gutulia og i nord (Granneset). Etasjemose har økt i tetthet ved økning i antall skudd og størrelsen på skuddene. Økningen for etasjemose og flere andre store mosearter skyldes trolig gunstigere klima for mosevekst, knyttet til lengre vekstsesong og tilstrekkelig fuktighet. En annen faktor kan være reduserte bestandstopper for smågnagere og dermed redusert forstyrrelse av mosenes vekst. Mens store moser har hatt framgang i overvåkingsområdene, har små moser hatt tilbakegang (jf under), noe som trolig skyldes at de blir overvokst av de store mosene.

Markvegetasjonen har siden oppstart i 1988 blitt overvåket i 11 områder i granskog (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Universitetet i Oslo) og i 6 områder i bjørkeskog (i regi av NINA). Markvegetasjonen i disse områdene har blitt registrert hvert 5. år ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser (noen av granskogsflatene nå bare hvert 8. år). Det var ikke ordinære undersøkelser av markvegetasjonen i bjørkeskogsområdene i 2009, kun i granskog i Gutulia. Her er antall arter redusert fra 124 i 1989 til 110 i 2009, med til dels sterk tilbakegang i mengde for mange karplanter og moser. Årsak til endringene for karplanter er usikre. De kan ikke knyttes til forurensninger, men endringer i arealbruk, tresjikt og beitepåvirkning kan ha medvirket. Levermoser og små bladmoser har vist tilbakegang over flere år, trolig som følge av flere faktorer (klima, smågnagere, konkurranse med store moser). Totalt er artsmangfoldet i granskogsflatene i Gutulia betydelig redusert.

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

Det var ikke ordinære undersøkelser av epifytter i TOV-områdene i 2009.

For kongeørn viser tidsseriene (1990/93-2009) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. For kongeørn registrerte vi svært lav produksjon for 5 av 6 områder (Børgefjell 0,1, Åmotsdalen 0, Møsvatn 0, Gutulia 0,2, Solhomfjell 0,2 unger pr territorium), men middels produksjon for Lund (0,6 unger pr territorium). For jaktfalk var det i 2009 til dels sterkt redusert produksjon av unger fra året før i alle tre områdene (Børgefjell 0,3, Åmotsdalen 0, Møsvatn 0,5 unger pr territorium).

I 2009 var det godt tilslag for svarthvit fluesnapper i fuglekassene i Åmotsdalen og Lund, mens det var nokså få par som brukte kassene i Solhomfjell og særlig i Gutulia. De parene som hekket, hadde nokså god produksjon, unntatt i Gutulia der 2 av 3 reir ble forlatt før ungene var flygedyktige. Det har ikke vært systematiske forskjeller mellom nordlige og sørlige områder de siste 10 årene. Takseringene av spurvefugler de siste 19 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 2009 lavere enn i foregående år for de fleste områdene, unntatt for Møsvatn og Åmotsdalen der det var en liten oppgang fra 2008. For artene med mest typisk invasjonsartet opptreden registrerte vi lave bestander for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik. Det ble registrert lite frø på bjørk i alle områdene unntatt Lund og Solhomfjell, men mye målerlarver i Åmotsdalen og vekst i Børgefjell. Vi har ingen klar årsak til de lave bestandsobservasjonene for spurvefugl i 2009.

Et arealrepresentativt nettverk med ca 500 takseringsruter for bestandsovervåking av terrestriske hekkfugler er planlagt for landet. Hittil er det etablert slike rutenett i Midt-Norge, Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet og deler av Nordland og Troms, der hhv 85, 89, 55, 36 og 40 statistisk representative takseringsruter er valgt ut. For 2009 er det hittil rapportert takseringer for hhv 63, 64, 44, 34 og 49 av disse rutene. Det er registrert 175 identifiserte arter og ca 27 700 'par' fugler knyttet til 242 av disse rutene. Dette gir i snitt ca 114 par pr rute. Løvsanger er gjennomgående mest vanlige art (19% av observasjonene), men ellers varierer de mest dominerende artene noe mellom regionene. Tellingene så langt indikerer at ca 60 arter er så vanlige at vi vil kunne få holdbar informasjon om deres bestandsendringer på landsbasis innenfor en 10-årsperiode. Rundt 30 arter av spurvefugl, seks vadefuglarter, samt flaggspett, ringdue og gjøk er tilstrekkelig vanlige til å få holdbare resultater på regionalt nivå.

Mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsosong 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 (men begge har en viss nedgang siste 4-5 år). Siden økningen for skogsartene ikke har skjedd ved en fortrenkning av arter som hekker åpent, tolker vi de langsiktige endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre vekstsosong) enn som en effekt av endringer i habitat. Også reproduksjonstidspunkt hos svarthvit fluesnapper viser en klar sammenheng med mai-temperaturen.

Viktigste mål med smågnager- og rypetakseringene er å få en oversikt over deres bestandsutvikling som grunnlag for å tolke endringer i andre observasjoner, bl.a. ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Fangstene av smågnagere høsten 2009 viste forholdsvis lave bestander i de fleste TOV-områdene, men med indikasjon på oppgang i flere av dem (Lund 5,5, Solhomfjell 1,7, Møsvatn 5,5, Gutulia 0, Åmotsdalen 2, Børgefjell 0,25, Dividalen 0,34 fangster per 100 felledøgn). Sammenlignet med tidligere års takseringer av lirype gikk bestandene og ungeproduksjonen marginalt opp i Dividalen, Børgefjell og Åmotsdalen (hhv 17,6, 9,8 og 23,4 fugl pr km²), var stabilt på svært lavt nivå i Gutulia (0,8 fugl pr km²) og gikk nokså sterkt tilbake i Møsvatn og Lund (hhv 7,9 og 21 fugl pr km²). Jaktstatistikken for Solhomfjell tyder på fortsatt god bestand av orrfugl, med litt økning fra foregående år. Våre data om forekomst av smågnagere og hønsefugl høsten 2009 tyder på begrenset produksjon for kongeørn og jaktfalk i 2010 for de fleste av TOV-områdene, trass i indikasjon på økning for smågnagere i flere områder.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2010. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2009: Ground vegetation, small mammals and birds. – NINA Rapport 580. 101 pp.

The results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) document changes in observations that may be related to changes in climate and pollution loads. Nitrophilous species of the ground vegetation in several birch forest monitoring sites increased somewhat. In several southern sites of birch or spruce forest, large mosses have increased, reflecting a milder climate and longer growing season. Increases for somewhat thermophilous epiphytic species and decreases for cold-tolerant species also indicate effects of a milder climate. In some southern monitoring sites, a limited increase for nitrophilous species may be related to long-term deposition of nitrogen. The breeding season for pied flycatchers started somewhat earlier in southern than northern sites in 2009, but the start of breeding in all sites was later than expected from mean May temperatures. 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 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 observed changes in small mammals have not been quite as expected.

Studies of the moss *Hylocomium splendens* in 7 spruce forest monitoring sites indicate a substantial increase in cover since 1990 in all lowland sites in South Norway, but less so in northern sites like Granneset or sites at higher elevation like Gutulia. *H. splendens* has increased in density by increasing the number of shoots and the size of each shoot. The increase in *H. splendens* and other large mosses is probably due to a more favourable climate for bryophyte growth, with a longer growing season and adequate moisture. Another factor may be related to less feeding and disturbance by small rodents, as their population outbreaks have tended to be less frequent and smaller during the last couple of decades. As larger mosses have increased, smaller bryophytes have decreased, probably as they are overgrown by the larger species.

Since the start in 1988, the ground vegetation has been monitored in 11 sites in spruce forest (10 run by the Norwegian Forest and Landscape Institute, 1 run by the University of Oslo) and in 6 sites in birch forest (run by NINA). The ground vegetation species at each monitoring site is quantified as frequencies for 16 subplots in each of 50 1-m² plots, at 5-year intervals (now at 8-year intervals in some spruce forest sites). There were no ordinary studies of ground vegetation in the birch forest sites in 2009, only in spruce forest in Gutulia. Here the number of species is reduced from 124 in 1989 to 110 in 2009, with partly a strong decline in the amount of vascular plants and bryophytes. Causes for the decline in vascular plants are uncertain, but may be linked to changes in land use (grazing/browsing), rather than any pollution effects. Hepatics and small mosses have decreased over several years, probably due to several factors (climate, small rodents, competition from large mosses). Total species diversity is considerably reduced in the spruce forest plots in Gutulia.

In the 17 sites with ground vegetation monitoring, the somewhat nutrient-demanding species *Oxalis acetocella* and *Gymnocarpium dryopteris* have declined 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 *G. dryopteris* has continued to decrease also after 1998 in several southern sites, *O. acetocella* has increased in abundance in several sites. The grass *Avenella flexuosa* has increased in several of the southern sites, possibly due to a eutrophication effect of nitrogen deposition in the precipitation. The increase for *A. flexuosa* in birch forest may also be linked to local effects from attacks by defoliating moths. For most sites, except the northern-most, *H. splendens* and other larger mosses have increased, probably due to a tendency for longer and milder autumns the last 20 years.

There was no ordinary investigation of epiphytes on trees in 2009.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2009) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. We recorded very low production of young for golden eagles for 5 of 6 sites (Børgefjell 0.1, Åmotsdalen 0, Møsvatn 0, Gutulia 0.2, Solhomfjell 0.2 young per territory), but medium production for Lund (0.6 young per territory). Gyrfalcons had greatly reduced production of young in all three sites in 2009 (Børgefjell 0.3, Åmotsdalen 0, Møsvatn 0.5 young per territory).

In 2009, pied flycatchers used provided nest boxes to a considerable degree in Åmotsdalen and Lund, less so in Solhomfjell and especially Gutulia. Nesting pairs had rather good production in most sites, except for Gutulia where 2 of 3 nests were abandoned before fledging. The observations for the last 10 years indicate no clear differences in reproductive success between the most polluted southern sites and the northern reference sites. The census of passerine birds over the last 19 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 2009 than in previous years for all sites, except for a small increase for Møsvatn and Åmotsdalen. Species with a 'nomadic' life style (various finches) had low abundances in 2009. Low birch seed production was recorded for all sites except Lund and Solhomfjell, whereas the amount of larvae of defoliating moths on birch trees was large in Åmotsdalen and increasing in Børgefjell. We see no clear cause for the low census numbers for passerines in 2009.

A spatially representative network of about 500 census plots for population monitoring of terrestrial breeding birds is planned for Norway. So far, 305 statistically representative census plots have been established in all regions except Finnmark. Census results from 242 of these plots have been reported, covering 175 identified species with about 27 700 'pairs'. This represents about 114 pairs per plot. Willow warbler was the overall most common bird (19% of observations). Otherwise, dominant species varied somewhat between the regions. Counts indicate that about 60 species are common enough to give reliable estimates of their population changes over a 10-year period. About 30 species of passerines, 6 wading birds and a couple of other species are sufficiently common to allow estimates of regional population trends.

A milder climate and a longer breeding season in the mountains are expected to result in increased bird populations in these areas. A population index based on the information from 1000 permanent census points for five mountain sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) indicated a gradual increase in the population level of species mainly associated with forest habitats, whereas the population level of species of open habitats was rather stable (although both groups have declined somewhat during the last 4-5 years). We interpret the long-term trends as a direct effect of a milder climate (through earlier spring, longer breeding season), rather than as an indirect effect of changes in the habitat. The timing of breeding in pied flycatchers also reflects a response to spring temperatures.

The main aim of the monitoring of small rodents and grouse is to document their population levels as background for interpretation of other changes in the ecosystems. Trapping of small rodents in autumn 2009 indicated rather low populations in most sites, but with indications of an increase in several of them (Lund 5.5, Solhomfjell 1.7, Møsvatn 5.5, Gutulia 0, Åmotsdalen 2, Børgefjell 0.25, Dividalen 0.34 catches per 100 trapnights). Compared to previous census results for willow grouse, population levels and production of young increased marginally in Dividalen, Børgefjell, and Åmotsdalen (to 17.6, 9.8, and 23.4 birds per km², respectively), remained stable at very low level in Gutulia (0.8 birds per km²), and decreased substantially in Møsvatn and Lund (to 7.9 and 21 birds per km²). Hunting statistics from Solhomfjell indicated continued good autumn population levels of black grouse. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2009, we would expect rather limited production in 2010 for both golden eagles and gyrfalcons in most monitoring sites, in spite of the indication of an increase for small rodents.

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

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Beskrivelse av TOV-områdene	12
3 Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009	17
3.1 Metoder	18
3.2 Resultater	21
3.3 Diskusjon	25
4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009	28
4.1 Områdebeskrivelse	28
4.2 Metoder	29
4.3 Endringer i perioden 1989-2009 i granskogsflatene i Gutulia.....	30
4.4 Diskusjon	34
4.5 Konklusjon	36
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2009	40
6 Smågnagere	46
6.1 Metoder	46
6.2 Resultater	48
6.3 Diskusjon	51
7 Rovfugler	56
7.1 Metoder	56
7.2 Resultater	57
7.3 Diskusjon	57
8 Hønsefugler.....	61
8.1 Metoder	61
8.2 Resultater	63
8.3 Diskusjon	66
9 Spurvefugler.....	67
9.1 Metoder	67
9.2 Resultater	69
9.3 Diskusjon	74
10 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	80
10.1 Metoder	80
10.2 Resultater	83
10.3 Diskusjon	88
11 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer	91
12 Litteratur	95

Kontaktinformasjon

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

Forord

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

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2009, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av faunaen i samtlige TOV-områder. Her presenterer vi også resultatene fra populasjonsstudiene av etasjemose i sju granskogsområder i perioden 1990-2009 utført av Naturhistorisk Museum, Univ. i Oslo, og støttet av DN, samt undersøkelser av markvegetasjonen i granskog i Gutulia nasjonalpark (Hedmark), ett av flere overvåkingsområder i granskog som drives av Norsk institutt for skog og landskap med støtte fra DN under TOV. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder (10 i regi av Skog og landskap, 1 i regi av Univ. i Oslo) og de 6 TOV-områdene i bjørkeskog. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2009, samt å gi en kort diskusjon med en første tolkning av resultatene. I denne rapporten har Rune Halvorsen vært ansvarlig for populasjonsstudiene av etasjemose, Tonje Økland for undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2009 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- I undersøkelsene av populasjonsutviklingen for etasjemose i granskogsområder takkes Tonje Økland for tilrettelegging av lokal infrastruktur.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskogen i Gutulia utført av Skog og landskap, takkes Statens naturoppsyn ved Ole Vangen for lån av hytte og organisering av båttransport, Dan Aamlid og Rune Halvorsen takkes for kommentarer til kap. 4, og Rune Halvorsen takkes spesielt for sin innsats med mosebestemmelsene. Takk også til kolleger som har deltatt i feltarbeidet i tidligere perioder.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Torbjørn Berglund (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke Nina E. Eide, Jan Ove Gjershaug, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor Spidsø, Karl-Birger Strann, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og Ingve Birkeland, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening v/Johnny Brattbakk. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). Rypetakseringene er her utført i samarbeid med Rørvik Jeger- og Fiskerforening v/Rune Skåren. Statskog Nordland har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2009/10 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe og Oddvar Heggøy, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad, Vegard Ankerstad Larsen, Alf Tore Mjøs og Torleif Tysse, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse, og Vegard Moi har organisert rypetakseringene i Lund med assistanse fra Erik S. Surdal og Mette Møllerop. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen, og i Solhomfjell er slike takseringer utført av Andreas Winnem, Erik Edvardsen og Jørn Helge Magnussen. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Gjerstad Jeger- og Fiskerforening v/Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2009/10. 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 med assistanse fra Bjørn Frøysa, Steinar Karlsen, Sverre Hoven og Rune Rønning. For oversikt over alle deltagerne for fugletakseringer i den ekstensive fugletakseringene viser vi til kap. 11.

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

Oslo, juli 2010
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 forekomst 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 ble i 2001 dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapt 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 ekstensiv, arealrepresentativ overvåking 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. Arbeid 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). Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smågnagere og lirype/orrfugl, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransporterte forurensninger sammenlignes for å påvise mulige effekter av slike 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 resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2009, foruten undersøkelser av markvegetasjonen i granskog i Gutulia nasjonalpark, utført av Norsk institutt for skog og landskap. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkfugler. Siden det ikke var ordinære undersøkelser av markvegetasjon og epifytter i TOV-områdene i 2009, rapporteres ingen slike resultater denne gangen. Dessuten har vi med en sammenfatning av 20 år med populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder, utført av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo. Rapporten gir en kortfattet presentasjon av materialet og metoder og foreløpige vurderinger av resulta-

tenes 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 med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format: <http://www.nina.no/Overvåking/NaturovervåkingTOV.aspx>.

2 Beskrivelse av TOV-områdene

Denne rapporten presenterer resultater for 2009 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**) (men se også kap. 4 og 5 for markvegetasjonen i granskogsområder). 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. 2009a,b). 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) & T. 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)



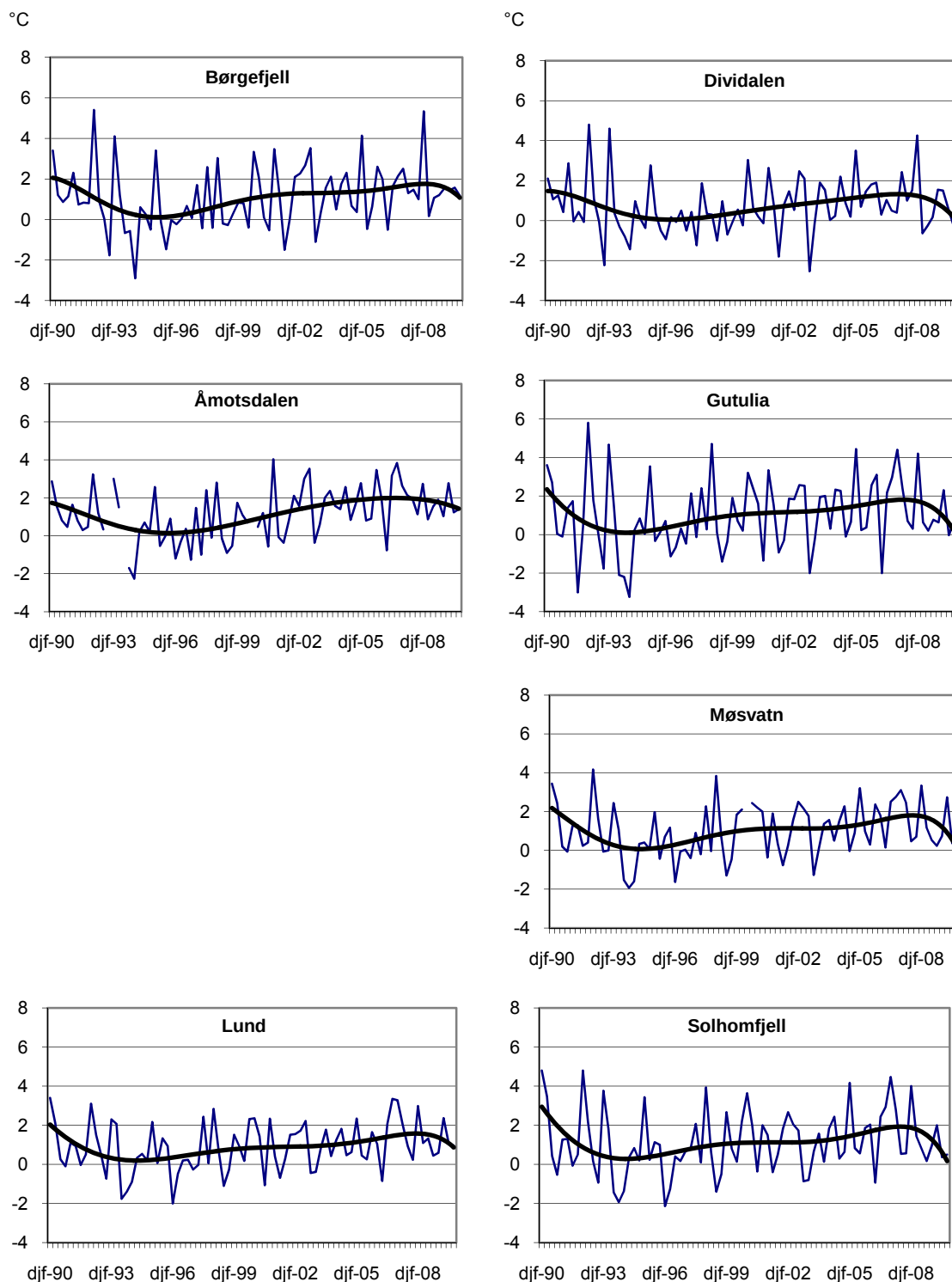
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV. – Geographical location of the intensive study sites of the Norwegian Terrestrial Monitoring Programme TOV.

Dividalen

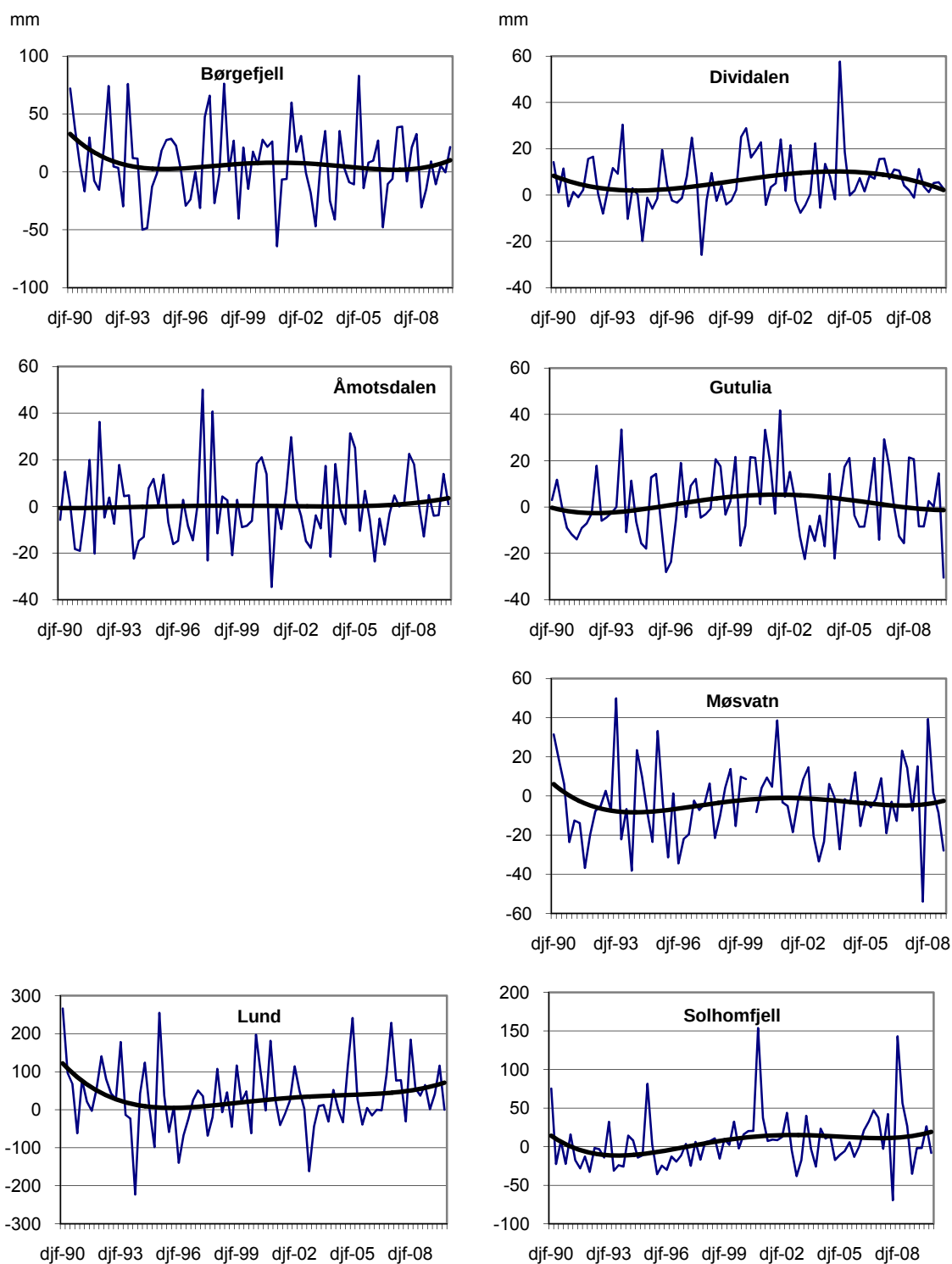
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 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. Hei-områdene 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 skogtyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).



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 2009. – 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 2009.



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 2009. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations 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 2009.

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 rikere 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 I, Gjerstad og 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca 300 til 650 m o.h. Hei-habitatene 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 over store områder under rask tilgroing med bjørk. Mes-teparten 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 Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009

Rune Halvorsen

Undervegetasjonen i skog inneholder et bredt spekter av planteartsgrupper som representerer mange ulike livsformer og tilpasninger til miljøet og derfor utgjør et stort sett av indikatorer som er følsomme overfor mange ulike påvirkningsfaktorer (T. Økland et al. 2001, 2004a). I Norge startet vegetasjonsovervåking i skog opp i 1988, motivert av omfattende skogdød i Mellom-Europa og mangel på kunnskap om hvordan tilstanden var i norsk skog. Allerede det første året med overvåking av undervegetasjon i granskog ble det observert betydelige 'moseskader', først og fremst avbleiking av moseskudd, flere steder i Sør-Norge (Frisvoll 1989). Forekomsten av moseskader, som ble satt i sammenheng med 'sur nedbør' (Frisvoll 1989, Flatberg 1994), var den direkte årsaken til at det i 1990 ble startet demografiske undersøkelser av en typisk stor skogsmose, etasjemose, det vil si undersøkelser der skjebnen til enkeltskudd av mosen blir fulgt over lang tid. Undersøkelsene har foregått i sju overvåkingsområder i barskog: Solhomfjell-området (R. Økland & Eilertsen 1993) og seks av områdene som ble etablert i regi av NIJOS i perioden 1988–90, Paulen, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia (granskog) og Granneset [se T. Økland (1996) og kapittel 5: figur 5.1]. Nå foreligger en tidsserie av demografidata for etasjemose som strekker seg over 20 år. Data fra denne tidsserien har resultert i en lang rekke artikler i vitenskapelige tidsskrifter (bl.a. R. Økland 1995a, 1997, 2000, R. Økland & T. Økland 1996, Rydgren & Økland 2002, R. Økland & Bakkestuen 2004, Rydgren et al. 2007, Bakkestuen et al. 2009b), men med unntak for rapporteringen fra overvåkingsområdet Solhomfjell, sist etter feltarbeidet i 2008 (Halvorsen et al. 2009), har aldri resultater av de demografiske undersøkelsene i noen av de andre overvåkingsområdene blitt rapportert i sin helhet.

Utover 1990-tallet viste det seg at moseartenes mengde og artsantall, og ikke minst mengden av etasjemose, økte betydelig i overvåkingsområdene i granskog i Norge (R. Økland 1995b, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Dette endringsmønsteret ble satt i sammenheng med generelt gode voksebetingelser for moser. Fra årtusenskiftet har store moser i noen grad fortsatt å øke i mengde samtidig som det er observert tendenser til mengdedgang for mindre moser (T. Økland et al. 2004b, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland & Bratli 2008, Halvorsen et al. 2009, T. Økland et al. 2009), muligens som resultat av at små moser blir overvokst av større moser. Tiltakende uregelmessighet i smågnagernes populasjonssykluser, og dermed mangel på regelmessig forstyrrelse, er også framholdt som en mulig medvirkende årsak til den observerte mengdeøkningen for store mosearter (T. Økland et al. 2004a, Rydgren et al. 2007).

Endringer i arters mengde er resultatet av mange endringer på enkeltindividnivå. Antallet individer pr arealenhet endrer seg når tilfanget av nye individer er forskjellig fra antallet individer som faller fra, som resultat av endring i vegetativ (f.eks. ved forgreining) og/eller kjønnet formeringshastighet. Dekningen av en art kan endre seg uten endring i individtetthet dersom enkeltindivideres gjennomsnittsstørrelse endrer seg. Hos de fleste plantearter er det dessuten en kompleks sammenheng mellom størrelse og både vegetativ og kjønnet formeringshastighet (Harper 1977, Hutchings 1986, R. Økland 1995a, Bakkestuen et al. 2009b). Studier der enkeltindividers skjebne og størrelsesutvikling blir fulgt over lang tid (demografiske studier) gir derfor innsikt i de mekanismene som er involvert i mengdeendring. I dette kapitlet oppsummeres resultater av de demografiske undersøkelsene av etasjemose i sju overvåkingsområder fra 1990 til 2009. Formålet med kapitlet er å bidra til en bedre forståelse av mekanismene som har forårsaket endringer i mosedekning i granskog i Norge mellom 1990 og 2010.

3.1 Metoder

Detaljerte beskrivelser av den studerte arten, etasjemose [*Hylocomium splendens* (Hedw.) B., S. & G.], datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder finnes hos R. Økland (1995a), se også R. Økland (1997).

Kortfattet beskrivelse av etasjemose

Etasjemosen har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, R. Økland 1995a). Arten er representativ for store moser i skogbunnen fordi den i likhet med de fleste andre store skogbunnsmoser er ektohydrisk (Buch 1945, 1947), det vil si at den opptar vann og næringsstoffer gjennom hele overflata. Ektohydriske mosers vekst er i hovedsak styrt av lengden på perioden med lys-, temperatur- og fuktighetsforhold som muliggjør vekst (Stålfelt 1937, R. Økland 1997a). Slike moser er derfor følsomme overfor endringer i klimaet, både på makro- og mikroskala. Etasjemoseskudd er bygd opp ved repetisjon av moduler ('etasjer') som i prinsippet er bygd opp på samme måte (**figur 3.1**). Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt vekstpunkt fra ryggsida av hovedstengelen, ved forgreining av ett år gammelt vev. Samme høst utvikler det nye vekstpunktet greiner av første og ofte også andre orden. I august det påfølgende året, ved ett og et halvt års alder, har det nå dobbelt fjærgreinete vekstpunktet nådd full størrelse og blitt et modent segment. Vekstpunkter kan imidlertid også utvikle seg fra skuddfragmenter og ved regenerering fra hvilende vekstpunktanlegg på eldre deler av skuddene (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes kontinuerlig ned fra grunnen, men de siste 2–8 segmentene holdes normalt sammen i en skuddkjede dersom ikke skuddet blir fysisk skadet.

Utvalgsmetodikk

Hovedtrekkene i prøveflateplassering og dataanalysemetoder følger et konsept som er beskrevet i detalj i Lawesson et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a, b). I Solhomfjell-området ble først 8 transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene (se R. Økland & Eilertsen 1993 for detaljer). Posisjoner for 100 storflater á 16 m² ble så valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble plassert to flater, hver 1 m², i faste posisjoner. 101 av disse flatene, som er typifisert som frisk gran-



Figur 3.1 Etasjemoseskudd (modent segment) med tre ringmerkede forgreininger (vekstpunkter). – Mature *Hylocomium splendens* segment with three ring-tagged growing points. Foto: Rune Halvorsen

skog (voksestedstype 5) av R. Økland & Eilertsen (1993), inngår i demografiundersøkelsen av etasjemose. Den variasjonsbredden langs viktige lokale basisøkoklinier som utspennes av disse flatene, svarer til den variasjonsbredden som adresseres i de seks andre TOV-områdene i granskog (de tidligere NIJOS-områdene), og som er beskrevet som 'blåbærdominert granskog' av T. Økland (1996). I hvert av disse områdene ble 10 storflater á 50 m² valgt ut for å representere variasjonsbredden langs opplagt viktige lokale basisøkoklinier. Fem flater, hver 1 m², ble plassert tilfeldig innen hver storflate. Det totale antallet flater i hvert av disse områdene er dermed 50. I området Gutulia, der etasjemose finnes i alle flater, omfatter demografiundersøkelsen bare annenhver flate (ulike numre).

Demografiske registreringer av etasjemose er foretatt i hver flate fra og med det året minst 8 (fra og med år 2001, minst 12) etasjemosevekstpunkter ble observert innenfor et forhåndsdefinert areal (dette arealet utgjøres i de fleste områdene av smårute 3 fra venstre i nedre rad, 625 cm²; men se R. Økland 1995a for detaljer) innenfor flata. En standardisert metode er benyttet for å redusere eller øke dette arealet når antallet vekstpunkter kom utenfor intervallet 8–x (der x, øvre grense for vekstpunktantall i det undersøkte arealet, som varierer fra 28 til 50 og blir fastsatt for hvert område og år på grunnlag av antallet av flater i området som inneholder nok etasjemose til at arten blir undersøkt). Den delen av ei flate der det på et gitt tidspunkt pågår demografiske registreringer, blir betegnet 'demografiflata'. Antallet demografiflater har variert over tid, og har vært: Paulen (forkortet PA) 9–11, Solhomfjell (SO) 19–27, Grytdalen (GR) 17–19, Rausjømarka (RA) 21–29, Otterstadstølen (OT) 14–17, Gutulia (granskog) (20–22) og Granneset (GN) 21–27. Det totale antallet demografiflater var 119 i 1990 og hadde i 2009 økt til 148. Det totale antallet demografiflater der registreringer har blitt gjort for en kortere eller lengre periode i tidsrommet 1990–2009, er 154.

Demografiske registreringer av etasjemose

Alle flater i de sju områdene er oppsøkt årlig fra og med 1990 til og med 2009, mellom 12. august og 12. oktober, dvs etter at de nye segmentene er fullt utvokst, men før første snøfall. Demografiske registreringer ble gjort i alle flater som ved et gitt tidspunkt tilfredsstilte kravene til å være demografiflate. Ved hver årlige registrering ble alle intakte vekstpunkter kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (R. Økland 1995a; figur 1). Alle vekstpunkter som ble registrert året før ble forsøkt gjenfunnet. Antallet registrerte vekstpunkter pr område og år er mellom 200 og 800. Til sammen omfatter datamaterialet informasjon om skjebnen til 59 478 etasjemosevekstpunkter og 53 740 modne segmenter (ikke alle vekstpunkter gir opphav til et modent segment).

Utviklingen i etasjemosepopulasjonene (og i mosedekket for øvrig i demografiflatene) er beskrevet ved hjelp av seks variabler: (1) Mosedekningen i demografiflatene (egentlig totaldekningen av moser og lav, men fordi lav alltid utgjør en ubetydelig del av bunnsjiktet i de undersøkte granskogene, er 'mosedekning' brukt som betegnelse på denne variabelen), subjektivt estimert i prosent. (2) Etasjemosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (3) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som en populasjonsvekstindeks (PVI*) med startår (indeksverdi = 100) 1990. For et gitt år t har denne indeksen en verdi lik indeksverdien ved år t–1 multiplisert med forholdstallet mellom antall vekstpunkter observert i demografiflatene i år t dividert med antall vekstpunkter i det samme arealet i de samme flatene i år t–1. For å uttrykke populasjonsvekstraten på en lineær skala, er PVI* regnet om, først til et forholdstall (PVI^*_t / PVI^*_{1990}) med verdien 1 for startåret 1990, dernest til en 2-logaritmeskala (PVI). Det er PVI-indeksen som blir rapportert i dette kapitlet. Den har verdien 0 for 1990, verdien 1 indikerer en dobling av antallet vekstpunkter siden 1990, verdien 2 en firedobling og verdien 3 en åttedobling. (4) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter som var ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt angitt i 1/10 mg (det vil si at en verdi på 4 svarer til en tørrvekt på 1,6 mg, verdien 6 svarer til 6,4 mg og 8 svarer til 25,6 mg). Tørrveksttimering ble gjort på grunnlag av målinger av (i) segmentlengde, (ii) antall første ordens greiner med greiner av andre orden, og (iii) lengste første ordens grein, ved bruk av en regresjonsmodell som forklarer 91,3% av variasjonen i segmentstørrelse (R. Økland 1995a). (5) Etasjemoseproduksjonen (i g/m²), beregnet som et produkt av tettheten i inneværende år og gjennom-

snittsstørrelsen for segmenter registrert som modne året etter (langt størstedelen av et segments tørrvektøkning er resultatet av vekst i dens første år; Tamm 1953). Vekstpunkttettheten (antall vekstpunkter pr m^2) ble beregnet som gjennomsnittlig tetthet i alle prøveflatene som er med i undersøkelsen (dvs også inkludert flater uten etasjemose). Også produksjonen blir uttrykt på en 2-logaritmeskala, det vil si at en verdi på 0 svarer til 1 g/m^2 , mens -2 svarer til $0,26 \text{ g/m}^2$ og 2 svarer til 4 g/m^2 . (6) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle segmenter som ble modne i år t , angitt på en seksdelt skala (R. Økland 2000) på grunnlag av prosentandelen av segmentet som var synlig ovenfra (dekningen av segmentets egne dattersegmenter ikke tatt i betraktning): 0 (begravd; mindre enn 5% synlig ovenfra), 1 (lavt plassert; 5-25% synlig), 2 (intermediær plassering; 25-75% synlig), 3 (høyt plassert; 75-95% synlig), 4 (på toppen; 95-100% synlig, men skuddet hadde kontakt med substratet eller andre moser), og 5 (oppstikkende; 100% synlig og uten kontakt med substrat eller andre moser). Den optimale plasseringen av skuddene med hensyn til balansen mellom lystilgang og gunstige fuktighetsforhold er i klasse 3, der gjennomsnittlig skuddstørrelse er størst (R. Økland 2000). Vertikal plassering ble første gang registrert i år 1992.

Smågnagere påvirker etasjemosepopulasjoner direkte ved å beite på unge vekstpunkter (**figur 3.2**) og ved kraftig opprotting av mosematta, for eksempel i og nær musehull og 'ferdselsveger' mellom disse (Ericson 1977, R. Økland 1995a). Som grunnlag for slutninger om smågnager-effekter på de undersøkte etasjemosepopulasjonene blir derfor, for hvert år og hvert område, andelen av vekstpunkter som er beitet ('klipt') og andelen av tapte vekstpunkter (dvs vekstpunkter som ikke ble gjenfunnet og som ble vurdert heller ikke å være begravd i mosematta),



Figur 3.2 Etasjemoseskudd (modent segment) med fire vekstpunkter som alle er beitet av smågnagere; to er synlige som en kort 'pigg', de to andre er beitet over nederste grein. – Mature *Hylocomium splendens* segment with four growing points, all grazed by microtine rodents; two are visible as a short 'peg', the others are cut above the lowermost branch. Foto: Rune Halvorsen

rapportert. Disse andelene er uttrykt i prosent av alle vekstpunkter i demografiflata som ble registrert som intakte året før. En tydelig smånagereffekt forutsetter at andel av beitete vekstpunkter er høyere enn det som er vanlig i området (og minst 4%), og at andelen av tapte skudd samme år er høyere enn vanlig for området.

Statistiske analyser

Resultatene er hovedsakelig framstilt grafisk. Linjer og punkter fra et gitt område har samme farge i alle figurer. I tillegg er en enkel statistisk test [basert på Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient, τ (Kendall 1938), beregnet mellom observasjonsår og hver av de seks variablene i hvert av de sju områdene] brukt til å teste nullhypotesen at den aktuelle variabelen ikke viser en monoton (jevnt økende eller jevnt avtakende) utvikling i området i den aktuelle tidsperioden.

Alle statistiske analyser og alle figurer er utført i R versjon 2.10.0 (Anonym 2009).

3.2 Resultater

Smånagereffekter på etasjemose

I tre av områdene (Paulen, Rausjømarka og Otterstadstølen) oversteg andelen av smånagerbeitete vekstpunkter ikke 4% noen gang i perioden 1990–2009. Med unntak for svake tendenser i Otterstadstølen i 1991 og 1994–95 ble det heller ikke i noen år observert sammenfall mellom relativt høye andeler beitete og tapte vekstpunkter (**figur 3.3a**).

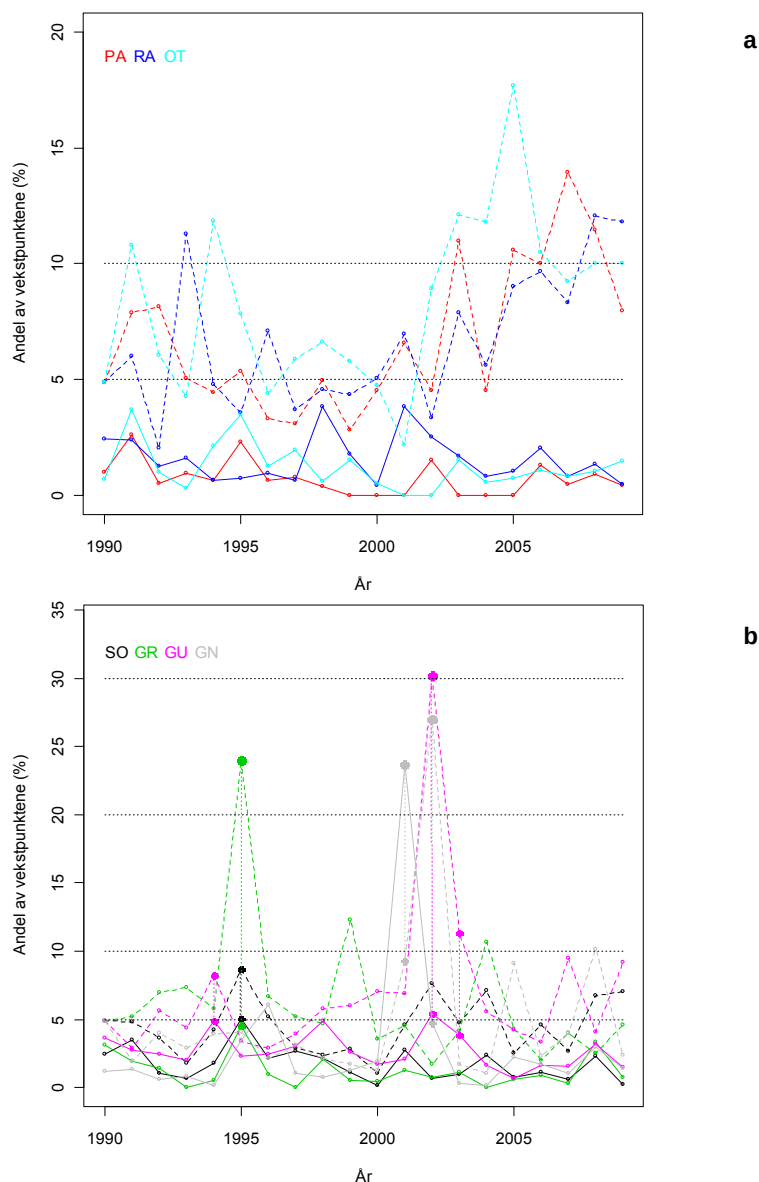
I de fire andre områdene ble det i enkeltår observert mer enn 4% smånagerbeitete vekstpunkter som falt sammen med høyere andeler tapte vekstpunkter enn normalt (**figur 3.3b**). I de to naboområdene Solhomfjell og Grytdalen var 1995 et slikt år. Da ga smånagerbeitingen seg utslag i at hele 24% av vekstpunktene som ble observert i Grytdalen i 1994 var tapt i 1995. I Gutulia ble moderate smånagereffekter observert i 1994, mens sterke effekter ble observert 2002–03. I begge disse årene var andelen beita vekstpunkter over 4%. I 2002 ble hele 30,2% av vekstpunktene registrert som tapt. Enda sterkere smånagereffekter ble observert i Granneset 2001–02, i 2001 med den desidert høyeste andelen av beitete vekstpunkter (23,7%) som har vært observert i noe område i noe år denne undersøkelsen har pågått. I forhold til områdegjennomsnittet var også andelen tapte skudd, 9,2%, relativt høy dette året. I 2002 sank andelen beitete vekstpunkter til 4,8%, men svært mange skudd som lå løse i flatene ved den årlige registreringen i 2001 (men som på det tidspunktet ennå ikke var tapt), var borte i 2002.

Mosedekning

Paulen skiller seg fra de andre områdene ved å ha lavere mosedekning – mellom 25 og 50%. Denne forskjellen ble opprettholdt gjennom hele undersøkelsesperioden (**figur 3.4a**). I de andre områdene varierte mosedekningen mellom 35 og 75%. På 1990-tallet var utviklingen i mosedekning stort sett den samme i alle områder; en topp fant sted i 1992 og en bunn i 1995 (1994 i det nordligste området, Granneset), hvorefter dekningen økte jevnt til ca år 2000. På 2000-tallet har mosedekket ikke vist entydige endringsmønstre i noen av områdene med unntak for Grytdalen og Rausjømarka, der høyeste mosedekning ble registrert i 2008 og 2009 (henholdsvis 71% i 2009 og 77% i 2008), og Granneset, der mosedekningen avtok fra 71% i 1999 til 45% i 2009. Totalt for tjuårsperioden, ble det observert en sterkt signifikant, konsistent økning i mosedekningen ($P < 0,005$) i alle de fem sørligste områdene. Sterkest konsistent trend (Kendall's $\tau = 0,695$, $P < 0,0001$) ble observert i Grytdalen.

Etasjemosedekning

Etasjemosedekningen (**figur 3.4b**) fulgte i hovedtrekk samme mønster som bunnsjiktdekningen, men dekningen av etasjemose viste en mer konsistent økning gjennom tjuårsperioden enn mosedekningen (korrelasjonen mellom observasjonsår og dekning var høyere for etasjemosedekning enn for total mosedekning). Sterkest (fra et gjennomsnitt på 3% for perioden 1990–97 til 26% for perioden 2007–09) og mest konsistent (Kendall's $\tau = 0,800$, $P < 0,0001$)



Figur 3.3 Populasjonsegenskaper hos etasjemose (*Hylocomium splendens*), registrert i sju overvåkingsområder i perioden 1990–2009, som viser effekter av smågnageraktivitet. Heltrukken kurve viser andelen av vekstpunktene som ble observert i demografiflatene året før, som i det angitte året var beitet av smågnagere. Stiplet kurve viser andelen av vekstpunktene som ble observert i demografiflatene året før, som i det angitte året ikke ble gjenfunnet og hvor sannsynlig årsak ikke var begravning i mosematta. De sju områdene er fordelt på (a) områder uten markert smågnagertoppårseffekt (PA = Paulen, RA = Rausjømarka og OT = Otterstadstølen), og (b) områder med markert smågnagertoppårseffekt (SO = Solhomfjell, GR = Grytdalen, GU = Gutulia, GN = Granneset). Høye andeler vekstpunkter påvirket av smågnagere er markert med prikk. – Demographic properties of *Hylocomium splendens* populations, recorded in seven monitoring areas 1990–2009, that indicate effects of microtine rodent activity. Continuous lines show fraction of growing points observed in demography plots the year before, that in the given year were grazed by rodents. Broken lines show fraction of growing points observed in demography plots the year before, that in the given year were not recovered and for which the most likely reason for loss was other than burial in the moss carpet. The seven areas are divided into (a) areas without visible effect of microtine rodent population peaks, and (b) areas with a marked effect. High fractions of growing points affected by microtine rodents are indicated by dots.

var økningen i Grytdalen. Konsistent og svært sterk (fra 7% for 1990–96 til 28% for 2008–09) økning ble også observert i Rausjømarka (Kendall's $\tau = 0,714$, $P < 0,0001$). I Paulen, Solhomfjell og Otterstadstølen var den gjennomsnittlige etasjemosedekningen på slutten av 2000-tallet om lag dobbelt så stor som i første halvdel av 1990-tallet. Også i Granneset var etasjemosedekningen høyere på 2000-tallet (for det meste mellom 20 og 30%) enn på 1990-tallet (mellom 10 og 20%). I alle disse områdene var økningen over tid sterkt signifikant ($P < 0,005$), i tre av områdene var den svært sterkt signifikant ($P < 0,0001$). I Gutulia holdt etasjemosedekningen seg omkring 30% gjennom hele undersøkelsesperioden, uten signifikant endring over tid.

Populasjonsutvikling for etasjemose

Etasjemosens populasjonsutvikling, uttrykt ved populasjonsindeksen, viste at det fant sted en svært sterkt signifikant populasjonsøkning i alle områder bortsett fra Gutulia, der populasjonsstørrelsen ble doblet fra 1990 til ca 1998 og deretter har fluktuert omkring 1998-nivået (**figur 3.4c**). I alle de andre områdene ble det observert en konsistent og svært sterk populasjonsøkning over tid. Økningen var svakest i Otterstadstølen, der den først startet i 1999. Likevel var etasjemosepopulasjonsstørrelsen i 2009 nesten dobbelt så stor som i perioden 1990–98. Sterkest populasjonsøkning ble observert i Paulen og Granneset, der populasjonsstørrelsen i 2009 var ca $5 \times$ populasjonsstørrelsen i 1990. Toppåret for populasjonsstørrelse i Granneset var 2003 da den var $7,35 \times$ populasjonsstørrelsen i 1990! I de øvrige områdene var populasjonsstørrelsen i 2009 mellom 3 og 4 ganger så stor som i 1990.

Økningen i populasjonsindeksen hadde et jevnere forløp enn økningen i etasjemosedekning, og korrelasjonen mellom observasjonsår og populasjonsutvikling var betydelig høyere for populasjonsindeksen (høyest for Solhomfjell; Kendall's $\tau = 0,979$, $P < 0,0001$) enn mellom observasjonsår og etasjemosedekning i alle områdene bortsett fra Grytdalen (Kendall's $\tau = 0,789$, $P < 0,0001$).

Skuddstørrelse

Gjennom 1990-årene utviklet gjennomsnittlig størrelse på etasjemosesegmentene (**figur 3.4d**) seg stort sett parallelt med bunnsjikts- og etasjemosedekningen og utviklingen i populasjonsstørrelse (sammenlikn **figurer 3.4a–c** med **figur 3.4d**). Skuddstørrelsen startet i 1990 med å være relativt høy. Dette høye utgangsnivået holdt seg til 1993, ble fulgt av et markert fall fram til 1995 og en jevn økning som varte til omkring 2002. I denne perioden ble forskjellene i gjennomsnittlig skuddstørrelse mellom områdene stort sett opprettholdt; Grytdalen hadde minst skudd ($< 4 \log_2$ -enheter), mens de største skuddene ble funnet i Rausjømarka (over 5 enheter). Etter 2002 er den systematiske variasjonen i gjennomsnittlig skuddstørrelse mellom områdene gradvis visket ut; i 2009 var gjennomsnittlig skuddstørrelse lavest i Granneset (som hadde den høyeste gjennomsnittlige skuddstørrelsen i 1990), mens Rausjømarka fortsatt hadde høyest gjennomsnittlig skuddstørrelse. I fire av områdene fant det sted en konsistent og signifikant økning i gjennomsnittlig skuddstørrelse i perioden 1990–2009; sterkest i Grytdalen (Kendall's $\tau = 0,702$, $P < 0,0001$).

Produksjon

Etasjemoseproduksjonen (tørrvekt mosemateriale produsert pr m^2 og år) fulgte i store trekk populasjonsindeksen, men endringen i produksjonen har gjennomgående vært sterkere enn populasjonsøkningen fordi produksjonen er produktet av skuddantall og gjennomsnittsstørrelse (**figur 3.4e**). Den mest konsistente og sterkeste produksjonsøkningen (en økning på tre $\log_2$ -enheter, omtrent en åttedobling) ble observert i Solhomfjell (Kendall's $\tau = 0,811$, $P < 0,0001$) og Grytdalen (Kendall's $\tau = 0,758$, $P < 0,0001$), mens det i Paulen, Rausjømarka og Otterstadstølen ble observert om lag en firedobling av produksjonen, konsistent over tid (alle Kendall's $\tau > 0,6$, $P < 0,0001$). I Gutulia holdt produksjonen seg omkring 4 g/m^2 , mens den i Granneset økte fra omkring $1,5 \text{ g/m}^2$ på 1990-tallet til et nivå omkring 4 g/m^2 som ble opprettholdt gjennom 2000-tallet. I 2008 sank produksjonen vesentlig som følge av sterk reduksjon i studdstørrelse.



Figur 3.4 Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i sju overvåkingsområder i perioden 1990–2009. (a, oppe til venstre) Mosedeckningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som en populasjonsvekstindeks (PVI) på 2-logaritmeskala. (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstør-

Vertikal plassering i mosematta

I motsetning til de andre variablene, viser etasjemoseskuddenes gjennomsnittlige vertikale plassering i mosematta liten grad av systematisk variasjon over tid. Bare i to områder, Solhomfjell og Rausjømarka, ble det observert en signifikant endring over tid, i retning dypere plassering i mosematta (**figur 3.4f**). Samme tendens, men ikke signifikant, ble observert i Grytdalen (Kendall's $\tau = -0,302$, $P = 0,0812$).

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

3.3 Diskusjon

Resultatene bekrefter at det har funnet sted en kraftig økning i mengde av etasjemose i granskog i Norge i perioden 1990–2009. Denne mengdeøkningen kommer først og fremst til uttrykk ved at etasjemosedekningen i skogbunnen har økt. Etasjemoseøkningen har vært sterk i alle de lavereliggende overvåkingsområdene i Sør-Norge, såvel på Østlandet som på Sør- og Vestlandet, men mindre sterk i det fjellnære overvåkingsområdet (Gutulia) på Nordøstlandet og i det nord-norske området Granneset. I områdene Rausjømarka og Otterstadstølen er økningen i etasjemosedekning om lag like stor som den observerte økningen i total mosedekning, mens den i de sørligste områdene Paulen, Solhomfjell og Grytdalen utgjør mellom halvparten og tre firedeler av økningen i den total mosedekning. Resultatene viser at økningen i antall etasjemoseskudd er mye større enn økningen i dekning skulle tilsi. Det betyr at etasjemosen ikke bare har kolonisert tidligere åpne flekker i skogbunnen, men at det også har skjedd en fortetting av mosematta og, sannsynligvis, at mindre moser har blitt overvokst av etasjemose. Dette stemmer overens med observasjonene av mengdereduksjon for mange mindre mosearter i skogbunnen i granskog etter år 2000 (R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland & Bratli 2008, Halvorsen et al. 2009, T. Økland et al. 2009).

relsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt oppgitt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t , beregnet som et produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2 . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (emergent). Forkortelser for områdenavn: PA = Paulen, SO = Solhomfjell, GR = Grytdalen, RA = Rausjømarka, OT = Otterstadstølen, GU = Gutulia, GN = Granneset. Resultatet av en korrelasjonstest av hypotesen om at det ikke er noen sammenheng mellom år og den aktuelle variabelen er angitt etter det forkortete områdenavnet (*** $P < 0,0001$; ** $0,0001 < P < 0,005$, * $P < 0,05$). – Dynamics of *Hylacomium splendens* populations in seven monitoring areas, 1990–2009. (a, upper left) Bryophyte cover in demography plots, subjectively estimated in %. (b, upper right) *H. splendens* cover in demography plots, subjectively estimated in %. (c, middle left) Change of *H. splendens* populations, given as the 2-logarithm of a population growth index (PVI). (d, middle right) Mean size of segments mature a given year, given as the 2-logarithm of estimated dry weight in 1/10 mg. (e, lower left) *H. splendens* production in year t , given as the 2-logarithm of production in g/m^2 . (f, lower right) Mean vertical position in the bryophyte carpet for all *H. splendens* segments mature in year t , expressed on a scale from 0 (buried) to 5 (emergent). Names of monitoring areas are abbreviated as follows: PA = Paulen, SO = Solhomfjell, GR = Grytdalen, RA = Rausjømarka, OT = Otterstadstølen, GU = Gutulia, GN = Granneset). The results of a correlation test of the hypothesis that there is no relationship between year of observation and the variable in question is given after the abbreviated name of the area (*** $P < 0.0001$; ** $0.0001 < P < 0.005$, * $P < 0.05$).

Den viktigste demografiske årsaken til at etasjemose har økt i mengde i norske barskoger i perioden 1990–2010 er en kraftig økning i antallet etasjemoseskudd. Samtidig har skuddene i gjennomsnitt blitt litt større. Til sammen har dette ført til en kraftig økning i den totale etasjemoseproduksjonen og sannsynligvis også i totalproduksjonen av mosemateriale i skogbunnen.

Etasjemosen produserer svært sjelden sporofytter når den vokser i skogbunnen (R. Økland 1995a), og spiring av nye moseskudd fra sporer ble ikke observert i en eneste rute en eneste gang under feltarbeidet. Økningen i antall etasjemoseskudd skyldes derfor høye vegetative forgreiningshastigheter. Sannsynligheten for at et etasjemoseskudd skal forgreine seg, øker sterkt når skuddstørrelsen øker (R. Økland 1995a). Den gode størrelsesutviklingen for etasjemose i de fleste overvåkingsområdene i undersøkelsesperioden er derfor en viktig medvirkende årsak til økningen i populasjonsstørrelse og dekning.

Skudd som vokser i matter har, så fremt ikke mosemattene blir altfor tette, gunstigere størrelsesutvikling enn skudd som vokser enkeltvis (R. Økland & T. Økland 1996, R. Økland 2000). Fordi etasjemosepopulasjonsstørrelsen har økt mye mer enn etasjemosedekningen i perioden 1990–2009, må vi anta at mosematta mange steder har blitt tettere. Tidligere undersøkelser har vist at det finnes sterke tilbakekoblingsmekanismer i etasjemosematter som forhindrer negative tetthetseffekter. Skudd som vokser i ei tett mosematte og som får for lite lys (og kanskje også for lite fuktighet), vokser dårligere enn skuddene de står sammen med, blir mindre, og har større sjanse for å terminere (ikke produsere nye vekstpunkter). Generelt avtar forgreiningssratene sterkt med redusert lystilgang, slik at store skudd i tette matter sjelden gir opphav til mer enn ett nytt vekstpunkt pr år, og regenerering fra eldre skuddeler bare unntaksvis forekommer (R. Økland & T. Økland 1996, R. Økland 2000). Disse tilbakekoblingsmekanismene gjør at tettheten begrenser seg sjøl, uten eller med liten grad av sjøltynning. Den fortetningen av etasjemosematter i granskog som har funnet sted i perioden 1990–2009, synes imidlertid bare i liten grad å ha gitt seg utslag i at en større andel av etasjemoseskuddene ligger dypere i mosematta. Dette stemmer overens med et inntrykk av at økningen i etasjemosepopulasjonsstørrelse ikke i særlig grad har ført til negative tetthetseffekter.

Den økologiske hovedforklaringen på at store, ektohydriske (Buch 1945, 1947) moser som etasjemose nå øker i mengde i granskog, har vært gunstige klimaforhold (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Såfremt ektohydriske moser får nok lys og varme, vokser de når de er oppfuktet (Stålfelt 1937, R. Økland 1997). Klimaforholdene har nok totalt sett ikke vært *veldig* mye gunstigere for mosevekst i perioden 1990–2009 enn i tidligere år, men kombinasjonen av litt høyere temperatur og litt høyere nedbør enn normalen i mange av årene synes å ha resultert i at det i mange høster har vært lange perioder med gode vekstvilkår for moser (R. Økland 1995c, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004a,b). Særlig var dette tilfellet på Østlandet i siste halvdel av 1990-tallet, da gunstige forhold over flere år (ikke minst den lange, og på Østlandet ekstremt fuktige, høsten i år 2000) kan spores i størrelsesøkning og populasjonsøkning hos etasjemose som kulminerte med en topp omkring år 2002. Den påfølgende nedgangen i skuddstørrelse representerer derfor sannsynligvis bare en tilbakevending til et mer normalt klimaregime.

Det har vært spekulert i at lange perioder uten tydelige populasjonstopper for smånagere, slik tilfellet har vært i store deler av de boreale områdene etter 1988, kan være en medvirkende årsak til den observerte mengdeøkningen for moser i skogbunnen (R. Økland 1997, T. Økland et al. 2004a). Det er nå økende enighet om at endringer i klimaet er årsak til at smågangersyklusene er sterkt svekket (Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008). Allerede etter få år med demografiske studier av etasjemose var det klart at forstyrrelse som gjør at populasjonen må regenerere fra fragmenter eller eldre skuddeler, også mer eller mindre umiddelbart fører til reduksjon av den gjennomsnittlige skuddstørrelsen. Dette skyldes at regenererte skudd er små (R. Økland 2000), og at en populasjon med større *vekstpotensial* (større skudd) bygges gradvis opp fra en populasjon av små skudd ved at den gjennomsnittlige skuddstørrelsen øker litt for hvert år (R. Økland 1995a). Resultatene viser at mindre topper i smånagerpopulasjonsstørrelsen, lik dem som ble observert tidlig på 1990-tallet i flere områder, ikke får popula-

sjonseffekter som forplanter seg gjennom flere år. De viser imidlertid også at med virkelige smågnager-toppår, som den mest markante smågnagertoppen som er observert i noe område i undersøkelsesperioden, i Granneset vinteren 2000–01, er det annerledes. Denne episoden førte til en umiddelbar økning i populasjonsstørrelsen på grunn av kraftig regenerering fra skuddfragmenter, men deretter fulgte den kraftigste størrelsesreduksjonen som ble observert i noe område i denne undersøkelsen. Sekundæreffekten av størrelsesreduksjonen var at også populasjonsstørrelsen avtok. I 2009 hadde Granneset den laveste gjennomsnittlige skuddstørrelsen blant de sju undersøkelsesområdene, mens området i 1990 hadde den høyeste gjennomsnittsskuddstørrelsen. Også i Gutulia, som hadde en smågnagertopp i 2002–03, har størrelses- og populasjonsutviklingen gjennom 2000-tallet vært dårligere enn i områder flest. Et annet eksempel er området Grytdalen, der en markert topp i smågnagerpopulasjonene fant sted vinteren 1988–89 (R. Halvorsen, pers. obs.). Denne toppen hadde sannsynligvis like stor effekt på mosemattene i dette området som smågnagertoppen i Granneset 2000–02 hadde der, og kan være forklaringen på hvorfor Grytdalen i 1990 hadde den desidert laveste gjennomsnittsskuddstørrelsen blant de sju områdene. Den dårlige størrelses- og populasjonsutviklingen i Grytdalen fortsatte fram til ca 1995. Fra 1995 har imidlertid dette området hatt en særlig positiv utvikling, og i 2009 er Grytdalen blant områdene med størst populasjonsstørrelse. Resultatene av de demografiske undersøkelsene av etasjemose gjennom 20 år viser derfor at mangel på omfattende og gjentatt forstyrrelse i forbindelse med smågnagertoppår kan være en viktig tilleggforklaring på endringsmønstrene for moser i granskog, slik som Rydgren et al. (2007) foreslår. Videre viser undersøkelsen at tid siden siste store forstyrrelshendelse sannsynligvis er viktigere årsak til forskjeller i gjennomsnittsskuddstørrelse mellom områder på et gitt tidspunkt enn de grunnleggende vekstbetingelsene (klima etc).

Endringsmønsteret for store moser i granskog, slik det vises med fine nyanser i de demografiske undersøkelsene av etasjemose i sju overvåkingsområder i perioden fra 1990 til 2009, kan altså forklares av at gunstige klimaforhold påvirker mosenes vekst direkte og samtidig indirekte forsterker denne effekten ved å redusere frekvensen og intensiteten av smågnagerforstyrrelse. Dermed skjer det mye sjeldnere enn før at den normale, positive utviklingstendensen for mosepopulasjonene reverseres (R. Økland 1995a). Bildet av at klimaet har en nøkkelrolle for utviklingen av mosedekket i skogbunnen er altså ikke svekket av at de demografiske undersøkelsene av etasjemose viser at også reduserte smågnagereffekter synes viktige. Klimaeffektene er imidlertid sammensatte og mer komplekse enn man har trodd til nå.

Det er ikke overraskende at en sterk økning i mengde for etasjemose og andre store skogsmoser i granskog i Norge nå ser ut til å følges av at mange, først og fremst mindre, mosearter avtar i mengde (R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a, 2009, T. Økland & Bratli 2008, Halvorsen et al. 2009). Når store moser øker i mengde og mosematta blir tettere, oppstår en 'flaskehalssituasjon' (R. Økland & T. Økland 1996) for de mindre artene, ved at små moser (og små skudd av moser som vanligvis er større) blir begravd i den tettere mosematta og forsvinner. Den demografiske mekanismen bak 'flaskehals-hypotesen' består i at begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere enn sine naboskudd, og oftest dør i løpet av få år (R. Økland 2000). R. Økland (2000, se også Rydin 1997) argumenterer for at denne mekanismen kan generaliseres til blandingsbestander bestående av flere arter, ved at små skudd og, mer generelt, små arter står i fare for å avta i mengde når 'flaskehalssituasjoner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år samtidig som det ikke finner sted tilbakeslag på grunn av klima, smågnagertoppår eller andre kilder til forstyrrelse. Dersom forholdene for mosevekst forblir uendret i tiårene som kommer, er det grunn til å anta at utviklingen i retning tette matter dominert av store moser, kanskje først og fremst etasjemose og andre pleurokarpe bladmoser, vil fortsette. Demografiske undersøkelser, ikke bare av etasjemose, men også av andre arter, vil være nødvendig for å forstå de mekanismene som forårsaker endringer i arters mengde i skogbunnen.

4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009

Jørn-Frode Nordbakken, Tonje Økland, Ingvald Røsberg og Gunnar Engan

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006: Norsk institutt for skog og landskap) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). Samme år ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjell-området (Gjerstad, Aust-Agder) i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging ble det etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder. Prøveflatene i Gutulia ble første gang analysert i 1989. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang.

Metodene for overvåkingen av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se for eksempel T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2007, 2009a; T. Økland & Bratli 2008). De permanente vegetasjonsflatene i Gutulia har tidligere vært analysert i 1989, 1994, 1999, og 2004 (femårig omløpstid). Reanalyseringen i 2009 var således 5. gangs analyse av disse prøveflatene.

4.1 Områdebeskrivelse

Overvåkingsområdet Gutulia ligger i Engerdal kommune, Hedmark fylke (62°00-01'N, 12°09-13'Ø, UTM: PM 14,33-34), i Gutulia nasjonalpark som ble opprettet i 1968 og utvidet i 2004. Forvaltningen er underlagt Fylkesmannen i Hedmark.

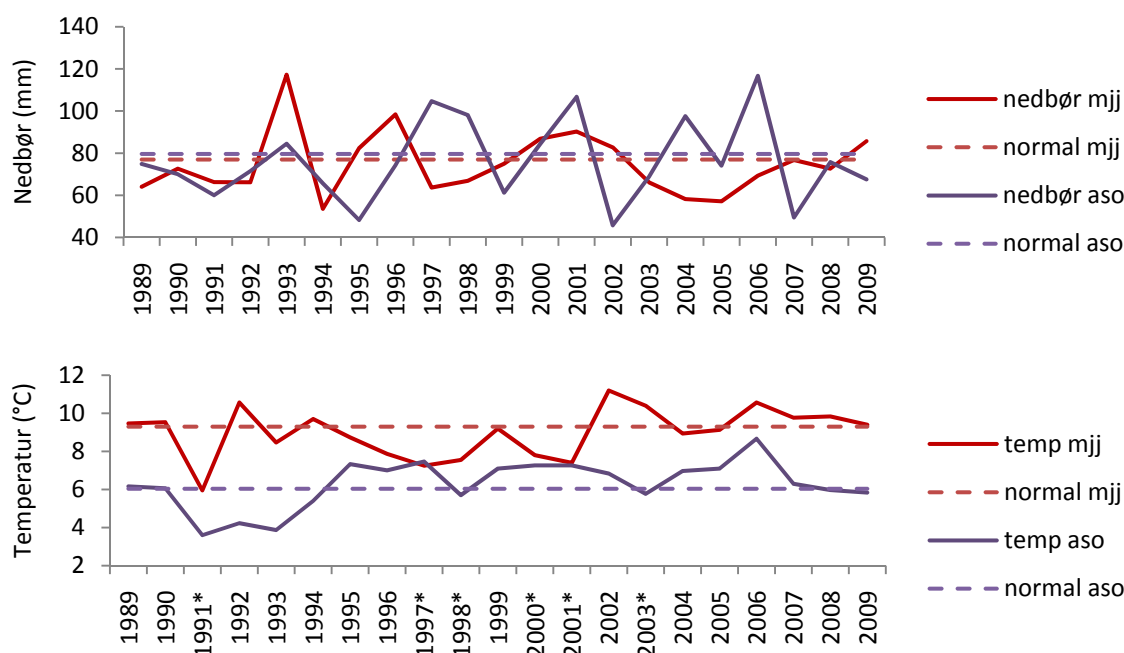
Hele nasjonalparken ligger mellom 615 og 949 m o.h., prøveflatene ligger fra 700 til 850 m o.h., innenfor et areal på ca 4 km². Øvre deler av fjellet Gutulivola er over tregrensa, mens lie-ene er preget av åpen furuskog. I lia opp for Gutulisjøens søndre del og på sør- og østsiden av vola står en del tett granskog. Skogtrærne er store, og flere er mange hundre år gamle. Døde og nedfalne trær ligger spredt i landskapet. Det har tidligere vært noe hogst, og i deler av skogen har det vært brann (minst fire ganger). Skogene er påvirket av seterdrift (fram til 1949) og beitebruk (tamrein) over lange tidsrom, noe som kan ha påvirket skogens sammensetning og struktur noe (Rolstad et al. 2002). Alle vassdragene i nasjonalparken renner østover eller sør-østover mot Sverige. Berggrunnen er for det meste fattig og består av kvartsskifer og metaarkose (Sigmond et al. 1984), men rikere partier med glimmerskifer forekommer (Nystuen & Trømborg 1972).

Området ligger i nordboreal vegetasjonssone og i en overgangsseksjon (OC) mellom oseanisk og kontinentalt klima (Moen 1998). Årsnedbøren er ca 700 mm, estimert på grunnlag av 1961-90 normalen for stasjoner nær overvåkingsområdet (Førland 1993), justert for topografisk posisjon og høyde over havet (Førland 1979). Årsmiddeltemperaturen er +0,6 °C, middeltemperaturen for kaldeste måned -10,4 °C og for varmeste måned 8,8 °C, basert på 1961-90 normalen for stasjoner nær overvåkingsområdet (Aune 1993) justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976). Klimautviklingen i perioden 1989-2009 framgår av **figur 4.1**. For nærmere beskrivelse av området med prøveflateplassering etc, se T. Økland (1996).

Gjennomsnittlig nedbørmengde for månedene mai, juni og juli var i 13 av årene etter 1989 lavere enn 30-årsnormalen (1961-1990), mens gjennomsnittlig nedbørmengde for august, september og oktober var lavere enn normalen i 12 av årene.

Gjennomsnittstemperaturene for mai, juni og juli i seks av årene i 20-årsperioden etter 1989 mangler data for enten juni eller juli, slik at tremånedersgjennomsnittene for disse årene er

usikre. Åtte av de resterende årene hadde høyere gjennomsnittstemperatur enn 30-års normalen. For månedene august, september og oktober var gjennomsnittlig temperatur over normalen i 13 av årene siden 1989.



Figur 4.1 Gjennomsnittlig nedbør (mm) og temperatur (°C) for månedene mai til juli (mjj) og august til oktober (aso) de siste 20 år samt nedbør- og temperaturnormaler (1961-1990) for samme tidsrom i Gutulia, basert på klimadata fra Drevsjø (temperatur) og Valdalen (nedbør) meteorologiske stasjoner. Temperatur-år merket med en stjerne mangler data for enten juni eller juli. – Mean precipitation (mm) and temperature (°C) for May to July (mjj) and August to October (aso) during the last 20 years and the precipitation and temperature normals (1961-1990) for the same periods in Gutulia, based on climatic data from Drevsjø (temperature) and Valdalen (precipitation) weather stations. Years with temperature data marked by a star lack data for either June or July.

4.2 Metoder

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

I hvert overvåkingsområde er det subjektivt lagt ut 10 makroflater á 5x10 m for å dekke opp den lokale variasjonen langs de viktigste lokale økologiske gradientene. Innenfor hver av de 10 makroflatene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 prøveflater 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 og ved flatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske, terreng- og trevariabler etc). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert beskrevet og analysert 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 1989 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland

et al. 2001, 2004a,b). Feltarbeidet ble hvert analyseår utført i slutten av juli eller begynnelsen av august.

4.3 Endringer i perioden 1989-2009 i granskogsflatene i Gutulia

Endringer i antall arter i overvåkningsområdet

I de 50 prøveflatene i Gutulia ble det i perioden fra 1989 til 2009 registrert i alt 146 arter karplanter, moser og lav. Av det totale antall arter ble 95 registrert i et varierende antall prøveflater hvert av årene prøveflatene ble analysert, mens de resterende artene ikke ble påvist i minst ett av årene.

I 2009 ble det registrert i alt 110 arter: 46 karplanter, 25 bladmoser, 5 torvmoser, 20 levermoser og 14 lav (**tabell 4.1**). Antall arter økte med en art fra 1989 til 1994 og ble deretter redusert med 15 arter fram til 2009, slik at det i 2009 ble påvist 14 arter færre enn da overvåkingen startet opp i 1989. I 2009 var imidlertid antall karplanter det høyeste av samtlige gjentak, men det ble påvist 5 bladmoser, 9 levermoser og 3 lav færre enn i "toppårene" (dvs i 1994 og 1999 for bladmoser, 1989 for levermoser, og 1989, 1994 og 1999 for lav). Antall arter torvmose var ganske stabilt i hele 20-årsperioden.

Med ett unntak vokste alle de 20 artene som kun ble registrert ved ett av de fem gjentakene, kun i én av prøveflatene. De åtte artene som kun ble påvist i 1989, omfatter to karplanter (dvergjamne og skogrørkvein), en bladmoseart (krussigd), tre levermoser (bergfoldmose, raudflik og vårmose), samt to arter lav (småtreklelav og storvrenge), mens én karplantart (engrapp) og to moser (bladmosen skruevrangmose og levermosen torvdymose) kun ble påvist i 1994. Ytterligere tre bladmoser (skogkrekmose, ospelundmose og firtannmose) ble kun registrert i ei prøveflate ved tredje gjentak i 1999. Mens ingen arter kun ble påvist i 2004, ble seks nye arter påvist i 2009. Av disse seks artene ble karplantene kvitbladtistel, sumphaukeskjegg og stjernestarr, samt levermosearten stihoggstann, og lavarten fingernever kun funnet i ei prøveflate, mens lavarten bred fingernever ble funnet i to prøveflater.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

I den siste femårsperioden har alle artsgruppene unntatt torvmoser hatt en signifikant reduksjon i antall arter pr prøveflate. Dette var den første femårsperioden med signifikant reduksjon i antall karplanter pr prøveflate, med en gjennomsnittlig reduksjon på 0,54 arter pr prøveflate (**tabell 4.2**). Det var også negative endringer i gjennomsnittlig antall karplanter pr prøveflate i de to første femårsperiodene, men disse endringene var ikke signifikante på nivå $P < 0,05$. I 20-årsperioden var det en signifikant reduksjon, med en gjennomsnittlig tilbakegang på 1,12 karplanter pr prøveflate.

Tabell 4.1 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente flatene i overvåkningsområdet i Gutulia nasjonalpark i de enkelte analyseårene og totalt. – The number of species in main species groups observed in the permanent plots in the monitoring area of Gutulia national park in each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter					Totalt
	1989	1994	1999	2004	2009	
Karplanter	45	45	43	43	46	51
Bladmoser	29	30	30	27	25	33
Torvmoser	4	5	5	5	5	5
Levermoser	29	28	25	25	20	34
Lav	17	17	17	13	14	23
Totalt	124	125	120	113	110	146

Tabell 4.2 Endring i artsantall i 50 prøveflater á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark fra 1989 til 2009. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert, 0,000 betyr <0,0001). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 flater. – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1 m² each (species density) for various species groups in the monitoring site in Gutulia national park from 1989 to 2009. M is the mean for change in species number for the period in question, n- and n+ are the numbers of sample plots with, respectively, reduction and increase in the number of species, the P value relates to a test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold, significant reduction in species number in italic, 0.000 means <0.0001). The test was not performed when the number of plots with changes in number of species was less than five.

	Endring 1989-1994				Endring 1994-1999				Endring 1999-2004				Endring 2004-2009				Endring 1989-2009			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Karplanter	19	14	-0,30	0,090	20	11	-0,28	0,071	16	13	0,00	0,814	24	10	-0,54	0,006	31	9	-1,12	0,000
Moser totalt	9	30	1,40	0,000	29	15	-0,92	0,007	29	12	-0,92	0,011	29	9	-1,62	0,000	35	10	-2,06	0,000
Bladmoser	9	23	0,68	0,004	24	12	-0,40	0,018	24	13	-0,52	0,023	25	6	-0,76	0,004	28	8	-1,00	0,001
Torvmoser	2	3	0,02	0,655	2	3	0,02	0,655	2	4	0,04	0,414	3	1	-0,04	-	4	6	0,04	0,527
Levermoser	12	23	0,70	0,015	22	12	-0,54	0,125	24	11	-0,44	0,054	24	10	-0,82	0,001	29	7	-1,10	0,001
Lav	10	16	0,26	0,143	15	7	-0,18	0,072	15	5	-0,40	0,026	16	4	-0,36	0,005	20	5	-0,68	0,001
Totalt	13	31	1,36	0,005	31	11	-1,38	0,002	31	14	-1,32	0,003	36	6	-2,52	0,000	43	5	-3,86	0,000

Gjennomsnittlig antall moser pr prøveflate gikk signifikant tilbake i hver av de tre siste femårsperiodene. Til tross for at antall moser pr prøveflate økte med 1,4 den første femårsperioden, ble det i gjennomsnitt 2,06 moser færre pr prøveflate over hele 20-års perioden og 1,62 færre arter pr prøveflate i den siste femårsperioden. Antall bladmoser i prøveflatene, som økte i den første femårsperioden (1989-1994), gikk signifikant tilbake i samtlige tre påfølgende femårsperioder. For hele 20-årsperioden var det også en signifikant reduksjon, med en gjennomsnittlig reduksjon på en art pr prøveflate. For levermosene ble det først i siste femårsperiode registrert en signifikant tilbakegang, med en gjennomsnittlig reduksjon på 0,82 arter pr prøveflate. I 20-årsperioden var det en gjennomsnittlig tilbakegang på 1,10 levermoser pr prøveflate. Imidlertid var reduksjonen i antall levermosearter fra 1999 til 2004 nesten signifikant (P = 0,054). Antall arter lav i flatene gikk signifikant tilbake i de to siste femårsperiodene. I 20-årsperioden var det en gjennomsnittlig tilbakegang på 0,68 lav pr prøveflate.

Endring i mengder av enkeltarter i prøveflatene

Framgang og tilbakegang i mengde av enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.3** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 20-årsperioden 1989-2009.

Ingen karplanter viste signifikant økning i smårutefrekvens den siste femårsperioden, mens ti karplanter viste signifikante reduksjoner (krekling, skogstorkenebb, fugletelg, linnea, småtveblad, småmarimjelle, gaukesyre, nikkevintergrønn, gullris og skogstjerne). I 20-årsperioden har frekvensen av rogn og skogsvæve i prøveflatene økt, mens frekvensen av krekling, tyttebær, skogstorkenebb, fugletelg, beitesvæve, småtveblad, nikkevintergrønn, engsoleie, gullris, skogstjerne og gulaks har avtatt.

I femårsperioden 2004-2009 har det blitt signifikant lavere frekvens av sprikelundmose, bergsigd, furumose og fjellrundmose. I 20-årsperioden viste blanksigd signifikant fremgang, ellers gikk 6 bladmosarter tilbake (sprikelundmose, flakjamnmose, glansjamnmose, furumose, vegnikke og fjellrundmose). Klubbetorvmose gikk tilbake i den siste femårsperioden, men viste ingen signifikant endring i 20-årsperioden. Av levermosene har tre arter gått tilbake siden 2004

Tabell 4.3 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer i smårutefrekvens i overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark i de fire 5-årsperiodene mellom undersøkelsene og for 20-årsperioden 1989-2009. n+ angir antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P-verdien 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, 0,000 betyr $< 0,0001$). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant changes in frequency of species in subplots in the monitoring site in Gutulia national park during the four 5-year periods between investigations and for the whole period between 1989 and 2009. 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, 0,000 means $< 0,0001$).

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			1989-2009		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Vedplanter og lyng															
<i>Picea abies</i>	1	1	-	0	7	0,014	5	3	0,271	4	4	0,886	1	5	0,339
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	9	0,012	8	7	0,806	7	4	0,218	3	8	0,132	4	11	0,032
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	7	5	0,371	7	1	0,030	4	2	0,168	7	0	0,015	12	1	0,003
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	16	13	0,861	20	14	0,038	18	14	0,404	20	13	0,148	22	12	0,024
Urter og karsporeplanter															
<i>Geranium sylvaticum</i>	6	4	0,916	7	1	0,031	5	3	0,366	5	0	0,034	10	2	0,013
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	10	11	1,000	11	8	0,263	13	7	0,440	17	6	0,009	19	5	0,017
<i>Hieracium Sylvatica</i> -gr.	1	5	0,072	2	3	0,496	3	5	0,272	5	3	0,608	1	6	0,048
<i>Hieracium Vulgata</i> -gr.	4	6	0,560	5	7	0,335	11	0	0,003	6	4	0,304	8	2	0,027
<i>Linnaea borealis</i>	7	17	0,046	14	11	0,187	10	16	0,086	26	6	0,000	18	15	0,254
<i>Listera cordata</i>	12	9	0,944	12	4	0,031	5	11	0,134	15	3	0,015	18	3	0,006
<i>Melampyrum pratense</i>	21	3	0,002	7	14	0,301	6	17	0,015	13	9	0,162	12	15	0,894
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	15	5	0,033	4	19	0,006	2	19	0,004	19	5	0,002	14	14	0,673
<i>Oxalis acetosella</i>	6	16	0,032	11	10	0,525	6	15	0,120	18	4	0,004	14	9	0,342
<i>Ramischia secunda</i>	7	9	0,896	10	7	0,213	9	6	0,647	14	2	0,013	13	2	0,005
<i>Ranunculus acris</i>	4	1	0,492	2	0	-	0	1	-	2	0	-	5	0	0,042
<i>Solidago virgaurea</i>	12	11	0,800	7	8	0,907	10	7	0,221	12	2	0,003	19	3	0,000
<i>Trientalis europaea</i>	14	13	0,750	17	4	0,022	11	12	0,404	15	8	0,028	20	3	0,006
Gras og halvgras															
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	3	5	0,319	6	1	0,040	4	3	0,490	5	2	0,089	7	2	0,036
<i>Carex vaginata</i>	0	6	0,026	3	2	0,786	2	5	0,301	4	2	0,395	2	5	0,445
Bladmoser															
<i>Brachythecium reflexum</i>	5	13	0,025	9	5	0,038	10	5	0,095	7	3	0,036	13	1	0,002
<i>Brachythecium starkei</i>	0	5	0,041	4	1	0,013	1	3		3	0	0,102	0	1	
<i>Dicranum fuscescens</i>	3	24	0,000	18	7	0,002	12	15	0,733	18	9	0,026	10	14	0,667
<i>Dicranum majus</i>	0	15	0,000	5	11	0,307	8	7	0,840	11	6	0,271	6	13	0,038
<i>Dicranum scoparium</i>	6	25	0,000	21	16	0,501	28	5	0,000	23	18	0,208	26	12	0,068
<i>Hylocomium splendens</i>	1	10	0,007	5	5	0,782	3	4	0,931	9	3	0,124	10	12	0,922
<i>Hylocomium umbratum</i>	0	12	0,002	8	4	0,103	7	3	0,497	6	4	0,237	3	5	0,832
<i>Mnium spinosum</i>	1	5	0,058	3	3	0,916	5	0	0,041	4	2	0,248	6	2	0,206
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	10	0,345	9	4	0,052	8	1	0,021	8	3	0,103	12	2	0,005
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	4	10	0,161	14	4	0,013	8	6	0,748	11	6	0,195	14	6	0,041
<i>Pleurozium schreberi</i>	4	28	0,001	11	11	0,350	24	7	0,001	27	5	0,000	28	7	0,002
<i>Pohlia nutans</i>	3	4	0,932	5	4	0,856	6	2	0,083	4	3	0,527	7	2	0,036
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	8	5	0,413	6	5	0,787	6	3	0,142	8	2	0,016	13	2	0,003
<i>Rhodobryum roseum</i>	5	11	0,072	10	6	0,432	14	1	0,005	7	7	0,899	11	4	0,088
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> ag	0	5	0,041	4	2	0,234	4	1	0,157	3	0	-	2	1	-
<i>Sanionia uncinata</i>	1	5	0,058	5	1	0,242	6	1	0,047	4	1	0,336	6	2	0,156

Tabell 4.3, forts.	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			1989-2009		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Torvmoser															
<i>Sphagnum angustifolium</i>	0	4	-	2	2	-	1	5	0,167	6	0	0,024	3	4	0,307
<i>Sphagnum russowii</i>	4	6	0,239	6	5	1,000	6	2	0,049	4	6	0,799	4	6	0,683
Levermoser															
<i>Barbilophozia attenuata</i>	6	10	0,237	10	4	0,226	6	3	0,371	4	6	0,796	11	5	0,231
<i>Barbilophozia barbata</i>	1	7	0,034	7	0	0,011	3	0	-	1	0	-	3	0	-
<i>Barbilophozia floerkei</i>	7	19	0,054	20	13	0,110	22	11	0,085	20	14	0,429	24	11	0,037
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	2	8	0,118	6	5	0,717	1	8	0,108	10	1	0,010	4	3	0,380
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	4	11	0,034	11	6	0,291	17	4	0,002	17	11	0,198	21	7	0,020
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	4	9	0,145	11	5	0,211	8	3	0,239	10	2	0,013	10	2	0,011
<i>Calypogeia integristipula</i>	8	6	0,200	8	6	0,718	9	3	0,059	6	3	0,327	10	0	0,004
<i>Calypogeia neesiana</i>	1	9	0,013	8	2	0,182	5	4	0,625	3	0	-	4	3	0,173
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	2	5	0,308	5	4	0,365	5	1	0,340	5	1	0,072	7	2	0,036
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	4	9	0,191	11	7	0,320	11	6	0,096	8	6	0,253	12	5	0,022
<i>Cephalozia pleniceps</i>	5	4	1,000	4	7	0,468	9	0	0,006	4	2	0,141	5	0	0,042
<i>Harpanthus flotovianus</i>	0	5	0,042	5	2	0,161	3	2	0,786	2	1	-	2	2	-
<i>Lophozia excisa</i>	1	7	0,034	7	0	0,016	1	2	-	2	0	-	3	0	-
<i>Lophozia incisa</i>	0	6	0,027	5	0	0,039	2	1	-	3	0	-	0	0	-
<i>Lophozia obtusa</i>	7	29	0,000	25	7	0,001	23	9	0,062	14	13	0,405	21	13	0,115
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	5	9	0,173	5	5	0,837	10	6	0,259	12	2	0,042	12	5	0,198
Lav															
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	9	6	0,080	6	6	0,614	10	5	0,183	7	4	0,377	16	4	0,008
<i>Cladonia coccifera</i> agg.	0	6	0,024	5	0	0,038	2	1	-	2	0	-	1	0	-
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	3	8	0,154	5	3	0,608	4	5	1,000	6	0	0,020	4	2	0,589
<i>Cladonia furcata</i>	14	7	0,070	6	7	0,490	11	5	0,251	14	1	0,001	16	3	0,003

(grynskjeppmose, piggrådmose og storhoggtann), mens sju levermoser gikk tilbake i 20-årsperioden (lyngskjeppmose, gåsefotskjeppmose, piggrådmose, skogflak, broddglefsemose, myrglefsemose og storglefsemose). Lavene stubbesyl og gaffellav gikk tilbake i siste femårsperiode, mens pulverbrunbeger og gaffellav gikk tilbake i hele 20-årsperioden.

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1989 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på 50 prøveflater i hvert av 5 analyseår). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau = 0,95$ til $0,86$ for DCA 1, og $\tau = 0,72$ til $0,56$ for DCA 2, med høyest korrelasjoner for 1989, avtakende mot 2009, alle analyseår signifikant på nivå $P < 0,0001$). Næringsinnhold i jord øker med økende scoreverdier langs DCA 1, mens fuktigheten øker med avtakende verdier langs DCA 2 (T. Økland 1996). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland et al. 2004b).

Langs DCA 1 var det i den siste femårsperioden ingen signifikant forflytning av de fattigere prøveflatene. Disse prøveflatene viste imidlertid en signifikant reduksjon av scoreverdier i den første femårsperioden (1989-1994), og en påfølgende økning i scoreverdier i den neste femårsperioden (1994-1999), men sett over hele 20-årsperioden viste de ingen signifikant forflytning langs ordinasjonsaksen. Prøveflater fra den rikere delen viste en signifikant reduksjon av scoreverdier den siste femårsperioden (2004-2009) og en nesten signifikant ($P = 0,052$) reduksjon over hele 20-årsperioden.

Foruten signifikant økte scoreverdier for fattigere prøveflater over hele 20-årsperioden var det ingen signifikante endringer langs DCA 2.

Tabell 4.4 Forflytning av prøveflater langs de to første DCA-aksene for overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark i perioden 1989-2009 basert på smårutefrekvensdata. Wilcoxon-test er gjort separat for fattigere og rikere prøveflater (se T. Økland et al. 2004 a,b). *n-* og *n+* angir antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflatescore enn ved periodens begynnelse. *P*-verdien angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettvalgsgtest, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). – Displacement of sample plots along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1989-2009 for the monitoring site in Gutulia national park, based upon subplot frequency data (ordination of 50 sample plots for five sampling occasions). Wilcoxon test was performed separately for “poorer” and “richer” sample plots (se T. Økland et al. 2004 a, b). *n-* and *n+* are the numbers of sample plots with, respectively, decreasing and increasing DCA scores. *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, 0.000 means < 0.0001).

DCA-akse	n	Forflytning 1989-1994			Forflytning 1994-1999			Forflytning 1999-2004			Forflytning 2004- 2009			Forflytning 1989-2009		
		n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 - fattig	26	16	10	0,030	9	17	0,038	11	15	0,559	11	15	0,174	6	20	0,112
DCA 1 - rik	24	13	11	0,819	12	12	0,753	10	14	0,247	18	6	0,026	17	6	0,052
DCA 2 - fattig	26	11	15	0,525	11	15	0,166	16	10	0,439	11	15	0,280	8	18	0,049
DCA 2 - rik	24	12	12	0,475	14	10	0,587	14	10	0,568	12	12	0,954	13	11	0,684

4.4 Diskusjon

Vegetasjonsutviklingen i Gutulia nasjonalpark har tidligere vært rapportert til og med 3. omløp [se T. Økland et al. (2001, 2004a, b) for endringer 1989-1994, og T. Økland et al. (2004b) for 1994-1999 og for tiårsperioden 1989-1999].

Artsmangfoldet i flatene i 2009 er noe redusert i forhold til utgangspunktet i 1989, og totalt artsantall pr registreringsår har sunket fra 124 arter i 1989 til 110 arter i 2009, som også er det laveste antallet arter observert i de andre analyseårene. Til tross for at kvitbladtistel og sump-haukeskjegg, som ikke har vært registrert i flatene tidligere, bidro til å øke det totale antallet karplanter fra 43 til 46 arter i den siste femårsperioden, har antall karplanter pr prøveflate gått signifikant tilbake i den samme perioden. Bortsett fra småplanter av rogn og av skogsvæve er det ingen karplanter som har hatt en positiv og signifikant mengdeutvikling i siste femårsperiode. Derimot har i alt ti karplanter hatt en negativ mengdeutvikling i prøveflatene siden forrige gang prøveflatene ble analysert i 2004.

I de sørligste og sørøstligste vegetasjonsovervåkingsområdene i Norge har det tidligere vært rapportert signifikante mengdereduksjoner for mange karplanter. Dette har vært tolket som en tidsforskjøvet respons relatert til langtransportert luftforurensing (se R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004a, b). I Gutulia, hvor dagens nitrogenavsetning på om lag 263 mg N m⁻² år⁻¹ (Aarrestad et al. 2009) ligger godt under aksepterte tålegrenser for boreale skoger på 600 mg N m⁻² år⁻¹ (Nordin et al. 2005), antas langtransporterte luftforurensninger å ha liten betydning for artssammensetningen. Endringer i tresjiktet kan ha medvirket til karplanteendringene, men siden registreringer av kronetetthet/kronedekning ikke har vært utført i flatene siden 1999, kan ikke dette påvises.

Andre forhold som kan påvirke karplantene, er beitepåvirkning av tamrein, men også opphør av seterdrift i 1949 kan fortsatt spille inn. Langvarig seterdrift og beiting av husdyr i utmarka kan ha bidratt til et høyere innhold av urter i skogen - ved at beitedyra sprer diasporer og har selektiv effekt på vegetasjonen som fremmer beitetolerante arter (Bjør & Graffer 1963, Kielland-Lund 1976). Opphør av beite innebærer at individer av de aktuelle, langlevete artene ikke

erstattes når de dør. Tilbakegangen for disse (som passer med at rikere prøveflater i DCA-ordinasjonen forflyttes i retning av en artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og lavere innhold av næringsstoffer i jorda, og at det ikke er tilbakegang for blåbær etc), kan delvis være et resultat av at de beitebegunstigete artene gradvis er på veg ut. Det er imidlertid i dag ikke mulig å gi en sikker forklaring på hvorfor karplantene i Gutulia spesielt i siste femårsperiode har hatt en negativ utvikling. Trolig er det flere faktorer som kombinert gir endringene, men ingen enkeltfaktor peker seg tydelig ut. Den videre utviklingen bør derfor fortsatt følges nøye.

Etasjemose er den mosearten som har størst gjennomsnittlig smårutefrekvens (12,6) og prosent dekning (36,7%) i flatene i Gutulia. I motsetning til utviklingen i flere andre overvåkingsområder (se også T. Økland et al. 2009b) og i bjørkeskogsflatene i Gutulia (Aarrestad et al. 2009) har etasjemose i granskog i Gutulia ikke hatt noen signifikant økning i mengde siden årtusenskiftet, verken når det gjelder smårutefrekvens eller prosent dekning (jf kap. 5). Flere bladmoser går signifikant tilbake i siste femårsperiode, deriblant spikelundmose, bergsigd, furumose og fjellrundmose. Også i tidligere femårsperioder, og i hele 20-årsperioden har flere bladmoser avtatt i mengde, mens de fleste økte i mengde i første femårsperiode. Blanksigd er den eneste bladmosen med signifikant økning i artsmengde i 20-årsperioden. Det er mulig at blanksigd, som har tyngdepunkt i lavlandet, øker i fjellnære områder som resultat av økte temperaturer.

Artsmangfoldet av moser i prøveflatene har hatt en negativ utvikling i siste femårsperiode, først og fremst fordi det er blitt færre arter av bladmoser og levermoser. Både av bladmoser og levermoser er det i gjennomsnitt ca 0,8 arter færre i hver prøveflate enn for fem år siden, mens det i forhold til 1989 i snitt var ca én art mindre pr flate for begge disse gruppene i 2009. Siden dette gjennomsnittet for alle prøveflater, også de som pga miljøforholdene aldri har inneholdt slike moser og de med lavt artsantall av disse artsgruppene, er dette en betydelig reduksjon. Enkeltartstestene viser at mange bladmoser og levermoser har hatt en reduksjon i smårutefrekvens, både i siste femårsperiode og i 20-årsperioden.

I flere av overvåkingsområdene har store moser økt i mengde på bekostning av små moser, blant annet for Urvatnet og Rausjømarka (T. Økland & Bratli 2008, T. Økland et al. 2009a). Dette mønsteret er tidligere satt i sammenheng med de mange milde høstene, spesielt fra ca midten av 1990-tallet, noe som har gjort at vekstsesongene for moser har blitt lengre (se blant annet R. Økland 1997, T. Økland 2004a,b). Klimadata for Gutulia viser at månedsmiddeltemperaturen har ligget over normaltemperaturen (se kap. 2) mange av årene fram til ca 2005. Det er imidlertid store variasjoner mellom enkeltår. Også høsttemperaturen varierer sterkt mellom år, men den har i alle år etter 1998, bortsett fra 2003, ligget over normalen. I enkelte år, som i 2006, mer enn 3°C over normalen. For månedsnedbøren er avvikene fra normalen ikke så store som for månedsmiddeltemperaturen, men spesielt fra slutten av 1990-tallet har månedsnedbøren ligget over normalen. Høstnedbøren har enkelte år vært betydelig høyere enn normalen. I siste femårsperiode var høsten 2006 spesielt mild og fuktig, mens høstene 2002 og 2007 var tørrere enn normalt.

Tilbakegangen for små moser, både av blad- og levermoser, er relativt tydelig i Gutulia. At det særlig i siste femårsperiode er blitt klart mindre av disse artene samsvarer med endringer registrert i flere andre overvåkingsområder. Selv om mengden ikke er signifikant redusert i siste femårsperiode for alle levermoser, har alle levermoseartene flere prøveflater med redusert antall arter enn prøveflater med økt artsantall. Selv om tilsvarende endringer ikke ble observert i bjørkeskogsflatene i siste femårsperiode (2003-2008) gikk flere små levermoser signifikant tilbake i perioden fra 1993-2008 (Aarrestad et al. 2009). Små mosers reduksjon er tidligere tolket som resultat av en "flaskehalssituasjon" (jf R. Økland 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2009a, T. Økland & Bratli 2008): De lange vekstsesongene fører til at åpninger i skogbunnen blir tettet igjen av store moser som vokser og forgreiner seg raskere enn små moser. Dette øker sannsynligheten for at små moseskudd/små moser blir begravd i mosematta og reduserer samtidig mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser. Imidlertid har ikke store mo-

ser økt i mengde de siste femårsperiodene slik som i andre områder der det har blitt mindre av små moser, og det er derfor sannsynlig at andre faktorer har medvirket til det observerte mønstret i Gutulia.

Ingen tydelig enkeltfaktor peker seg ut som årsaken til tilbakegangen i artsmangfold i granskogsflatene i Gutulia. Ugunstige klimatiske vekstforhold i enkelt år i flere av femårsperiodene kan ha medvirket. For eksempel var nedbørmengden i juni 1992 (13,7 mm), juli 1994 (19,8 mm) og mai 1998 (6 mm) under 20% av månedsnormalen (1961-1990). Smågnagere kan ha stor påvirkning på mosenes utvikling, og smågnagertoppår kan føre til sterk reduksjon i mosedekning (kap. 3; Rydgren et al. 2007). Det var en relativt stor smågnagertopp i Gutulia i 2002 og 2003 (se kap. 3), og denne er satt i sammenheng med den svakere populasjonsutviklingen for etasjemose i Gutulia enn i andre overvåkingsområder (bortsett fra Granneset, der det var en sterk smågangertopp omtrent på samme tid, noe som også førte til en svak populasjonsutvikling) gjennom 2000-tallet (jfr kap. 3). En annen mulig forklaring er at vegetasjonen i Gutulia, med et strengere klima enn mange av de andre overvåkingsområdene, påvirkes negativt i lengre tid etter forstyrrelser, som klimatisk ugunstige år eller smågnagertopper, enn mange andre områder. Beitepåvirkning av tamrein og endringer i tresjiktet og dermed lysforholdene kan også ha påvirket vegetasjonen i siste femårsperiode.

4.5 Konklusjon

I forhold til etableringsåret er det totale antall arter i granskogsflatene redusert fra 124 til 110 arter, og i løpet av siste femårsperiode er antallet blitt redusert med 3 arter.

I den siste femårsperioden har det funnet sted en signifikant reduksjon i antall karplanter pr prøveflate i Gutulia. I samme periode har 10 karplanter avtatt i frekvens, mens to karplanter har økt signifikant i frekvens.

Det ble i 2009 registrert betydelig færre bladmoser, levermoser og lav enn for fem og 20 år siden. Mangfoldet av disse artsgruppene pr prøveflate er signifikant redusert både den siste femårsperioden og i 20-årsperioden.

Ingen bladmoser hadde signifikant mengdeøkning i siste femårsperiode. Etasjemose, som økte signifikant i den første femårsperioden, har ikke vist signifikante endringer de siste femten årene. Fire bladmoser, tre levermoser, en torvmoseart og to lav har gått signifikant tilbake i frekvens i løpet av siste femårsperiode.

Artsmangfoldet i granskogsflatene i Gutulia er således totalt sett betydelig redusert, og mange arter har fått reduserte frekvens. Det er imidlertid ikke mulig å konkludere med en tydelig årsaksfaktor, verken for karplantene eller for kryptogamene. Utviklingen bør derfor fortsatt følges nøye.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Gutulia 1989-2009

Plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Gutulia i 1989, 1994, 1999, 2004 eller 2009 samt antall 1 m² prøveflater der arten forekommer. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Gutulia in 1989, 1994, 1999, 2004 or 2009 and the number of 1 m² plots where the species occurs.

Latinske navn	Norske navn	1989	1994	1999	2004	2009
Vedplanter og lyng						
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	1	1	2	4	1
<i>Juniperus communis</i>	Einer	2	1	1	0	0
<i>Picea abies</i>	Gran	2	2	9	5	5
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	13	18	15	13	18
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	0	1	1	1	1
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling	14	12	9	11	9
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	50	49	49	49	48
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	2	2	2	2	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	50	50	48	49	50
Urter og karsporeplanter						
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	Vanlig marikåpe	2	2	1	1	1
<i>Circium helenoides</i>	Kvitbladtistel	0	0	0	0	1
<i>Crepis paludosa</i>	Sumphaukeskjegg	0	0	0	0	1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	7	4	5	4	3
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær	2	2	2	2	2
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	11	11	10	8	6
<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom	1	1	1	1	1
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugleteig	30	28	28	25	26
<i>Hieracium sylvatica</i> gr.	Skogsvæver	4	7	7	10	6
<i>Hieracium vulgata</i> gr.	Beitesvæver	13	12	12	10	8
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	34	35	33	35	34
<i>Listera cordata</i>	Småtveblad	22	20	14	18	11
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	16	19	16	15	13
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	3	3	2	3	2
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	23	19	21	21	22
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	24	22	25	26	28
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	5	5	6	4	3
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøksyre	28	30	28	28	26
<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad	0	0	0	2	1
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	3	3	4	4	3
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn	1	1	1	1	1
<i>Ramischia secunda</i>	Nikkevintergrønn	16	17	16	16	13
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie	5	2	2	2	2
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	1	1	1	1	1
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	1	1	0	0	0
<i>Selaginella selaginoides</i>	Dvergjamne	1	0	0	0	0
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	25	21	22	23	23
<i>Taraxacum</i> sp.	Løvetann	1	2	1	1	1
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	29	29	27	26	22
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	3	3	3	3	3
Gras og halvgras						
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	48	48	48	47	48
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	1	1	1	4	2
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	3	3	2	2	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	8	8	8	7	8
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogrørkvein	1	0	0	0	0
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	0	0	0	0	1
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	8	8	7	8	8
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	14	14	14	12	12
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	21	16	16	17	15

Latinske navn	Norske navn	1989	1994	1999	2004	2009
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	3	2	3	2	2
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	4	4	4	4	4
<i>Poa pratensis</i>	Engrapp	0	1	0	0	0
Bladmoser						
<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	2	1	1	1	1
<i>Brachythecium populeum</i>	Ospelundmose	0	0	1	0	0
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	15	18	12	10	8
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	4	4	5	4	4
<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose	0	5	2	3	1
<i>Bryum capillare</i>	Skruevrangmose	0	1	0	0	0
<i>Bryum sp</i>	Vrangmoser	1	1	1	1	0
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	2	2	2	2	2
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	20	30	28	29	22
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	15	18	20	20	19
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd	1	0	0	0	0
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	45	47	47	44	44
<i>Hylocomiastrum pyrenaicum</i>	Seterhusmose	2	3	3	4	1
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	7	12	10	8	6
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	49	49	49	49	48
<i>Isopterygiopsis pulchella</i>	Skøreblankmose	1	2	1	1	1
<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose	9	8	8	5	6
<i>Plagiominum affine</i>	Skogfagermose	1	1	0	0	0
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammomose	14	15	13	11	6
<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	Glansjammomose	16	18	16	14	11
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	42	45	44	39	36
<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke	2	2	2	1	0
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	7	8	7	5	3
<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose	1	1	1	1	1
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose	5	7	5	5	5
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose	3	3	2	3	3
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose	14	11	9	9	8
<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose	1	1	1	0	0
<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose	17	16	17	16	14
<i>Rhytidiadelphus squarrosus ag</i>	Fjørkransmose	6	9	8	7	6
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose	8	8	8	7	4
<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose	5	3	5	4	5
<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose	0	0	1	0	0
Torvmoser						
<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose	6	6	6	8	6
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose	0	1	1	1	1
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose	10	11	10	10	10
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose	1	2	1	3	2
<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose	10	8	11	9	10
Levermoser						
<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmoser	11	14	7	5	9
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser	3	8	3	1	0
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser	33	29	35	34	29
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser	1	3	3	8	3
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser	5	8	9	10	6
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser	50	50	50	50	49
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose	11	14	12	11	5
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak	13	12	11	9	8
<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak	5	10	5	7	6
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	Sveltflak	2	2	3	2	2
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose	8	8	7	6	4
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	Sveltglefsemose	1	1	0	0	0
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose	17	18	17	13	14
<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose	7	8	10	5	4
<i>Cephaloziella sp.</i>	Pistremose	2	1	1	1	1

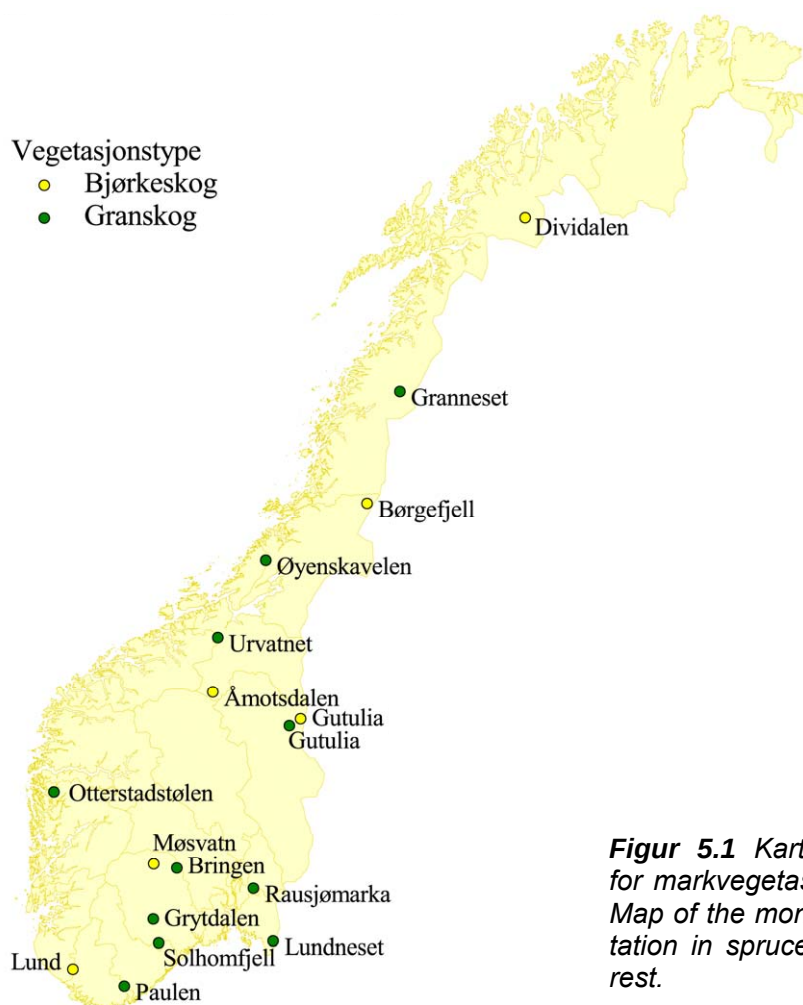
Latinske navn	Norske navn	1989	1994	1999	2004	2009
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose	1	0	0	0	0
<i>Gymnocolea inflata</i>	Torvdymose	0	1	0	0	0
<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose	3	6	5	3	3
<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose	0	0	2	0	0
<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik	3	7	1	2	0
<i>Lophozia heterocolpos</i>	Piskflik	0	0	1	1	0
<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik	0	6	3	3	0
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	1	1	0	1	0
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	35	38	35	28	28
<i>Lophozia sudetica</i>	Raudflik	1	0	0	0	0
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik	27	28	29	32	25
<i>Lophozia wenzelii</i>	Skeiflik	1	4	0	0	0
<i>Pellia</i> sp.	Vårnase	1	0	0	0	0
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	2	2	1	2	0
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse	1	2	0	0	1
<i>Scapania irrigua</i>	Sumptvebladmose	3	2	3	2	0
<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose	2	2	3	2	2
<i>Tritomaria exsectiformis</i>	Stihoggdann	0	0	0	0	1
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	Storhoggdann	16	16	18	14	11
Lav						
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	0	1	1	1	1
<i>Cladonia arbuscula</i> agg.	Lys reinlav	1	3	1	2	1
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav	6	5	4	2	3
<i>Cladonia cariosa</i>	Småtrevelav	1	0	0	0	0
<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav	2	1	0	0	0
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger	17	15	11	8	6
<i>Cladonia coccifera</i> agg.	Grynrddebeger	2	6	3	2	1
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl	5	9	8	9	4
<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl	2	3	3	0	0
<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav	0	2	3	2	1
<i>Cladonia deformis</i>	Begerfauskav	2	2	1	0	1
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger	0	2	5	2	0
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav	18	22	24	20	13
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	3	5	3	2	1
<i>Cladonia phyllophora</i>	Svartfotlav	1	0	1	0	0
<i>Cladonia rangiferina</i>	Gråreinlav	5	4	4	5	3
<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull	0	1	1	1	1
<i>Cladonia sulphurina</i>	Begerfauskav	4	4	3	1	0
<i>Cladonia verticillata</i>	Etasjebeger	2	1	0	0	0
<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge	1	0	0	0	0
<i>Peltigera canina</i>	Bikkjenever	1	0	1	0	0
<i>Peltigera neopolydactyla</i>	Bred fingernever	0	0	0	0	2
<i>Peltigera polydactyla</i> agg.	Fingernever	0	0	0	0	1

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2009

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) har vært utført i 17 referanseområder i nærmere tjue år (**figur 5.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS fra 1988–1992. I Solhomfjell ble det etablert ett granskogsområde i 1988 som del av TOV (TOV-granskogsområde; drevet av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo), 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).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske grader innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 prøveflater (61 i Solhomfjell) à 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.



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.

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 er 561 prøveflater fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 8 NIJOS-områder, dvs 400 flater i granskog) og 300 flater fra bjørkeskog. Områdene har vært analysert én gang i løpet av en femårsperiode (ett omløp), men fra og med 2008 (5. omløp) blir NIJOS-flatene analysert hvert 8. år. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.2**) bygger på data fra 1988-2009 (fjerde omløp avsluttet i 2007, femte omløp startet opp i 2008), mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992 (tredje omløp avsluttet i 2007, fjerde omløp påbegynt i 2008). Av granskogsområdene ble flatene i Gutulia nasjonalpark i Hedmark analysert i 2009. Ingen bjørkeskogsområder ble analysert i 2009. Datamaterialet er for øvrig det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2008 (T. Økland et al 2009b).

For artene gaukesyre og fugleteig er artsmengdene beregnet som prosentvis forekomst i totalt antall småruter innen hvert område. For smyle og etasjemose er artsmengdene beregnet som gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² prøveflatene i hvert område. Dekningsdataene for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) er ikke benyttet siden det knytter seg usikkerhet til disse tallene. Det aller første året (1988) ble ikke prosent dekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen (se **figur 5.2** for etasjemose).

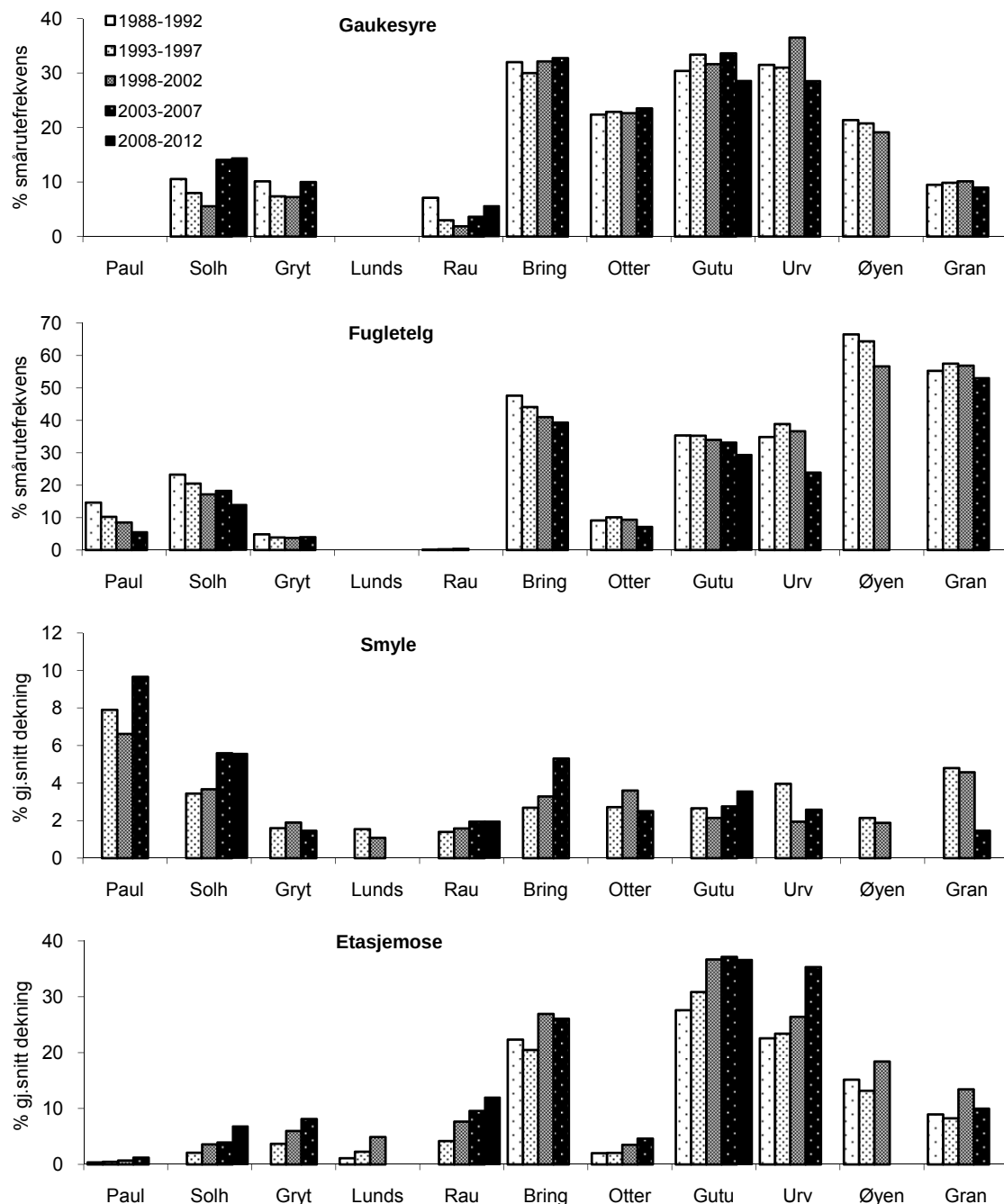
Gaukesyre

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 overfor surt substrat i spiringsfasen (Rodenkirchen 1998). Arten har gått tilbake i sørsvenske skoger, trolig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

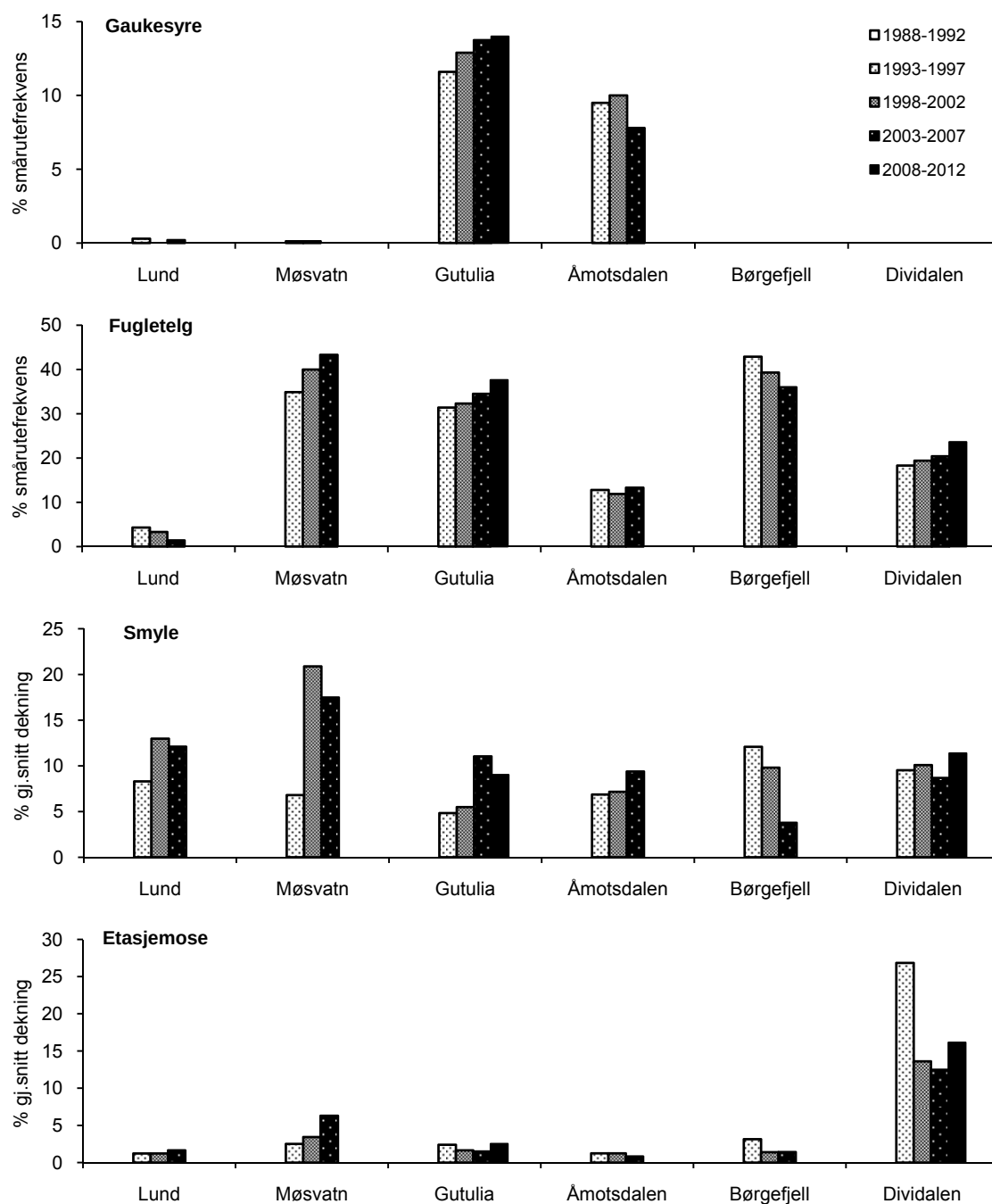
I perioden 1988-98 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de tre sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.2**), mens den ikke hadde en tydelig utviklingstrend i de andre granskogsområdene. Arten er mindre vanlig i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 5.3**). Bjørkeskogsflatene i disse områdene viste en motsatt utviklingstrend, med en jevn framgang av gaukesyre i Gutulia fra 1993 til 2008 og en tilbakegang i Åmotsdalen fra 1993 til 2007. Arten hadde en tilbakegang i granskogsflatene i siste fem-årsperiode.

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 tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da flatene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 (framgang fra 5,6 til 14,1% av det totale småruteantallet) fortsatte også i perioden 2003–08. Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 (forekomst i 14,3% av smårutene), viste at mange av frøplantene fra 2003 må ha lyktes i å etablere seg, og arten ser ut til å ha stabilisert seg på et høyere nivå enn utgangspunktet (10,6% i 1988), i motsetning til for eksempel i Rausjømarka.

Gutulia ligger i et område som over tid har hatt mindre forurensning enn de sørlige granskogsfeltene, og gaukesyre viste her ikke den samme tilbakegangen tidlig i overvåkingen som i de andre granskogsfeltene bortsett fra en liten nedgang i mengde fra 1994 til 1999. I bjørkeskogsflatene i Gutulia har arten hatt en svak framgang helt siden 1993, noe som tidligere har vært tolket som en positiv respons på avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009a). I perioden 2004–2009 har artens gjennomsnittlige forekomst i smårutene i granskog i Gutulia avtatt fra



Figur 5.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2009. 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 1988-2009. 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 1990-2009. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for gran-skog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist. – Changes in frequency in small sample plots and in percentage cover of selected plant species (from the top: *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Avenella flexuosa*, *Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in birch forest through the monitoring period 1990-2009. 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.

33,6% til 28,6%. Endringene for gaukesyre i granskogen i Gutulia fra 2004 til 2009 viser derfor en trend som er motsatt av endringsmønsteret i bjørkeskogsflatene. Disse motstridende resultatene kan således vanskelig settes i sammenheng med forurensing, og andre faktorer må ha hatt betydning, for eksempel endringer i beitepåvirkning og tresjiktstruktur. Mange andre karplanter har også blitt redusert i mengde i siste femårsperiode (se kap. 4).

Fugletelg

Fugletelg er en vanlig bregne som forekommer i de samme skogtypene som gaukesyre. Den har omtrent samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og forventes å kunne ha samme følsomhet for forurensing. Arten hadde størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen, men hadde også tydelig tilbakegang i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet gjennom de fire første omløpene (**figur 5.2**). Fugletelg har ikke hatt like tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet og i bjørkeskogsområdene, hvor den i enkelte områder går fram, mens den i andre områder går tilbake, som i det sørligste området Lund (**figur 5.3**). Liksom for gaukesyre er tilbakegangen for fugletelg i de sørligste deler av landet tolket som en tidsforskjøvet respons på jordforsurning.

Fugletelg hadde en tilbakegang i gjennomsnittlig forekomst i smårutene i granskogsflatene i Gutulia fra 33,1% til 29,4%. I bjørkeskogsområdene hadde fugletelg framgang både i Møsvatn, Gutulia og Dividalen i overvåkingsperioden 1993–2007. For Gutulia og Dividalen fortsatte økningen inn i fjerde omdrev i 2008, noe som tidligere er satt i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009a). Tilbakegang av fugletelg i granskogsflatene i Gutulia kan ikke settes i sammenheng med forurensing, da Gutulia ligger i et område med relativt liten tilførsel av langtransporterte luftforurensninger. Det er mulig at endringene i mengde av fugletelg i områder som Gutulia skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel virkninger av endret beite og endret tresjiktstruktur. Som for gaukesyre viser utviklingen i granskogsflatene og bjørkeskogsflatene motsatt trend i siste femårsperiode.

Smyle

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten hadde en betydelig framgang i flere av de sørlige overvåkingsområdene, både i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen og i bjørkeskogsområdene Lund, Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen (**figur 5.2** og **5.3**) fram til siste omløp. I bjørkeskogsflatene i Børgefjell har arten vist en betydelig nedadgående trend siden førstegangsanalysen i 1995, og i Gutulia gikk smyle noe tilbake fra 2003 til 2008, mens arten økte noe i mengde i Dividalen. I granskogsflatene i Gutulia hadde arten derimot en økning i gjennomsnittlig dekning i flatene fra 2,8% i 2004 til 3,6% i 2009; dvs en gjennomsnittlig økning på ca 0,8 prosentpoeng.

Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende økning for 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. Smyleøkningen i bjørkeskogsområder som Møsvatn kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep og en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Økningen av smyle i granskogsflatene i Gutulia skyldes neppe nitrogenforurensing, da området har lite tilførsel av nitrogen. Økningen av smyle i disse flatene kan skyldes andre faktorer, for eksempel tresjiktendringer eller endret beitemønster for tamrein. Den sterke tilbakegang av smyle i Børgefjell, kan skyldes smågnagerbeiting, da smyle er en av smågnagerens foretrukne beiteplanter (Ericson 1977).

Etasjemose

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norsk skog. Arten viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen

etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye (eller mer) av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En lignende trend har man også sett for andre store moser. Både i Rausjømarka og i Solhomfjell fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008. I 2008 var gjennomsnittlig dekning ca tre ganger så stor i begge disse områdene som i 1988. I Gutulia hadde arten derimot en svak nedgang i gjennomsnittlig dekning fra 2004 til 2009; fra 37,1% til 36,6%.

Endringene er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn der arten hadde en sterk økning fra 2002 til 2007, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen der en svak økning har etterfulgt en betydelig nedgang fra 1993 til 1998 (**figur 5.3**).

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

Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan begrense mosenes vekst. Tilbakegangen i det nordligste bjørkeskogsområdet Dividalen og i det nordligste granskogsområdet Granneset kan også skyldes perioder med sterkt beite av smågnagere. Etasjemose påvirkes av smågnagerbeiting (Ericson 1977, R. Økland 1995a, Rydgren et al. 2007). I Gutulia var det en tydelig smågnagertopp i 2002 og 2003 (se kap. 3). Endringen i granskogsflatene i Gutulia er isolert sett ikke større enn at den kan forklares av naturlige populasjonssvingninger, men når man ser endringen i sammenheng med de andre mosenes endringer i disse flatene (se kap 3 og 4) og den sterke økningen i dekning i flere andre granskogsområder må man anta at andre faktorer har medvirket til utviklingen i Gutulia. En mulig forklaring er at vegetasjonen i Gutulia påvirkes i lenger tid etter forstyrrelser enn andre områder, som for eksempel beitepåvirkningen som skyltes smågnagertoppen i 2002 og 2003, pga strengere klima enn i lavereliggende områder (se også kap. 3 og 4).

6 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere inngår som et nøkkelelement 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 som TOV 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 2009 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med 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. I diskusjonen har vi også sammenlignet TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier av smågnagere.

6.1 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. To fellestasjoner ble ikke funnet ved felleutsetting i 2009, og merkingen av flere stasjoner ble frisket opp. Det var en god del gjenklappete feller under fangsten, trolig på grunn av mye rein i området.

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). Det var noen gjenklappede feller, trolig på grunn av mye rein i området.

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). Bjørkeskogen hadde mye angrep av rustsopp og viste spor etter bjørkemåleraktivitet tidligere på sommeren.

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).

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 2009. Merkingen av en del stasjoner ble frisket opp. På grunn av fare for snøfall ble høstfangsten avbrutt én dag før planlagt avslutning.

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 langsiden 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 før fangstene i 2007, muligens som del av skjøtsel av området som beite.

Finse: Her gjennomføres smågnagerfangstene etter et annet opplegg enn i TOV (se Framstad et al. 1993). Fangstene foregår i juni/juli og august/september på to 1ha kvadratiske felt som ligger i lavalpin sone, henholdsvis sørvendt i middels rik vegetasjon og nordøstvendt i fattig vegetasjon. Det fanges på 100 faste fangststasjoner, med 200 feller i inntil 6 døgn (dvs 1200 felledøgn) pr felt. Deler av begge felt vil ofte være snødekt i første fangstperiode, noe som også var tilfellet våren 2009. I 2009 ble fangstene av praktiske grunner bare gjennomført over tre døgn (dvs inntil 600 felledøgn pr felt). På grunn av forskjeller i fangstopplegget vil ikke fangst pr felledøgn være direkte sammenliknbart med TOV-områdene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2009 framgår av **tabell 6.1**. 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.

6.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2009 ble det fanget to rødmus, tre markmus og én spissmus (**tabell 6.1**). Dette representerer et fortsatt lavt nivå for gnagerbestandene i forhold til de generelt lave bestandsnivåene i foregående år (**figur 6.1**). Rødmusene var en muligens moden (men liten) hunn og en umoden hann, mens alle de tre markmusene (én hunn og to hanner) var reproduktivt aktive (**tabell 6.2**). Hunnen var nokså liten (26g), men gravid med sju fostre, og begge hannene var forholdsvis store (40g).

Børgefjell: Det ble kun fanget én liten, umoden klatremus hunn i Børgefjell høsten 2009 (**tabell 6.1**), noe som representerer fortsatt lavt bestandsnivå etter toppen i 2007 (**figur 6.1**).

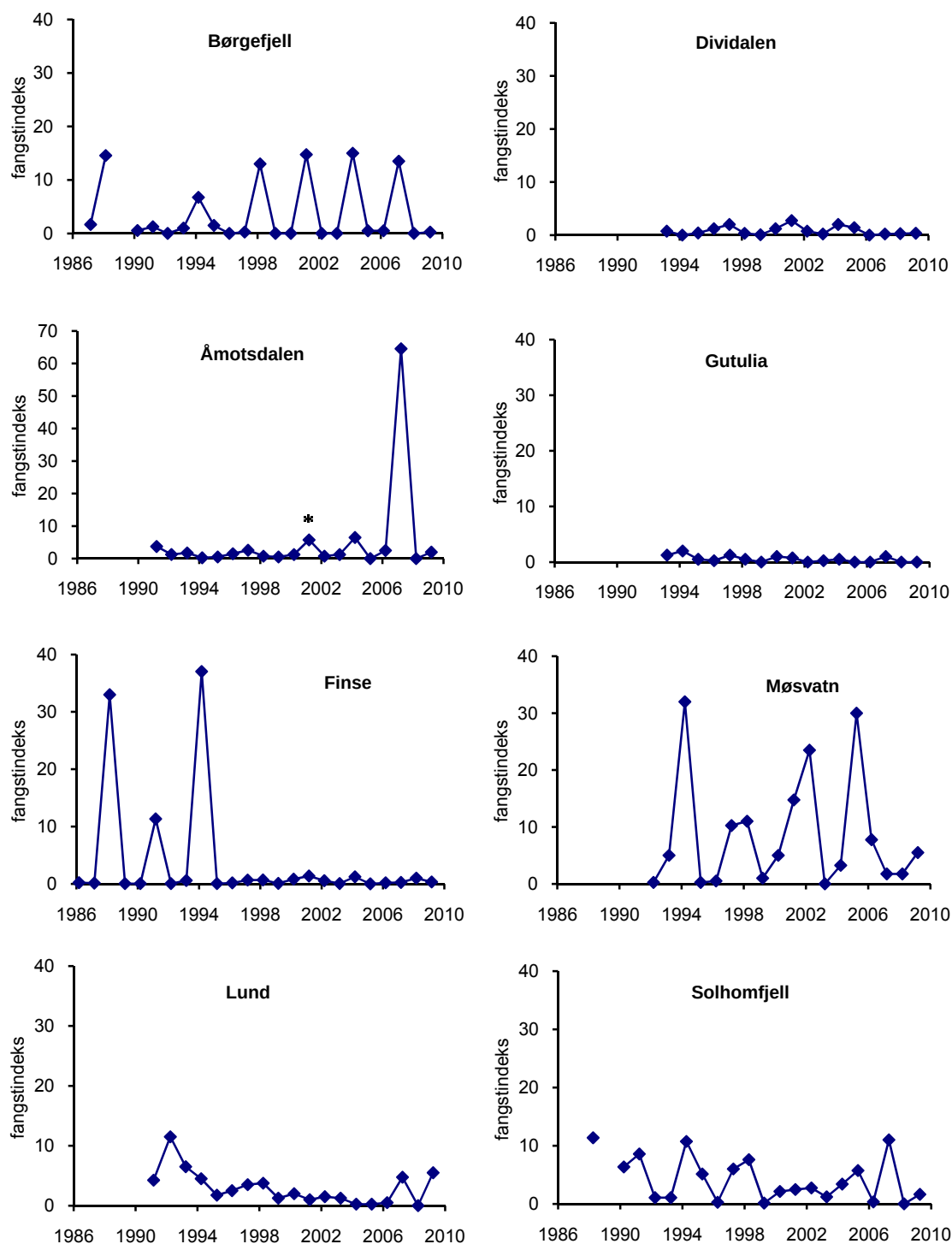
Åmotsdalen: Det ble fanget seks klatremus og to markmus i Åmotsdalen høsten 2009 (**tabell 6.1**), noe som representerer en svak bestandsoppgang etter svært lavt bestandsnivå i 2008 (**figur 6.1**). To av de tre klatremushunnene var reproduktivt aktive, men ingen av hannene. Markmushunnen var gravid med tre fostre, mens hannen var umoden.

Gutulia: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i Gutulia høsten 2009 (**tabell 6.1**). Dette representerer et fortsatt bunnivå for smågnagerbestanden (**figur 6.1**).

Tabell 6.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnstans og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2009. 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 2009. 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											
21–23 sep	400	14	5			3				12	34
Solhomfjell											
11–15 mai	1500		1							1	2
07–10 okt	1285	10	11						1	1	23
Møsvatn											
09–11 sep	400		17				5			3	25
Gutulia											
09–11 sep	400										0
Åmotsdalen											
15–17 sep	400		6			2					8
Børgefjell											
14–16 sep	400		1								1
Dividalen											
07–10 sep	1470				2	3				1	6
Totalt TOV	6255	24	41		2	8	5	0	1	18	99
Finse											
28 jun – 01 jul	1181					1	4	12		1	18
30 aug – 02 sep	1200							4			4

Artskoder-Species: AS - liten skogmus (*Apodemus sylvaticus*), CG - klatremus (*Clethrionomys glareolus*), CR - gråsidemus (*C. rufocanus*), Crut - rødmus (*C. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellrotte (*M. oeconomus*), LL - lemmen (*Lemmus lemmus*), ubest - ubestemt gnager og spissmus som var så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).



Figur 6.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå er angitt med *. – Fall trapping of small rodents per 100 trapnights in the monitoring sites, with comparable data from Høylandet 1987-88 (Framstad unpubl.). For Åmotsdalen in 2001 trapping was interrupted by flooding and the assumed population level is indicated by *.

Tabell 6.2 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	sep 09				
skogmus (AS)		7	0	5	2
klatrems (CG)		1	0	2	2
markmus (MA)		1	2	0	0
Solhomfjell	mai 09				
klatrems (CG)		0	1	0	0
Solhomfjell	sep 09				
skogmus (AS)		3	0	6	1
klatrems (CG)		5	1	4	1
Møsvatn	sep 08				
klatrems (CG)		8	0	5	4
fjellrotte (MO)		0	5	0	0
Åmotsdalen	sep 09				
klatrems (CG)		3	0	1	2
markmus (MA)		1	0	0	1
Børgefjell	sep 09				
klatrems (CG)		0	0	1	0
Dividalen	sep 08				
rødmus (Crut)		1	0	0	1
markmus (MA)		0	2	0	0

Møsvatn: Det ble fanget 17 klatremus, fem fjellrotter og tre spissmus høsten 2009 (**tabell 6.1**). Dette representerer en liten økning i smågnagerbestanden etter det svært lave nivået i 2007-08 (**figur 6.1**). Fire av de ni klatremushunnene var reproduktivt aktive, men ingen av de åtte hannene (**tabell 6.2**). Derimot var alle de fem fjellrottehannene middels store (31-43g) og reproduktivt aktive.

Solhomfjell: Våren 2009 ble det bare fanget én liten, men reproduktivt aktiv klatremushann og én spissmus. Om høsten ble det fanget ti skogmus, 11 klatremus og én spissmus (**tabell 6.1**). Dette representerer en svak økning etter bestandsbunnen i 2008 (**figur 6.1**). Bare én av de sju skogmushunnene var reproduktivt aktiv og ingen av de tre hannene. Også én av de fem klatremushunnene var reproduktivt aktive (og gravid, kullstørrelse 4) og én av de seks hannene (**tabell 6.2**). De reproduktivt aktive dyrene var markert tyngre enn de umodne, både for skogmus (hhv 25g vs 13-19g) og klatremus (hhv 28-33g og 16-21g).

Lund: Det ble fanget 14 skogmus, fem klatremus, tre markmus og 12 spissmus i Lund høsten 2009 (**tabell 6.1**), noe som indikerer oppgang til et middels bestandsnivå for Lund etter den svært lave bestanden året før (**figur 6.1**). To av sju skogmushunner var reproduktivt aktive (og noe større enn de umodne, 21-22g), mens ingen av de sju skogmushannene var modne (**tabell 6.2**). To av de fire klatremushunnene var modne (og noe større enn de umodne, 26-27g), mens den ene klatremushannen var umoden (vekt 26g). To av de tre markmushannene var reproduktivt aktive og forholdsvis tunge (34-35g).

Finse: Våren 2009 ble det fanget én markmus, fire fjellrotter, 12 lemen og én spissmus i fangstfeltene, mens det om høsten bare ble fanget fire lemen (**tabell 6.1**). I forhold til fangst-innsatsen representerer dette en vårbestand over bunnivået, mens høstbestanden var ganske lav, med en nedgang fra nivået året før (**figur 6.1**). Alle smågnagerne fanget om våren, var reproduktivt aktive, med unntak av to mindre, umodne lemenhanner. Fangsten inkluderte tre gravide lemenhunner (kullstørrelse 4-9), sju modne lemenhanner, én gravid markmushunn (kull-

størrelse 9), én moden (ikke gravid) fjellrottehunn og tre modne fjellrottehanner. Alle de fire lemenene fanget om høsten, var hanner, hvorav bare én var middels stor (41g) og reproduktivt aktiv og de øvrige heller små (22-33g) og inaktive.

6.3 Diskusjon

For flere av overvåkingsområdene i boreal og lavalpin sone kan vi observere typiske 3-4 års svingninger i bestandene av smågnagere (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Henttonen et al. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004; men se Kausrud et al. 2008 og Ims et al. 2008). Det siste store og vidt utbredte smågnageråret i Sør-Norge var i 1994, med særlig mye lemen i sentrale og vestlige fjelltrakter (jf bl.a. Framstad et al. 1997). Også i 1998, 2001/2002 og 2004/2005 var det smågnagerår i deler av Sør-Norge, men med variabelt bestandsnivå i ulike områder. I 2007 var det imidlertid mange områder i 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 6.1**). Fangstene viser også nokså regelmessige bestandssvingninger i Børgefjell siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001, 2004 og 2007 (**figur 6.1, tabell 6.3**). I Åmotsdalen var det en ekstremt stor bestandstopp høsten 2007, mens tidligere topper har vært nokså små (**figur 6.1**). I 2009 var det fremdeles lave bestandsnivåer for alle overvåkingsområdene med unntak av i Lund. Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell ligger på henholdsvis 8,5, 5,1 og 3,4, med varianskoeffisient (CV) større enn 1,2, 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 smågnerbestander uten utpregete bestandstopper (bedømt ut fra fangstene). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er mindre enn 1, med varianskoeffisient bare marginalt større enn 1.

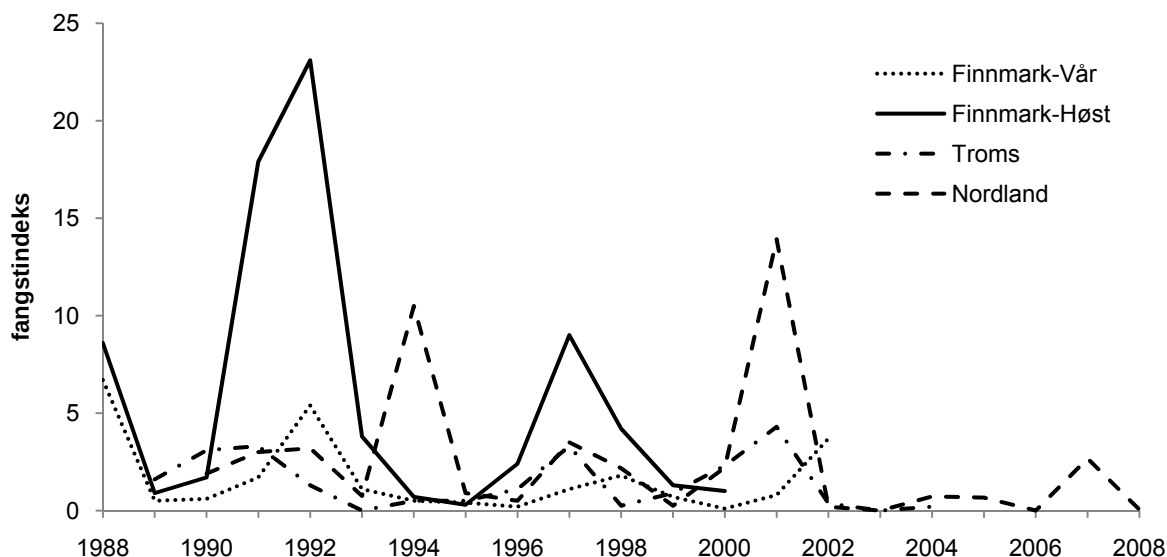
I en analyse av kvalitative og kvantitative observasjonsserier for lemen fra hele Fennoskandia viste Angerbjörn et al. (2001) at det var betydelig grad av sammenfall i toppår for lemen mellom de ulike områdene. Deres analyse viste at lemenbestandene i fjellene i Sør-Norge (opp til og med Jotunheimen) hadde toppår ett år før det meste av de øvrige områdene, der toppene oftest falt sammen i tid. Bestandstopperne for alle smågnagere fra TOV-områdene i nordboreal og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell), såvel som for lemen (der vi har tilstrekkelig informasjon), viser et mer komplekst mønster (**tabell 6.3**). Møsvatn hadde sine to siste topper (2002, 2005) ett år etter tilsvarende topper i Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen. Bestandstopperne i Møsvatn i 1994 og 1998 falt imidlertid sammen med tilsvarende topper i Børgefjell, mens de små toppene i Åmotsdalen og Dividalen kom i 1993 og 1997 (i den grad disse kan kalles bestandstopper).

I forhold til Dividalen indikerer fangster av smågnagere i nærliggende Kirkesdalen (Strann et al. 2002) og i flere andre områder av Troms og Finnmark i 1998-2009 (K.-B. Strann pers. medd., N.G. Yoccoz pers. medd.) at det lokalt har vært høye bestander (15-20 fangster pr 100 felledøgn) i flere av disse årene, f.eks. med topper i Kirkesdalen med 3 års mellomrom fra 1985 og ved Rundhaug (30 km fra Dividalen) i 2001/02, 2005 og en mindre topp i 2007. 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, 1982, 1987, 1992, 1997/98 og 2002, med bestandsutbrudd av lemen i 1978 og 1988 (Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002, mens deres fangster i Troms tyder på (heller lave) topper i 1991, 1997 og 2001 (**figur 6.2**). I store deler av Finnmark, men mer lokalt i Troms, var det betydelige bestandstopper i 2007 (Ims et al. 2009; N.G. Yoccoz pers. medd.). I lys av disse andre observasjonene er mangelen på tydelige bestandstopper fra TOV-området i Dividalen overraskende.

Tabell 6.3 År med bestandstopper for lemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpne 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	klattremus, 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

Det er tidligere hevdet 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).



Figur 6.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn. – Small rodent population fluctuations in the counties Finnmark, Troms and Nordland, based on a mean of catches from several sites, executed by the Mountain Service of the State Forest Corporation. The trapping index (Fangstindeks) represents catches per 100 trapnights.

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; jf også Yoccoz & Ims 2004). Etter som disse fangstene blir nærmere analysert, kan det være grunnlag for å vurdere hvordan bestandsvariasjonen i TOV-området i Dividalen ev. passer inn i et større regionalt mønster.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001, 2004, 2007 og med lemen i toppårene (**figur 6.1, tabell 6.3**). Fangster av smågnagere i andre deler av Børgefjell nasjonalpark i 2006-2009 i forbindelse med studier av fjellrev viste også en tydelig bestandstopp i 2007 og til dels svært lave bestander i de øvrige årene (N.E. Eide pers. medd.). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad upubl.). Et gjennomsnitt av Statskogs smågnagerfangster i ulike deler av Nordland tyder på bestandstopper i 1994, til dels i 1997, 2001 og med en liten topp i 2007 (**figur 6.2**). Overvåking av populasjonsdynamikken til etasjemose i Granneset i sentrale Nordland viste at beiteskader av smågnagere på mosene var tydelige i 1995-1996 og betydelige i 2000-2001, samt med antydning til skader også i 2005-2006 (jf kapittel 3.2). Fangster av smågnagere i årene 1996-2009 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogndalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997, middels høye i 2001 og 2004, den hittil største registrerte bestandstoppen i 2007, og kun en svak oppgang i 2009 etter et bunnår i 2008 (T. Spidsø pers. medd.). Bestandstoppen i Børgefjell og Ogndalen i 2007 henger sammen med den svært store regionale bestandstoppen over mye av Midt-Norge i 2007 (jf resultatene for TOV-området i Åmotsdalen). Dersom bestandene av ulike gnagerarter i nordre del av Nord-Trøndelag kan antas å samvarierte, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med topper i 1988, 1994, 1998, 2001, 2004 og 2007 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-4 år siden 1994, mens perioden tidligere kan ha vært noe mer uregelmessig enn for typiske smågnagersvingninger. Tilsvarende uregelmessige eller utstrakte bestandssvingninger er imidlertid også observert andre steder i det nordlige Fennoskandia, spesielt de siste 20 årene (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001; se sammenfatning i Ims et al. 2008).

I Gutulia og dels i Åmotsdalen har fangstene vist ganske lave bestandsnivåer for smågnagere i det meste av perioden siden fangstene startet i henholdsvis 1993 og 1991 (**figur 6.1**). Fangstene i Åmotsdalen viste imidlertid tydelige bestandstopper i 2001 og 2004, samt en svært stor topp i 2007 som del av den regionale smågnagertoppen over mye av Midt-Norge. Fangster på Hjerkin i 2007 viste en betydelig bestandstopp av lemen og andre smågnagere, en bestandstopp som synes å ha vart til et stykke ut på sommeren 2008 (J.A. Kålås pers.medd., 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 1997-1998, 2003-2004, 2007, med forholdsvis lav bestand i 2008-2009 (V. Selås pers. medd.). Studier av populasjonsdynamikk hos etasjemose i overvåkingsområdet for markvegetasjon i granskog i Gutulia (jf kap. 3) viser betydelige beiteskader på etasjemose i 2002-2003 (i noen grad også i 1995), antatt å være forårsaket av stor smågnagerbestand, uten at dette er reflektert i smågnagerfangstene fra det nærliggende TOV-området i bjørkeskog. 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.). 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 i 1994 og 1999, en stor topp i 2002, middels topp igjen i 2007 og en noe lavere topp i 2009, generelt med dominans av klatremus, men også mye skogmus i 2009 (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 hevdet å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre planteetere. Hypotesen om at beiteinduserte planteforsvarsstoffer kan begrense gnares reproduksjon og overlevelse slik at bestandene ikke utvikler seg normalt, vil kunne forklare en ev. mangel på vanlige smågnager-

svingninger (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. Undersøkelser av effekter av sauebeting 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 6.1**). Toppen i 1994 falt sammen med tilsvarende bestandstopp i langtidsseriene fra Finse (Framstad et al. 1997). I 1997 og 1998 holdt smånagerbestandene i Møsvatnområdet seg på et middels høyt nivå, etterfulgt av nye store topper i 2002 og 2005. Her har de store toppene (1994, 2002, 2005) også hatt til dels store innslag av lemen. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende størrelse eller variasjon i bestandsnivå som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppene i 1998, 2001 og 2004/2005 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 6.1, tabell 6.3**). På Finse kan det se ut til at den forventete bestandsøkningen mot toppe på høsten i henholdsvis 1998, 2002 og 2005 har blitt avbrutt av kollaps i bestandene foregående vinter, vår eller forsommer. I 2005 var det en tydelig oppgang for vårfangstene fra året før, men deretter krasjet bestanden i løpet av sommeren, noe som også var tilfellet i 2009 (men fra lavere bestandsnivå om våren). 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 toppe (>5 fangster pr 100 felledøgn) i 1994, 1997, 2000 og 2005 (Østbye et al. 2005), og igjen en betydelig topp i 2008 (E. Østbye pers. medd.). Variasjoner i bestandsfluktuationene viser seg følgelig også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smånagerbestandene. Slike endringer i bestandssvingningene er i de senere årene tolket som bortfall av typiske smånageretopper, i hovedsak på grunn av klimaendringenes påvirkning av snødekkets mengde, varighet og kvalitet (jf Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008, men se Brommer et al. 2010).

I de lavereliggende og sørlige overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smånagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuationer (**figur 6.1**). I Lund ser bestandene ut til å ha blitt liggende på et lavt nivå i en periode etter en middels stor bestand i 1992, før oppgangen til noe høyere nivå i 2007 og 2009 (med bestandsbunn i 2008). Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, men vi vil ikke vente typiske smånagersvingninger i dette området, bl.a. på grunn av mildt vinterklima (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Hansson & Henttonen 1988, Ims et al. 2008). I Solhomfjell viser fangstene større grad av regelmessige svingninger i perioden 1988-1997/1998 og noe mer uregelmessig fluktuationsmønster etter dette, fram til en middels stor topp i 2007. I nærliggende Vegårshei ble det observert betydelige bestandstoppe høsten 2005, 2007 og 2009 (V. Selås, pers. medd.). Ellers viser studier av populasjonsdynamikken hos etasjemose i Solhomfjell (jf kap. 3) betydelige beiteskader på etasjemose i 1995, muligens som følge av stor smånagerbestand høsten 1994 og utover vinteren. Mer uregelmessige bestandssvingninger, ev. med lavere maksimalt bestandsnivå, kan imidlertid forventes i dette området som følge av variasjoner i snødekket om vinteren (jf også Lindström & Hörnfeldt 1994). Selås (1997) har dessuten påpekt at det er betydelig samvariasjon mellom bestander av skogmus og tilgangen på eikenøtter, mens variasjon i bestandene av klatremus kan ha sammenheng med fruktproduksjonen hos bl.a. blåbær (jf også Selås et al. 2002). Slike interaksjoner med sentrale næringsplanter kan være viktige for gnageres bestandsdynamikk, kanskje særlig i områder der snødekket, og effekter som henger sammen med dette, ikke er like regelmessige og sterke som i mer typiske boreale og alpine områder.

Ganske uregelmessige og mindre ekstreme bestandsnivåer i sørlige områder som Lund og Solhomfjell er som forventet i områder med uregelmessig vinterklima. Derimot er det uventet at smågnagere i flere av de øvrige overvåkingsområdene i nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, spesielt i Gutulia, Åmotsdalen (før 2007) og Dividalen, ikke viser mer utpregete bestandstoppe. 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 (jfr 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; men se indikasjoner på beiteaktivitet av smågnagere på moser i Gutulia, jfr kap.3.2). Erfaringer fra langtidsstudiene av smågnagere på Finse (jfr 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 fluktuasjonsmønsteret for smågnagere i boreal skog siden 1970-tallet (jfr 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 alle disse områdene. For enkelte av TOV-områdene synes bestandsendringene å følge et nokså regelmessig mønster med utpregete bestandstopper, mens dette ikke er tilfellet i andre TOV-områder. For å få fram et mer detaljert bilde av den regionale variasjonen i smågnagerbestandene er det nødvendig med informasjon om gnagerbestandene fra flere, geografisk tettere lokaliserte områder enn det TOV-områdene dekker. Ved å sammenstille slik informasjon fra de ulike fangstene av smågnagere som foregår i regi av ulike forsknings- og forvaltningsinstitusjoner, kan det etter hvert være mulig å få et mer robust bilde av den regionale variasjonen i smågnagerbestandene.

7 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 reproduksjonssuksess i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensninger. Både kongeørn og jaktfalk er oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste 2006 (Kålås et al. 2006).

7.1 Metoder

I 2009 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Det er ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen.

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

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

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

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

7.2 Resultater

Børgefjell

I 2009 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 12 av de 13 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 1 av territoriene, og her ble det produsert 1 unge. Det ble observert jaktfalk i 4 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 1 av disse territoriene, og det ble her produsert 3 unger.

Åmotsdalen

I 2009 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i bare 1 av territoriene, men det ble heller ikke her produsert noen unger. Dette er første år i overvåkingsperioden 1991-2009 at det ikke er produsert noen kongeørnunger i dette området. Det ble observert jaktfalk ved bare 1 av de 10 undersøkte territoriene. Det var ikke tegn til egglegging/ruging for noen av territoriene, og da heller ingen produksjon av jaktfalkunger i 2009. Det er også første år i perioden 1991-2009 at det ikke er registrert produksjon av jaktfalkunger i de aktuelle territoriene for Åmotsdalområdet. Det er i denne sammenheng verd å merke seg at det var relativt god produksjon for både jaktfalk og kongeørn i dette området i 2008.

Gutulia

I 2009 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 11 av de 12 kongeørnterritorier som fra 2007 er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i 2 av disse territoriene, og begge disse produserte en unge hver.

Møsvatn

I 2009 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 7 de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i bare 1 av territoriene, men det ble heller ikke her produsert noen unger. Dette er første år i overvåkingsperioden 1993-2009 at det ikke er produsert noen kongeørnunger i dette området. For jaktfalk ble det i 2009 observert voksne fugler i 11 av de 12 inkluderte territoriene. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 2 av territoriene, og disse produserte til sammen 6 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2009 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som nå er inkludert for dette området. Det var egglegging/ruging i 7 av territoriene, og 6 av disse produserte til sammen 8 unger.

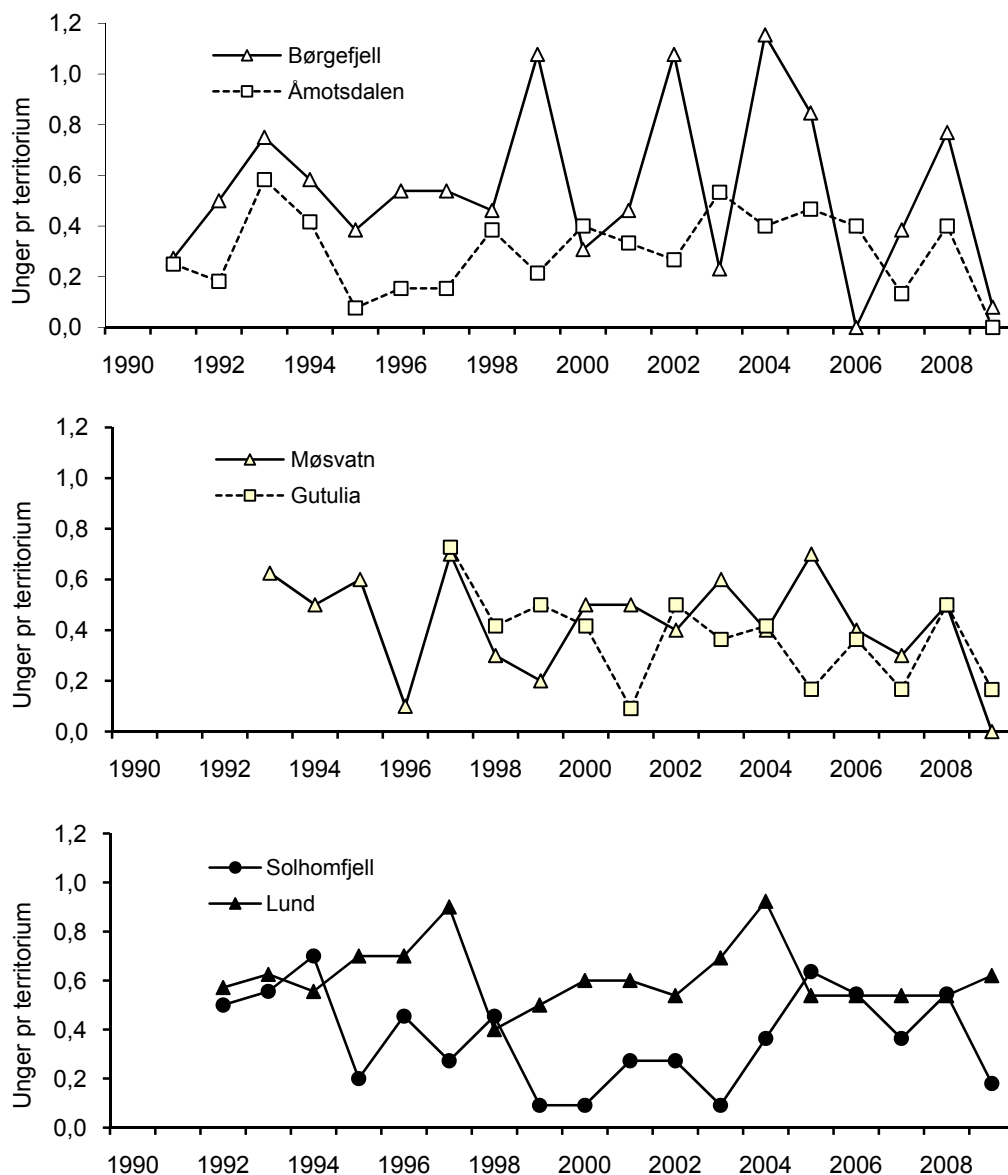
Solhomfjell

I 2009 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 10 av de 11 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var egglegging i 3 av territoriene, og 2 av disse produserte 1 unge hver. Det var dermed dårlig produksjon for kongeørn i dette området etter en del år med ganske god produksjon (2004-2008 gjennomsnitt pr år 0,49 unger pr territorium).

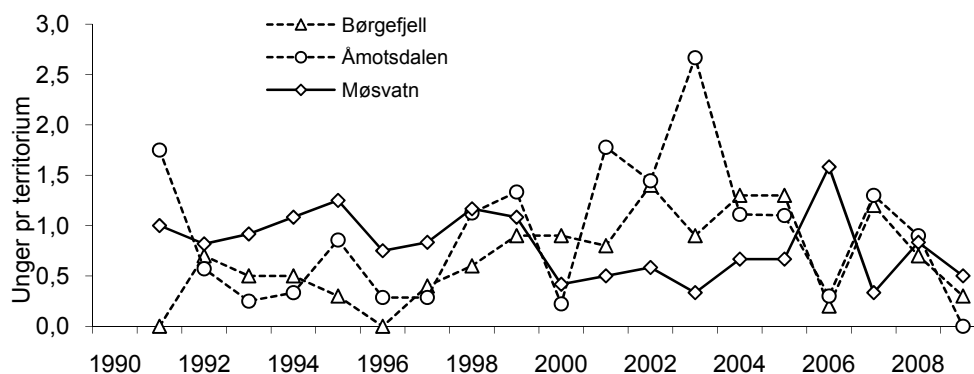
7.3 Diskusjon

For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike forskjeller.

Sett i forhold til perioden 1993-2008, var det i 2009 svært dårlig produksjon for kongeørn i 5 av de 6 områdene med slik overvåking. Bare Lund hadde produksjon som gjennomsnitt for den aktuelle tidsperioden (0,62 unger pr territorium). Det ble i 2009 ikke produsert unger i territoriene i Møsvatn og Åmotsdalen. Det er første år i perioden 1993-2009 uten produksjon for begge disse områdene. Det var også dårlig produksjon i Børgefjell (0,08 unger pr territorium), Gutulia (0,17 unger pr territorium) og Solhomfjell (0,18 unger pr territorium). Tidsserien for kongeørn (1993-2009) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,62 unger pr territorium $\pm$ 0,13 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,57 $\pm$ 0,34 SD), Møsvatn (0,43 $\pm$ 0,20 SD), Gutulia (1997-2009, 0,37 $\pm$ 0,18 SD), Solhomfjell (0,36 $\pm$ 0,20 SD) og Åmotsdalområdet (0,31 $\pm$ 0,17 SD) (**figur 7.1**).



Figur 7.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2009. – 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.

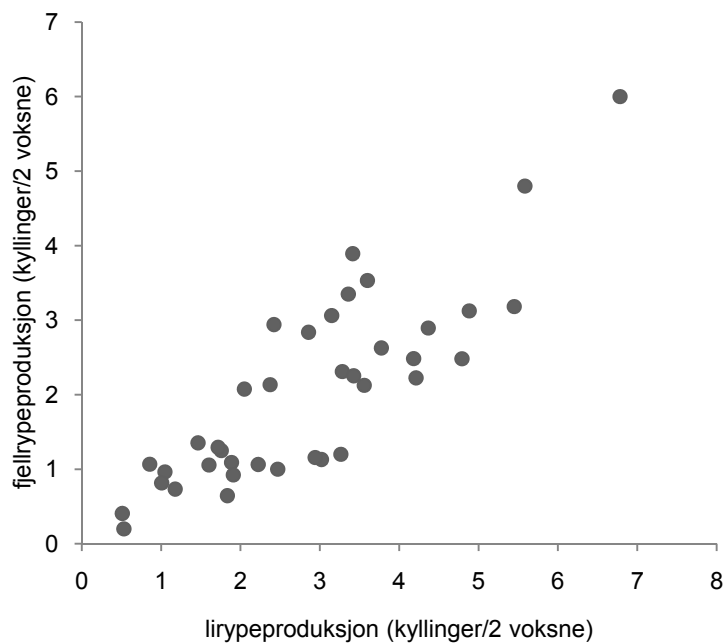


Figur 7.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2009. – Chick production for gyrfalcon in the monitoring areas.

Også for jaktfalk var det i 2009 dårlig produksjon av unger i alle de tre områdene med slik overvåking. I Åmotsdalområdet ble det ikke produsert unger i noen av de inkluderte territoriene i 2009, mens det ble produsert i gjennomsnitt 0,30 unger pr territorium i Børgefjell og 0,50 unger pr territorium i Møsvatn (**figur 7.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-2009. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,93 unger pr territorium, $\pm 0,69$ SD). Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1991-2009, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet etterfulgt av Møsvatn (gjennomsnitt $0,81 \pm 0,33$ SD) og Børgefjell ($0,68 \pm 0,43$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet.

Lirype er vanligvis 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. For eksempel viser tall fra Børgefjell en klar sammenheng mellom ungeproduksjon for lirype og fjellrype (**figur 7.3**). Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være tilfelle for de typiske fjellområdene som inngår i TOV (som Børgefjell, Åmotsdalområdet og Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2008). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de fire øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte her, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonsseasonen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2009, gir forventninger om noe bedre ungeproduksjon i 2010 enn for 2009 for både kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.



Figur 7.3. Sammenheng mellom ungeproduksjon for lirype og fjellrype for Børgefjell, 1970-2008. Basert på aldersbestemmelse av rypevinger innsamlet fra jegere, data fra Statskog Nordland v/Martin Håker og Per Lorentzen. – Relationship between chick production for *Lagopus lagopus* and *L. mutus*. Data from the Børgefjell area.

8 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 smånagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og årlig felles vanligvis 300 000 til 500 000 liryper og fjellryper i Norge (men < 200 000 siste sesong).

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 så vel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye blyverdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003).

8.1 Metoder

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

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

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km²): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene innenfor 100 m-beltet oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke 'Distance-metoden' (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt ikke å gjøre det fordi denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadmessige forhold for gjennomføring av takseringer er det et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som like greit å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

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

Målet med rypetakseringene er i første rekke å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og 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. Våre data

er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil habitatkvalitet for lirype på de arealene som takseres, variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de forskjellige TOV-områdene.

Dividalen

Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III). Linjene i Høgskaret som tidligere har blitt taksert i regi av Statskog, er ikke taksert etter 2007 (linje IV og V), da Statskog reviderte sitt nettverk for rypetakseringer i Troms. Det ble i 2009 taksert totalt 18,0 km med en stripebredde på 100 m (1,80 km²). Linje I ble taksert 14. august, linje II 15. august og linje III 18. august. Takseringsforholdene var relativt gode. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger og Fiskerforening og ledet av J. Brattbakk.

Børgefjell

Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km²). Alle de tre linjene ble taksert 8. august. Det var greie forhold ved takseringene. Takseringen ble gjennomført av Røyrvik Jeger og Fiskerforening og ledet av R. Skåren.

Statskog Nordland samler inn vingeprøver fra felte ryper fra nordlige deler av Børgefjell nasjonalpark samt områdene som ligger like nord og vest for nasjonalparken (Susenfjell/Tiplingdal/Storelvdal/Fiplingdalen/Simskaret). Denne innsamlingen gir opplysninger om produksjon av unger for lirype og 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 14. august, linje II 13. august, linje III 16. august og linje IV 9. og 10. august (fordelt på to dager). Takseringene ble utført av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert som gode.

Gutulia

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

Møsvatn

Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2009 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 og Steinar Karlsen. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2009 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,00 km²). Linje I ble taksert 26. august, linje II 22. august og linje III 25. august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop og Erik S. Surdal. Takseringsforholdene ble vurdert som relativt gode.

Solhomfjell

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

dert i Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15% av 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. Omlegging av organisering av salg av jaktkort fra jaktseasonen 2007/08 har medført at færre jegere enn tidligere rapporterer jaktutbytte.

8.2 Resultater

Dividalen

I 2009 ble det for de 3 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på totalt 27 rypet/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 2009 med tidligere år, får vi en beregnet tetthet for Dividalen 2009 på 18 rypet/km². Dette gir en liten økning i tetthet av lirype i Dividalen i 2009 sett i forhold til året før (**figur 8.1**), men er den tredje laveste tetthet målt her i perioden 1991-2009. Beregnet kyllingproduksjon var også ganske lav i 2009 (2,0 kyllinger pr to voksne) (**tabell 8.1**).

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte svært lav tetthet av lirype i dette området høsten 2009 (10 rypet/km²). Dette er blant det laveste registrert i hele perioden 1990-2009. Beregnet kyllingproduksjon basert på linjetakseringene som ble utført i 2009 var høy (6,8 kyllinger pr to voksne) (**tabell 8.1**), men dette er litt usikre tall siden de er basert på relativt få observasjoner. Det kom også inn få vinger til Statskog Nordland sin innsamling av vingeprøver fra rype i området (54 lirype og 7 fjellryper). Dette gir også et relativt dårlig grunnlag for beregning av kyllingproduksjon, men dette materialet tyder også på at det for lirype var en relativt god produksjon i 2009 (3,1 kyllinger pr 2 voksne fugler). Både rypetakseringene og vingeinnsamlingen tyder altså på at det var brukbar kyllingproduksjon i 2009 og indikerer at bestanden er i vekst igjen etter å ha vært lav både i 2008 og 2009.

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 23 lirypet/km². Dette er en liten økning fra 2008 og omtrent som medianverdien for siste 10-års periode (**figur 8.1**). Andel ungfugler var 3,0 kyllinger pr to voksne lirype, noe som indikerer en ganske god ungeproduksjon i dette området i 2009.

Gutulia

I 2009 observerte vi i Gutulia bare 2 liryper innenfor det 100 m brede belte langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet (0,8 rypet/km²). Utenfor dette beltet ble det observert til sammen 2 voksne liryper og 7 kyllinger. Dette indikerer at bestanden av lirype var svært lav i dette området også i 2009 (**tabell 8.1**). Det ble under takseringen også observert 2 orrfugl og 2 storfugl.

Møsvatn

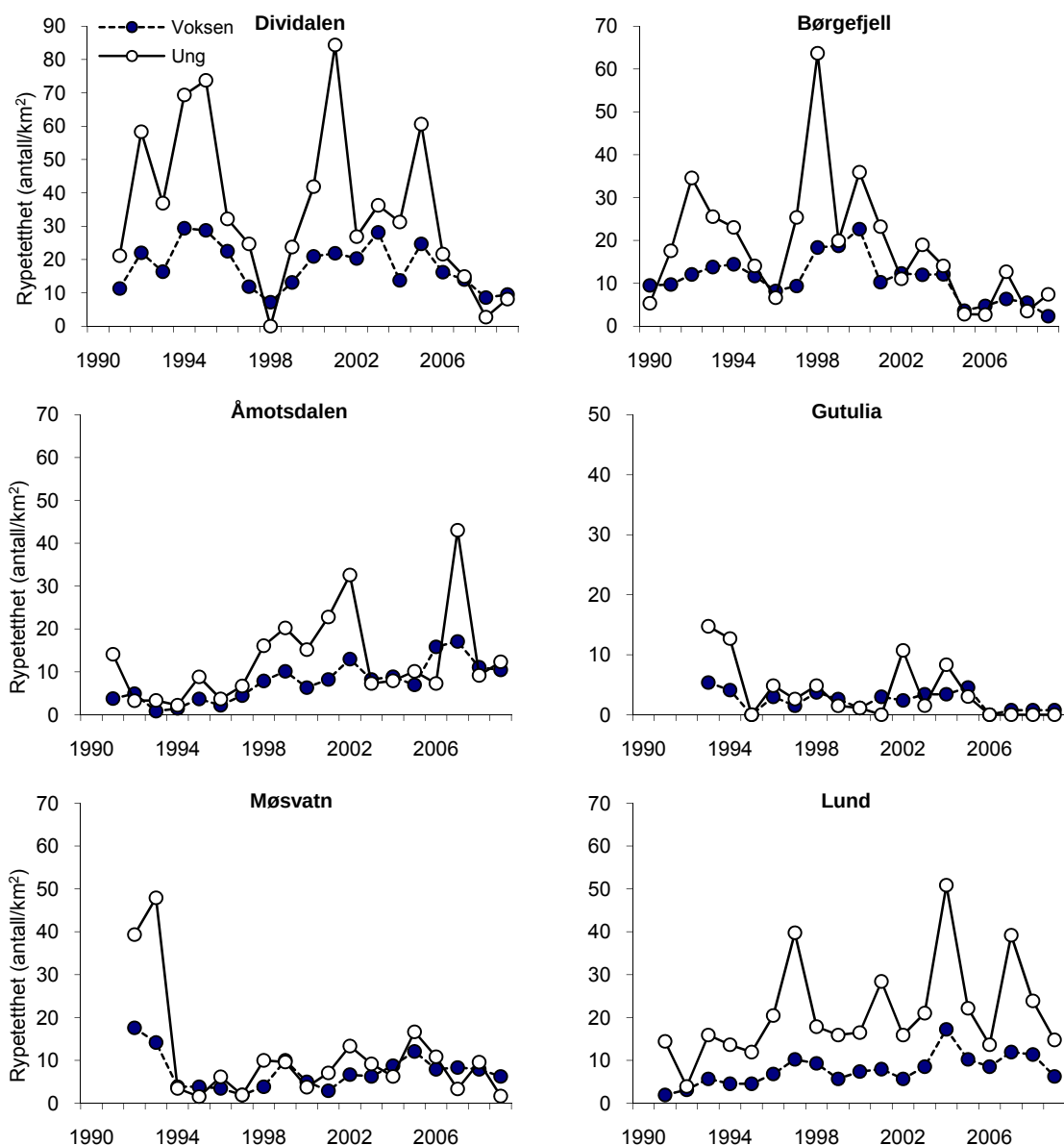
Takseringene i Møsvatn indikerer en relativt lav rypebestand for dette området i 2009 (18 rypet/km²), men med en økning fra 2007. Vi har for øvrig registrert relativt lave bestandsnivå for lirype i dette området helt siden en tydelig bestandstopp i 1992 og 1993 (**figur 8.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært ganske lav i dette området i 2009 (1,9 kyllinger pr to voksne) (**tabell 8.1**). Det ble under takseringen også observert 1 orrhane.

Lund

Våre takseringer for Lund-området indikerer en ganske lav høstbestand av lirype i dette området i 2009 (21 rypet/km²) (**figur 8.1**). Produksjonen av ungfugl ser imidlertid ut til å ha vært ganske god i 2009 (5,6 kyllinger pr to voksne) (**tabell 8.1**).

Solhomfjell

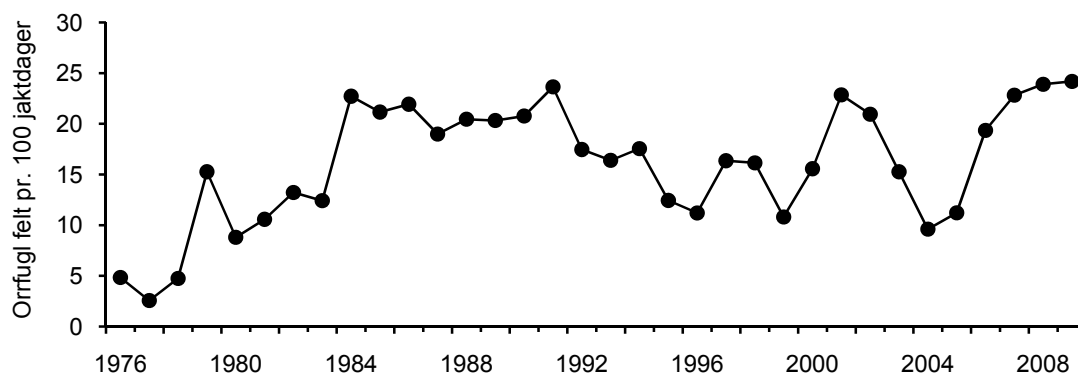
Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktseasonen 2009/10 ble felt 83 orrfugl, 6 harer og ingen lirype på totalt 332 jaktdager innrapportert via Inatur for det aktuelle området. Fellingsindeksen for orrfugl blir da 25,0 felte fugl pr 100 jaktdager. Dette er på samme høye nivå som i 2007 og 2008, og indikerer at vi nå er inne i en periode med god bestand for orrfugl i dette området (**figur 8.2**). Etter omlegging av rutiner for salg av jaktkort seasonen 2007/08 mottas det nå fellingsrapport fra godt under halvparten av jegerne som jakter i området. Dette er en betydelig lavere andel enn tidligere. Vi vil likevel anta at vår utbyttestatistikk for 2009 er rimelig sammenlignbar med tidligere år, selv om det ved lav rapportering til jaktstatistikk kan være en fare for å overestimere jaktutbytte, på grunn av at det ofte er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere.



Figur 8.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2009. – Estimated densities of willow grouse in the monitoring areas. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.

Tabell 8.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2009. () 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 2009.

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	0			0		0,25
Linje II	8	9	3		28		1,25
Linje III	2	1	2		1		0,30
Linje IV	-	-	-		-		-
Linje V	-	-	-		-		-
Totalt	13	11	5		29	2,0	1,80
Børgefjell:							
Linje I	2	2			13		1,35
Linje II	3	1			18		0,90
Linje III	2	2			10		0,95
Totalt	7	5			41	(6,8)	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	7	7	4		32		0,80
Linje II	2	1	2		1		0,90
Linje III	6	4	1	2	17		1,20
Linje IV	11	7			27		1,05
Totalt	26	19	7		77	3,0	3,95
Gutulia:							
Linje I	0	1			7		1,20
Linje II	2	1			0		0,90
Linje III	0	0			0		1,20
Totalt	2	2			7	(-)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	4	2	2		6		0,95
Linje II	3	1	2		0		1,05
Linje III	1	1	1		0		1,00
Totalt	8	4	5		6	0,7	3,00
Lund:							
Linje I	1	2			7		0,45
Linje II	1	2			19		1,00
Linje III	4	3	2		16		0,75
Totalt	6	7	2		42	5,6	2,20



Figur 8.2 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.

8.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels eller relativt lave bestander i alle områdene i 2009 (**figur 8.1**). Det var tegn til vekst i bestandene i de nordligste områdene (Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen), mens det var nedgang i bestandene i Møsvatn 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 1991-2009 indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003 og 2007. For Åmotsdalområdet 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 1993-2009, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002 og 2004. For Møsvatn har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-2009 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005 og 2008. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2009, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004 og 2007. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypa sitt hekkeområde i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirype sitt hekkeområde i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-20 felte fugl pr 100 jaktdager) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 20-24 felte fugl pr 100 jaktdager) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2009 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (for denne perioden ca 5 felte fugl pr 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02 og nå i 2006-08 (**figur 8.2**). For sammenheng mellom hønsefuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjellområdet viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene for lirype (**figur 8.1**). 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 Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km², men med noe lavere bestander siste 5-årsperiode; Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr km²; Åmotsdalen mellom 2 og 10 fugler pr km² i perioden 1990-1997 da det bare ble utført takseringer i selve Åmotsdalen og mellom 10 og 20 fugler pr km² etter at takseringsområdet ble utvidet med takseringsfelt i Dinndalen og Gåvålia.

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorene i denne sammenheng er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbelte vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja) vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst $\pm 20\%$ for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lundområdet der et relativt lite areal takseres. I tillegg vil oppdagbarheten variere mellom forskjellige kategorier av fugl. For eksempel er det ved taksering av lirype med stående fuglehund lettere å oppdage kull (minst 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.

9 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 fordi 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. 1993, Greenwood et al. 1993). 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 samordnet overvåking av hekkende fugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring¹, se PECBMS 2009). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon for spurvefuglovervåkingen i TOV.

9.1 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 vanligvis 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2009 ble det byttet feltpersonell for 5 av rutene i Solhomfjell og alle rutene i Åmotsdalen.

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 2009-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2008. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2009 over totalt antall observerte spurvefugl for de arter som har relativt 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 klekkesuksess (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 ≤ 13 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen (≤ 13 dager etter at tredje kull i det aktuelle området er ferdiglagt).

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

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996 – 2009 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2009

Dividalen De 200 punktene ble taksert i perioden 18-22. juni. Takseringene ble utført av S.Ø. Nilsen og I. Birkeland.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 16-20. juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen I 2009 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 12-16. juni av P.W. Bøe og O. Heggøy. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (30. mai, 8. 15. 20. 27. juni og 6. juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2009 benyttet plasttuter for beskyttelse på reiråpningene. Plasttutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet. Likevel ble et betydelig antall reir ødelagt i 2009, trolig av mår. Dette skjedde delvis ved at lokket ble åpnet. Med bakgrunn i dette ble det satt på ekstra sikring på lokket på alle kassene i 2009.

Gutulia De 200 punktene ble taksert i perioden 6-10. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (29. mai, 11. 19 og 26. juni og 4 og 13. juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22-29. juni av E. Edvardsen.

Lund De 200 punktene ble taksert i perioden 21-24. mai av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, A.T. Mjøs og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger av S. Skjærpe (20 og 27. mai og 4. 11, 18 og 25. juni).

Solhomfjell De 200 punktene ble taksert av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og A. Winnem i perioden 31. mai til 7. juni. Fuglekassene ble kontrollert 9 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (10, 17, 24 og 30. mai, 6, 12, 20 og 28. juni og 5. juli).

9.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservåking Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 730 observerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 9.1**). Dette er en klar reduksjon fra året før når det gjelder antall observerte fugl. Reduksjonen i antall observasjoner er særlig forårsaket av færre observasjoner for løvsanger, rødstjert og sidensvans, mens det ble observert flere bjørkefink og korsnebb. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det i 2009 observert totalt 530 individer, noe som er klart lavere enn for 2008 og også blant de laveste antall observert for hele perioden 1993-2009 (**figur 9.1**).

Børgefjell

Bestandsobservåking Punkttakseringene i Børgefjell i 2009 resulterte i 889 observerte spurvefugler fordelt på 17 arter (**tabell 9.2**). Dette er et klart lavere antall observasjoner enn det som ble gjort i 2008. For de vanligste artene var det særlig en reduksjon i antall observasjoner av løvsanger og heipiplerke, mens det var økning for antall observerte bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 749 individer i 2009. Dette er lavere enn for 2008 og det laveste antall observert i perioden 1990-2009 (**figur 9.1**).

Åmotsdalen

Bestandsobservåking Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1289 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 9.3**). Dette er en klar økning fra 2008. Denne økningen gjelder særlig for heipiplerke, steinskvett og løvsanger, mens det var reduksjon for en del arter, særlig sivspurv, måltrost og trepiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1079 individer i 2009. Dette er mer enn i 2008 og ca 20% over median antall observert i perioden 1992-2008 (**figur 9.1**).

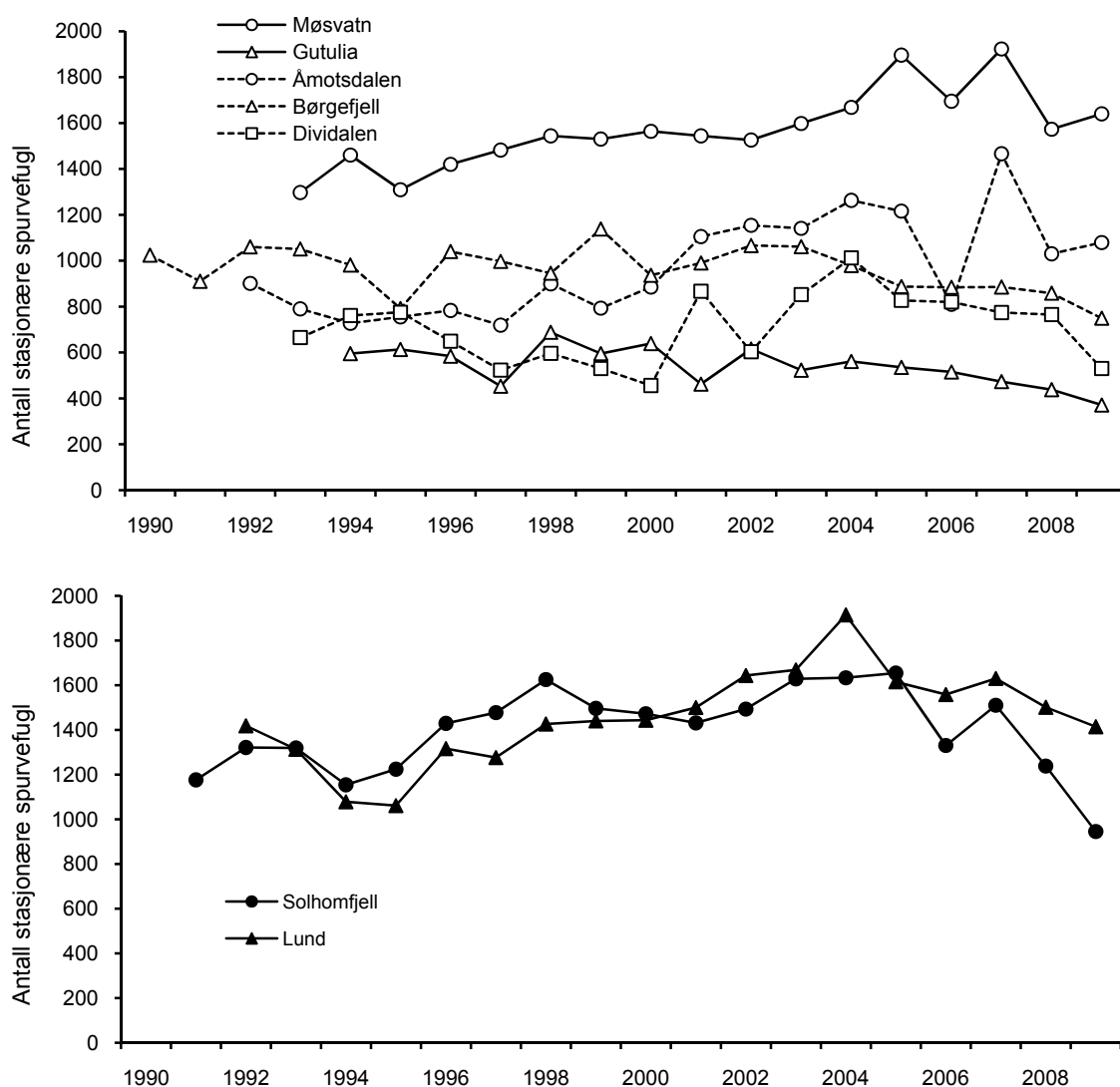
Reproduksjonsovervåking I Åmotsdalen registrerte vi i 2009 egglegging av svarthvit fluesnapper i 36 av de 50 fuglekassene. Det var problemer med predasjon i kassefeltet i Åmotsdalen i 2009. Dette var trolig forårsaket av mår og skjedde til tross av at det var montert beskyttelsestuter på kassene. Dette gjør at antall kull med tilfredsstillende data er betydelig lavere enn antall initierte kull. For 27 av kullene ble egglegging fullført i perioden 29. mai - 12. juni (median eggleggingsdato for disse var 4. juni). Kullstørrelsen for 23 av kullene som var lagt før 12. juni var i gjennomsnitt 6,30 egg (**tabell 9.8**). For de 4 øvrige kullene lagt før 12. juni var kullstørrelse usikker pga at reirene ble ødelagt før eksakt kullstørrelse var fastlagt. Eggleggingsdato kunne imidlertid fastsettes til ± 1 dag slik at disse er inkludert i estimering av eggleggingstidspunkt. Tolv av disse 23 reira ble predert i reirperioden, men alle de 11 kullene med vellykket klekking ga vellykket ungeproduksjon. Når en ser bort fra de ødelagte reirene, ble det klekt fram unger fra 90% av eggene, og 97% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Som resultat av den omfattende predasjonen av reir tidlig i sesongen ble det lagt mange nye kull sent i sesongen (10 kull lagt etter 13. juni). Det var 4 kasser med kjøttmeis der eggleg-

gingen ble fullført før 1. juni, og 2 reir der det ble lagt egg sent i sesongen. Bare i ett av de 4 tidlige kjøttmeisreirene ble det produserte flyvedyktige unger (7 stk).

Gutulia

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 517 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 9.4**). Dette er en reduksjon fra 2008. Det var særlig færre observasjoner av korsnebber, løvsanger og heipiplerke, mens det var økning for antall observasjoner av grønnsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 371 individer i 2009. Dette er litt lavere enn for 2008 og det laveste antall observasjoner som er gjort for denne gruppen av spurvefugl i dette området for hele perioden 1994-2009 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsobservasjon Antall fluesnappere i kassene i Gutulia er betydelig redusert siste 5 års periode (3-9 reir) sammenlignet med perioden 1996-2004 (14-22 reir). I Gutulia var det i 2009 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i bare 3 av kassene. Dette gir et spinkelt data-



Figur 9.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2009, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber). – Number of passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points at each of the seven monitoring sites during 1990-2008. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution.

Tabell 9.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2009. – Observed passerine birds at the 200 census points in Dividalen. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	96	179
Heipiplerke	59	109
Bjørkefink	61	91
Gråsisik	58	88
Rødstjert	40	44
Rødvingetrost	36	41
Gråtrost	17	22
Korsnebb sp.	12	19
Ravn	9	14
Kråke	13	14
Steinskvett	13	14
Svarthvit fluesnapper	14	14
Trepiplerke	12	12
Blåstrupe	10	10
Måltrost	9	10
Sivspurv	9	9
Gråfluesnapper	8	8
Lappspurv	6	7
Granmeis	5	6
Jernspurv	4	4
Kjøttmeis	3	3
Gulerle	2	2
Bergirisk	1	2
Sidensvans	1	2
Fossefall	1	1
Gjerdesmett	1	1
Rødstrupe	1	1
Duetrost	1	1
Munk	1	1
Gransanger	1	1
Sum	200	730

Tabell 9.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2009. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	161	436
Bjørkefink	83	107
Rødvingetrost	65	82
Heipiplerke	41	48
Blåstrupe	37	39
Gråtrost	29	35
Gråsisik	26	33
Måltrost	21	25
Rødstjert	18	19
Sivspurv	18	18
Ringtrost	13	14
Steinskvett	10	11
Gulerle	8	11
Jernspurv	4	4
Lappspurv	4	4
Kråke	2	2
Munk	1	1
Sum	200	889

grunnlag for vurdering av reproduksjonssuksess for svarthvit fluesnapper. For de 3 kullene i 2009 ble siste egg lagt i tidsrommet 9-12. juni (median eggleggingsdato 11. juni). Det var 2 reir med 7 egg og ett reir med 6 egg (**tabell 9.8**). For de 3 reirene som alle hadde vellykket klekking, ble 80% av eggene klekt. For 2 av reirene døde alle ungene ved 7-10 dagers alder, mens alle 5 ungene i det siste kullet nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i en av kassene. Dette kullet ble fullagt med 10 egg den 4. juni. Åtte unger ble klekt fram, men alle døde like før de var flyvedyktige.

Møsvatn

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1931 observerte spurvefugler fordelt på 38 arter (**tabell 9.5**). Dette er en økning fra 2008. Det var sterkest økning fra 2008 for løvsanger, sivspurv og korsnebb, men det var også arter med klart færre observasjoner i 2009 enn i 2008. Dette gjelder særlig gråtrost, bjørkefink og heipiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1640 individer i 2009. Dette er en økning fra 2008 og er ca 5% over medianverdi for dette området for perioden 1993-2008 (**figur 9.1**).

Tabell 9.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2009. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	139	454
Heipiplerke	80	183
Bjørkefink	73	113
Steinskvett	52	73
Gråtrost	32	63
Rødvingetrost	40	61
Grønnsisik	28	52
Gråsisik	25	43
Rødstjert	23	27
Måltrost	18	24
Trepiplerke	20	22
Svarthvit fluesnapper	12	21
Bokfink	17	20
Kråke	10	17
Ringtrost	16	17
Sivspurv	13	13
Blåstrupe	12	12
Kjøttmeis	7	9
Jernspurv	9	9
Granmeis	5	8
Gjerdesmett	8	8
Rødstrupe	8	8
Munk	8	8
Gulsanger	7	7
Ravn	4	4
Gransanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Dompap	1	2
Bergirisk	1	2
Blåmeis	1	1
Fossefall	1	1
Hagesanger	1	1
Linerle	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1289

Tabell 9.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2009. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	62	90
Bjørkefink	63	73
Rødstjert	62	69
Grønnsisik	44	47
Måltrost	27	29
Heipiplerke	23	25
Bokfink	19	20
Steinskvett	17	17
Duetrost	16	16
Korsnebb sp.	11	16
Svarthvit fluesnapper	12	13
Kråke	9	11
Ringtrost	7	9
Gråtrost	7	9
Trepiplerke	9	9
Gråsisik	7	9
Ravn	6	7
Fuglekonge	6	7
Lavskrike	6	6
Rødstrupe	4	5
Rødvingetrost	3	4
Kjøttmeis	3	3
Granmeis	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Jernspurv	3	3
Sivspurv	3	3
Møller	3	3
Lappspurv	1	2
Toppmeis	1	1
Trekryper	1	1
Buskskvett	1	1
Munk	1	1
Gulerle	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	517

Lund

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Lund i 2009 resulterte i 1534 observerte spurvefugler fordelt på 26 arter (**tabell 9.6**). Dette er litt lavere enn antall observasjoner i 2008. Det var særlig reduksjon i antall observasjoner av løvsanger og bokfink, men det var klare økning for grønnsisik og rødstrupe. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det registrert totalt 1414 individer i 2009. Dette er litt færre enn for 2008 og ca som median antall observasjoner gjort i dette området i perioden 1992-2008 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsobservasjon Også 2009 var et svært godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og kjøttmeis i fuglekassene i Lund. Det var fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 19 av de 50 fuglekassene. Ett av kullene ble lagt ganske sent i sesongen (10. juni). Kullstørrelsen for de 18 kullene som ble ferdiglagt i tidsrommet 18. mai - 3. juni (median eggleggingsdato 26. mai), var i gjennomsnitt 6,83 egg. Ett av kullene ble forlatt/predert i rugeperioden. For de 17 reirene med vellykket klekking ble 98% av eggene klekt, og for disse reirene nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 9.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 8 av kassene i 2009. Syv av disse var fullagte i perioden 1-10. mai. Ett av reirene ble forlatt i rugeperioden, men i de øvrige 6 ble alle de 59 eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på >10 dager.

Tabell 9.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2009. - Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	182	655
Sivspurv	104	156
Heipiplerke	61	149
Bjørkefink	84	129
Gråtrost	79	126
Måltrost	91	121
Bokfink	81	109
Rødvingetrost	72	99
Grønnsisik	56	69
Korsnebb sp.	18	57
Steinskvett	26	36
Gråsisik	28	34
Ringtrost	19	20
Trepiplerke	18	19
Granmeis	12	17
Svarttrost	15	17
Jernspurv	17	17
Gulerle	9	14
Munk	13	13
Blåstrupe	10	11
Rødstjert	11	11
Kråke	4	7
Stær	1	6
Rødstrupe	5	5
Ravn	3	4
Bøksanger	4	4
Linerle	4	4
Kjøttmeis	3	3
Gulsanger	2	3
Lappspurv	3	3
Gulspurv	3	3
Hagesanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Grønnfink	2	2
Gjerdsmett	1	1
Tornsanger	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Taksvale	1	1
Sum	200	1931

Tabell 9.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2009. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 9.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	196	607
Bokfink	111	137
Trepiplerke	113	135
Rødstrupe	71	80
Tornsanger	52	60
Gjerdsmett	55	59
Måltrost	57	58
Grønnsisik	48	57
Svarttrost	49	55
Rødvingetrost	50	53
Jernspurv	45	48
Gråsisik	37	40
Grankorsnebb	4	23
Svarthvit fluesnapper	20	21
Sivspurv	20	21
Kjøttmeis	19	19
Granmeis	10	11
Gråfluesnapper	10	11
Rødstjert	10	10
Heipiplerke	5	9
Munk	8	8
Buskskvett	5	5
Steinskvett	2	3
Linerle	2	2
Ringtrost	1	1
Hagesanger	1	1
Sum	200	1534

Solhomfjell

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1173 registrerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 9.7**). Dette er klart færre observasjoner enn i 2008. Dette

skyldes særlig betydelig færre observasjoner av trepiplerke og løvsanger. Det var imidlertid flere observasjoner av korsnebb og bokfink i dette området i 2009 sammenlignet med 2008. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 945 individer i 2009. Dette er klart færre enn i 2008 og det laveste antall som er observert i dette området i perioden 1991-2009 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2009 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 11 av de 50 fuglekassene. To av kullene ble lagt sent i sesongen (etter 15. juni). Kullstørrelsen for de 9 kullene som ble ferdiglagt i tidsrommet 19. mai - 6. juni (median eggleggingsdato 1. juni), var i gjennomsnitt 7,00 egg. For disse reirene ble 97% av eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på >10 dager (**tabell 9.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 5 av kassene i 2009. Fire av disse ble fullagte i perioden 10-15. mai. Det ble klekt fram 36 unger fra de totalt 37 eggene i disse kullene, og alle ungene nådde en alder på minst 10 dager.

Tabell 9.7 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2009.*
– *Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 9.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	130	225
Bokfink	145	211
Korsnebb sp.	24	158
Trepipelerke	116	156
Rødstjert	77	93
Grønnsisik	40	45
Tornsanger	31	38
Kjøttmeis	24	25
Gråsisik	18	25
Rødstrupe	23	24
Svarthvit fluesnapper	24	24
Måltrost	18	18
Duetrost	11	15
Gråfluesnapper	12	15
Svarttrost	12	13
Kråke	9	11
Munk	11	11
Toppmeis	7	10
Buskskvett	8	10
Jernspurv	9	9
Tornskate	8	8
Sivspurv	6	8
Hagesanger	4	4
Møller	3	4
Trekryper	2	3
Fuglekonge	3	3
Nøtteskrike	1	2
Rødvingetrost	2	2
Granmeis	1	1
Gjerdesmett	1	1
Ringtrost	1	1
Sum	200	1173

9.3 Diskusjon

Sammenlignet med forutgående 5-årsperiode var det relativt få observasjoner av spurvefugl i alle TOV-områdene i 2009. Observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var lavere i 2009 enn i 2008 for 5 av de 7 overvåkingsområdene. Særlig var nedgangen stor for Solhomfjell og Dividalen. For hele overvåkingsperioden var antall observasjoner i 2009 over medianverdi for perioden 1991/94-2008 bare for Åmotsdalen og Møsvatn. For de fleste av overvåkingsområdene var det økning i antall observasjoner av fugl fra midten av 1990-tallet til midten av 2000-tallet, men så med en nedgang i antall observasjoner i siste 5-6-årsperiode (**figur 9.1**). Våre tidsserier med observasjoner av bestander for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen tydelige avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. Også for artene med mest typisk invasjonsartet oppførsel (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det registrert relativt lave bestander i de fleste TOV-områdene i 2009. Samlet sum for disse tre artene for alle områdene var i 2009 det laveste som er registrert i hele perioden 1993-2009.

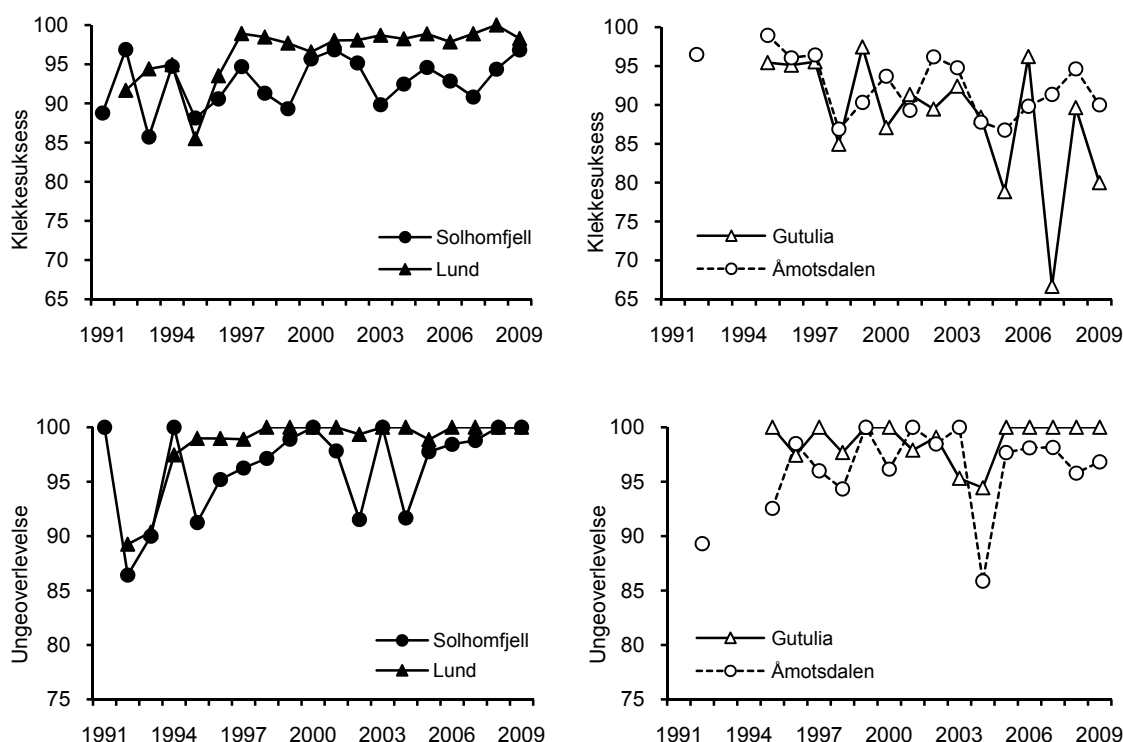
Vi ser ingen klar årsak til de relativt lave observasjonstallene for spurvefugl i 2009. En mulig årsak kan være de kalde værforholdene i store deler av Norge i første halvdel av juni 2009. Dette medførte bl.a. flere dager med sammenhengende snødekke over ca 1000 m o.h. i første uka av juni i flere fjellområder. Det har dessuten vært ugunstige værforhold i mange av fjellområdene på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden for

spurvefugl i flere år etter 2004. Dette kan ha medført at den registrerte veksten for spurvefugl i fjellområdene fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca 2004 ser ut til å ha stagnert. Det var for øvrig lite frø på bjørk i TOV-områdene i 2009, med unntak av Lund og Solhomfjell. Det var også stor bestand av målerlarver i Åmotsdalen og bestandsvekst i Børgefjell. Vi avventer nå resultat fra 2010-sesongen for å se om tendensen med færre observasjoner fortsetter.

For svarthvit fluesnapper var det i 2009 relativt mange par som brukte kassene i Åmotsdalen og Lund. For Solhomfjell og særlig for Gutulia var det imidlertid relativt få fluesnappere i kassene i 2009. For de parene som brukte kassene, målte vi god eller ganske god produksjon i alle områdene unntatt Gutulia. Her var det bare 3 kasser med fullagte kull, og 2 av disse reirene ble forlatt like før ungene var flyvedyktige. For klekkesuksess og produksjon for de øvrige områdene registrerte vi verdier tilsvarende det som har vært vanlig for disse i siste 10-årsperiode. I siste 6-årsperioden har det vært et lavere antall svarthvit fluesnappere som har benyttet kassene i Gutulia, Lund og Solhomfjell enn i forutgående 6-årsperiode. Dette er særlig tydelig for Gutulia (gjennomsnittlig antall reir i perioden 1998-2003 vs 2004-2009 henholdsvis 20 og 8), men kassene er også mindre brukt i Lund (henholdsvis 25 og 15) og Solhomfjell (henholdsvis 18 og 14). Om en ser på tall fra takseringene av fugl i TOV-områder ser en også nedgang for antall observasjoner av svarthvit fluesnapper, men denne nedgangen er ikke signifikant (regresjon for summerte observasjoner fra alle områder for perioden 1994-2009, slope -1,5, $p=0,37$).

Tabell 9.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2009. 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, 2009. 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	6,30	0,70	(23)	90	(70)	97	(63)
Gutulia	6,67	0,58	(3)	80	(20)	100	(5)
Lund	6,83	0,71	(18)	98	(116)	100	(114)
Solhomfjell	7,00	0,71	(9)	97	(63)	100	(61)



Figur 9.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1991-2009. 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.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensning skal gi seg utslag i flere uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant vi i perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 9.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997-2009 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 9.2**). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksessen observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2009, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

Fugl og klimapåvirkning

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

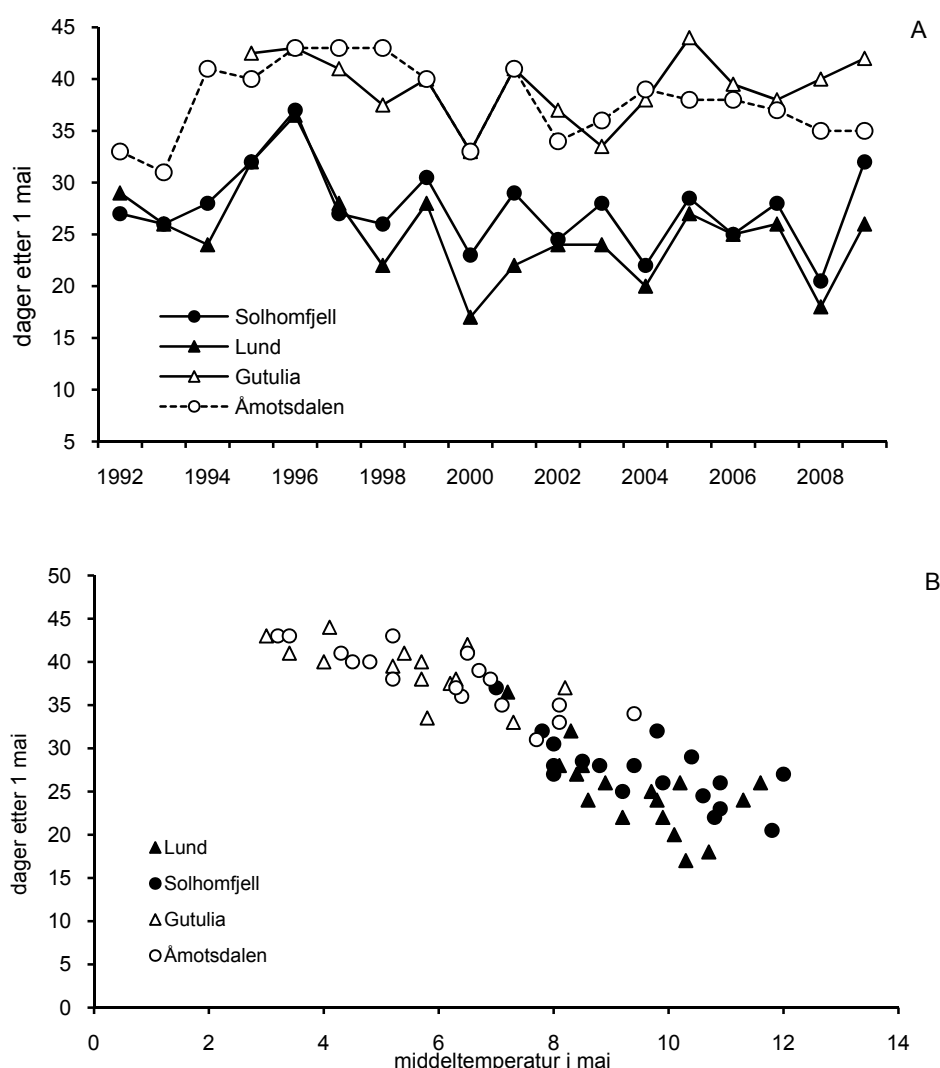
Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2009 (**figur 9.3A**). For eggleggingstidspunkt er det en klar forskjell mellom områder, og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og klimaet om våren (maitemperatur) (**figur 9.3B**) (ANOVA: effekt av temperatur $p < 0,001$; forskjeller mellom områder $p < 0,002$). 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 ga 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 etter 2004 har hatt en klar reduksjon i antall hekkforsøk for svarthvit fluesnapper i fuglekassefeltene og da særlig i Gutulia. For de fleste TOV-områdene har vi også registrert nedgang i antall observasjoner av spurvefugl i perioden etter 2004.

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

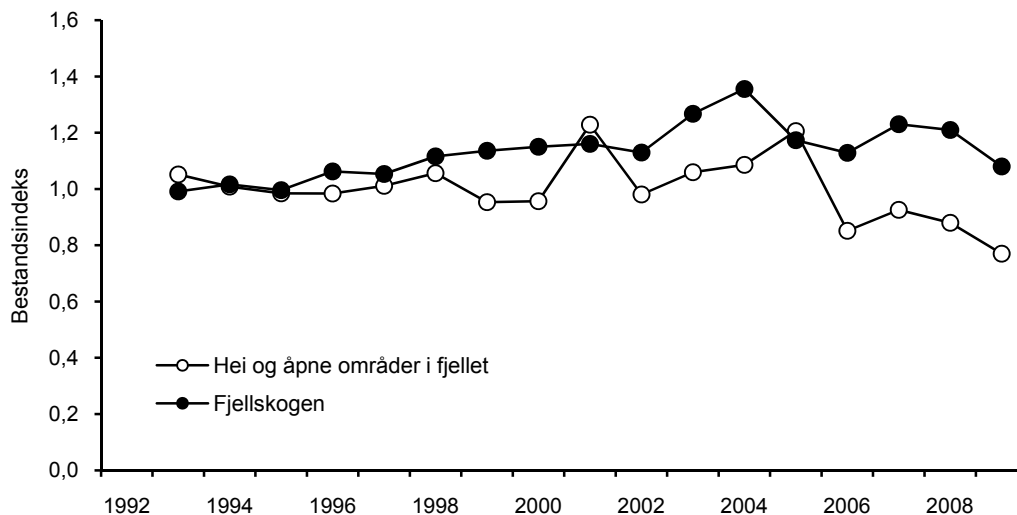
Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m o.h.), Ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60% klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog) og ca 40% over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved lengre hekkesesong (tidligere vår), fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkfugl og da særlig ved mer gunstige forhold for skogsartene. Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del

av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For perioden 1993-2009 viser denne indeksen en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater ($r_p = 0,66$, $p < 0,004$, $n = 17$), mens det ser ut til å ha vært mer stabil eller nedgang i bestandene for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder ($r_p = -0,32$, $p = 0,22$, $n = 17$) (**figur 9.4**). Økningen i fjellskogen var særlig framtrepende i perioden 1994-2005, men trenden for økning i mengde fugl i fjellskogen er fremdeles tydelig til tross for at det er målt relativt lave bestander av fugl for de inkluderte områdene i årene etter 2005.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebb som har en mer nomadisk opptreden) samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 5 hakkespettarter og 37 spurvefuglarter. For åpne områder inkluderes de spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper samt vadefugler. I TOV-



Figur 9.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnappere i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2009. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai. – A) Time of egg-laying (median date for last egg, only nests laid during the first two weeks of egg-laying included) for Pied flycatcher in four of the TOV areas during the period 1992-2009. B) Relationship between time of egg-laying and mean May temperature.



Figur 9.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som foretrekker åpne naturtyper i fjell. Basert på data fra 1000 faste tellepunkter i de fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som foretrekker skog, og spetter; åpne områder: spurvefugl som foretrekker åpne naturtyper, og vadeugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten. – Population indices for bird species in the mountain forest (filled circles) and for bird species preferring open habitats along the tree line (open circles). Based on data from 1000 permanent sampling plots in the five TOV-areas situated in mountains.

datasettet inkluderer dette 20 arter, fordelt på 10 vadeuglarter og 10 spurveuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter for hvert område, og det er medianindeks for de fem inkluderte områdene som er presentert her (for hvert område er indeks 1,00 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96).

Vedlegg 9.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2009, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2009, 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.	
Trepplerke	<i>Anthus trivialis</i>	Tårnseiler	<i>Apus apus</i>
Heipplerke	<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>
Rødstupe	<i>Erithacus rubecula</i>	Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Taksvale	<i>Delichon urbica</i>
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	Lappiplerke	<i>Anthus cervinus</i>
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	Møller	<i>Sylvia curruca</i>
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	Bøksanger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Rødvingtrost	<i>Turdus iliacus</i>	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>	Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	Østsanger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>
Løvsanger	<i>Phylloscopus throchilus</i>	Løvmeis	<i>Parus palustris</i>
Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>
Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	Svartmeis	<i>Parus ater</i>
Granmeis	<i>Parus montanus</i>	Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>	Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>
Kråke	<i>Corvus corone</i>	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>	Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>
Korsnebb	<i>Loxia spp.</i>	Ravn	<i>Corvus corax</i>
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Skjære	<i>Pica pica</i>
		Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
		Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>
		Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>
		Fossekall	<i>Cinclus cinclus</i>
		Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>
		Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>
		Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
		Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
		Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
		Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
		Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>
		Kjernebiter	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
		Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>
		Dvergspurv	<i>Emberiza pusilla</i>
		Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

10 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl

John Atle Kålås og Magne Husby

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

Et slikt nettverk er nå under etablering som del av TOV (TOV-E hekkefugl) og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som er utført i 2009. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007 og Vestlandet 2008 samt etablering av takseringsruter i Nordland og Troms i 2009. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Arbeidet med et nasjonalt representativt nettverk for overvåking av fugl er fortsatt i en etableringsfase. I denne rapporten gir vi en summarisk oversikt over feltaktivitet og observasjonene av fugl i 2009, og rapporterer erfaringer med etablering av takseringsruter og gjennomføring av datainnsamling. Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er fullstendig etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante i forbindelse med indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge (NOU 2005:5, Brunvoll et al. 2009). Vi gjør her en sammenstilling av data for naturtypene skog og kulturlandskap fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2009. I påvente av at denne ekstensive overvåkingen av hekkefugl skal bli ferdig etablert, gir dette indikasjoner om bestandsendringer for hekkefugl i slike habitater.

10.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18 x 18 km rutesystem i kartprojeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge, og i et tilfeldig utvalg av halvparten av disse etableres takseringsruter for fugl. Det tilfeldige utvalget gjøres regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, 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 sin punkt for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med 6 av SSB/Skog og Landskap sine 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) blir vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være minst 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig (f.eks. på grunn av topografi), kan tellepunktet som

brukes, legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må velge å bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, skal dette punktet rutinemessig anvendes ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90°, osv. I tilfeller der dette roteringssystemet ikke gir ønsket antall tellepunkt, ble ruta foreløpig utelatt.

Når det gjelder etablering av takseringsnettverk, er det utviklet prosedyrer for beregning av geografiske posisjoner for de 20 tellepunktene som skal besøkes for hver takseringsrute, sjekk av tilgjengelighet for disse takseringspunktene ved bruk av ArcGis og digitale 1:250 000 kart kombinert med vanlige 1:50 000 kart, og utvikling av kartgrunnlag for feltpersonell. Videre er det utviklet prosedyrer for innlesing av kartinformasjon i GPS.

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai - 8. juli, og hver rute har tildelt en fast 14 dagers periode som tellingene skal utføres i. Metode for gjennomføring av disse takseringene er kort beskrevet en opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i en 5 min. periode på hvert tellepunkt, skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell, se <http://tov-e.nina.no/Fugl/>). 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.

Feltaktivitet 2009

Det er trukket ut totalt 515 telleruter for fugl i Norge. Av disse ligger 97 ruter i region Øst-Norge, 77 i region Sørlandet, 70 i region Vestlandet, 89 i region Midt-Norge, 103 i region Nordland og Troms og 79 i Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 10.1**). Av disse har det ved feltarbeid i 2005-2009 for områdene sør for Nordland fylke vist seg at 7% av rutene ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av den standard design for utlegging av punkt som vi bruker (se over). De fleste av disse rutene ligger ikke uventet på Vestlandet i fylkene Rogaland til Møre og Romsdal. I tillegg gjenstår det fortsatt en del ruter der endelig avklaring av gjennomføring ikke er utført også i områdene i Sør-Norge (ca 15% av rutene), særlig for Buskerud, Hordaland og Sogn og Fjordane (se **tabell 10.1**). Dette skyldes enten at rutene foreløpig ikke er besøkt, eller at forsøk på gjennomføring har mislykkes (av praktiske grunner eller pga uegnede værforhold). 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 foreløpig må utelates.

For Nordland og Troms startet etableringen i 2009. Av de 1030 potensielle tellerutene vi har i Norge, ligger 207 i disse to fylkene. Av disse ble 103 ruter tilfeldig trukket ut for inkludering i tellenettverket. Tilgjengeligheten ble vurdert ut fra kart, og 23 av disse rutene ble vurdert som ikke mulig å takserer i sin opprinnelige form på grunn av topografi/vann/sjø. For 15 av disse ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som ikke mulig selv etter rotasjon av rutesystemet. I 2009 var målsetningen å takserer eller undersøke gjennomførbarhet for ca 70% av de 88 rutene i disse to fylkene.

Datainnsamlingen 2009 ble organisert av Norsk ornitologisk forening med Magne Husby som prosjektansvarlig. Lokale koordinatorene (Knut Eie for Øst-Norge, Kjell Blandhol for Sørlandet, Nils Bjørge for Vestlandet og Torstein Myhre for Midt-Norge) er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For oversikt over de som har gjennomført takseringene i 2009 viser vi til **vedlegg 10.1**.

Tabell 10.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall potensielle telleruter for hekkefugl i det brukte nettverket, antall tilfeldig uttrekte rutene, antall utilgjengelige ruter, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (enten pga vanskelig tilgjengelighet eller fordi rutene ikke er besøkt eller mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr april 2010, og antall ruter taksert i 2009. *if* - feltarbeid foreløpig ikke gjennomført – Distribution of censusing routes in the different counties in Norway. *if* - field check not yet implemented.

Fylke County	Totalt i nettverket Total no.	Tilfeldig uttrekte Randomly selected	Ikke til- gjengelig Not avail- able	Foreløpig uav- klart tilgjenge- lighet Availability not yet verified	Totalt antall ferdig etab- lert pr 2009 Total no. established per 2009	Takseret/besøk gjennomført i 2009 Censused/ visited in 2009
Østfold	14	7	0	0	7	1
Akershus	14	6	1	0	5	5
Oslo	2	1	0	0	1	1
Hedmark	86	46	1	2	43	31
Oppland	77	37	2	2	33	26
Buskerud	48	20	1	8	11	10
Vestfold	7	3	0	0	3	3
Telemark	48	25	1	3	21	18
Aust-Agder	29	17	3	0	14	10
Vest-Agder	22	12	0	6	6	3
Rogaland	30	16	3	1	12	8
Hordaland	50	26	4	13	9	9
Sogn og Fjordane	60	28	3	10	15	17
Møre og Romsdal	47	22	3	0	19	9
Sør-Trøndelag	61	31	0	0	31	25
Nord-Trøndelag	70	36	1	0	35	29
Nordland	123	67	15	18	34	35
Troms	84	36	4	26	6	14
Finnmark	158	79	4	<i>if</i>	<i>if</i>	
Sum	1030	515	46	89	305	254

Bestandsindekser 1996-2009

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl for kulturlandskap og skog for perioden 1996-2009, som her presenteres, er satt sammen av data fra 3 forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl som her rapporteres (60-190 telleruter i Sør-Norge, 2006-2009), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40-70 telleruter, 85% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009), og data fra Program for terrestrisk naturovervåking sin intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2009). Indeksene som presenteres her, er årlige medianverdier av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype, se detaljer i senere avsnitt. Artsspesifikke indekser er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM, som brukes for den pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. År 2000 er gitt indeksverdi 1,00.

Bestandsindeksen for kulturlandskapet inkluderer 8 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til naturtyper vi finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. Dette er artene vipe, stor-spove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv. Indeksen for kulturlandskap viser årlig medianverdi for disse 8 artene.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 20 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til skogsareal. Dette er artene: flaggspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, jernspurv, fuglekonge, måltrost, svarttrost, rødvingetrost, gulsanger, gransanger, løvsanger, hagesanger, munk, grå fluesnapper, svartmeis, toppmeis, granmeis, bokfink og dompap. Indeksen for skog viser årlig medianverdi for disse 20 artene.

10.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2009

Til sammen ble det utført takseringer for 205 (66%) av de 310 rutene som pr 2009 inngår i takseringsnettverket for områdene sør for Nordland. Dette inkluderer 64 (67%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 44 (61%) av rutene for Sørlandet, 34 (57%) av rutene på Vestlandet og 63 (74%) av de aktuelle takseringsrutene i Midt-Norge (**tabell 10.1**). Lavest andel takserte ruter hadde vi for fylkene Østfold (14%), Vest-Agder (25%), Hordaland (41%) og Møre og Romsdal (47%).

Av de 205 rutene ser det ut til at ca 20% av takseringene ikke kan godkjennes for bruk til beregninger av bestandsindekser fordi standardprosedyrer for takseringene av de enkelte rutene ikke er fulgt. Det vil si at de ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle punktene som i følge standard prosedyre skal inkluderes.

For Nordland og Troms, der vi hadde etablering i 2009, ble 49 (56%) av de 88 aktuelle rutene i disse fylkene taksert eller besøkt for avklaring av gjennomføring. Standardprosedyrer ble etablert for 40 av disse rutene.

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

Erfaringene til nå viser at det er mulig å inkludere de aller fleste tellepunktene for de rutene som er takserbare. Forskjeller mellom regioner i topografi og framkommelighet gir selvsagt noen mindre regionale forskjeller i antall tellepunkter som kan besøkes, med høyest gjennomsnitt for Øst-Norge (ca 19,3 punkt per rute), etterfulgt av Sørlandet (ca 18,7 punkt per rute), Midt-Norge (ca 18,4 punkt per rute), Vestlandet (ca 18,2 punkt per rute) og Nordland (ca 18,1 punkt per rute). Størstedelen av punktene som ikke kunne besøkes, ligger enten i vann/sjø eller er svært vanskelig tilgjengelige på grunn av bratt terreng.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen kan rapporteres og for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell er videreutviklet til feltsesongen 2010, se <http://tov-e.nina.no/Fugl/>. Systemet består av to deler. Den ene delen gjelder innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkt-taksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser samt habitatbeskrivelser for tellepunktene). Den andre delen gjelder formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellinger, osv).

Observasjoner av fugl i 2009

Vi har pr 1. mai 2010 registrert inn resultater for 2009 fra tellingene for 242 av TOV-E ruter. Foreløpige beregninger for punkttakseringene og linjetakseringene summert viser at det ble registrert ca 27 700 par av 175 fuglearter for disse rutene i 2009 (**tabell 10.2**). Det ble registrert ca 8 100 par av 126 arter i Øst-Norge, ca 5 700 par av 122 arter for Sørlandet og ca 4 000 par av 106 arter på Vestlandet, ca 6 400 par av 130 arter i Midt-Norge og ca 3 500 par av 115 arter i Nordland/Troms. Dette gir i gjennomsnitt ca 114 par pr rute, med et litt høyere gjennomsnitt for antall observerte par pr rute for Sørlandet (ca 129) og Øst-Norge (ca 126) enn for Vestlandet (ca 117), Midt-Norge (ca 102) og Nordland/Troms (ca 102). Løvsanger hadde flest registreringer i alle de 5 områdene og utgjorde i 2009 ca 19% av observasjonene. For øvrig ser vi at de artene som registreres på flest ruter, er bokfink, heipiplerke, trepiplerke og gjøk i Øst-Norge,

Tabell 10.2 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort under takseringene av de 242 rutene vi har innrapportert resultater fra for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2009. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt summert antall par for punkttakseringene og linjetakseringene for de respektive artene, sortert etter totalt antall ruter med observasjoner. – Bird observations made during point counts for 242 routes censused in Norway in 2009. Total numbers and numbers for separate regions are presented.

Art/ Species	Totalt 2009		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/Troms	
	N		N		N		N		N		N	
	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum
Løvsanger	219	5310	59	1613	42	1083	32	970	56	1050	30	594
Rødvingetrost	170	1260	39	233	32	241	24	121	48	474	27	191
Gjøk	166	807	49	319	23	74	26	139	40	175	28	100
Måltrost	165	1009	43	307	40	277	23	102	39	203	20	120
Bokfink	160	2445	41	946	39	834	28	274	38	355	14	36
Gråtrost	149	862	37	219	26	145	16	40	43	316	27	142
Grønnsisik	138	801	42	300	34	208	21	110	29	137	12	46
Rødstrupe	136	909	31	277	36	290	24	114	33	174	12	54
Svarttrost	127	837	32	244	33	286	26	194	31	99	5	14
Heipiplerke	126	1515	28	355	11	144	28	289	33	419	26	308
Trepipplerke	126	898	35	343	32	240	17	117	30	164	12	34
Jernspurv	106	262	23	85	21	48	18	32	32	75	12	22
Kjøttmeis	104	344	24	67	29	129	20	86	22	46	9	16
Kråke	100	355	27	83	19	55	16	65	24	112	14	40
Bjørkefink	97	770	26	202	5	17	3	5	38	306	25	240
Heilo	93	766	24	251	6	30	10	68	32	250	21	167
Gjerdesmett	93	272	19	54	21	56	25	101	21	53	7	8
Ringdue	88	503	34	290	21	110	11	38	20	63	2	2
Steinskvett	86	335	22	78	9	42	15	60	15	59	25	96
Rødstjert	83	390	25	127	15	33	4	15	25	136	14	79
Munk	81	375	19	83	29	187	15	66	17	35	1	4
Gråsisik	80	240	14	27	9	18	18	50	17	45	22	100
Granmeis	80	144	28	50	19	31	11	16	18	40	4	7
Svarthvit fluesn.	77	180	19	37	23	56	8	14	14	33	13	40
Rødstilk	73	204	13	31	3	5	9	12	34	117	14	39
Gransanger	72	471	2	4	16	38	15	63	29	317	10	49
Orrfugl	70	170	21	56	12	50	13	28	16	26	8	10
Fuglekonge	67	161	27	97	18	34	10	13	11	16	1	1
Fiskemåke	66	207	15	41	5	29	14	42	24	67	8	28
Enkeltbekkasin	65	163	21	52	3	3	6	9	22	48	13	51
Sivspurv	63	209	21	84	9	35	2	6	17	38	14	46
Ringtrost	63	166	9	11	8	21	13	40	15	38	18	56
Ravn	60	69	11	11	14	14	14	16	12	16	9	12
Linerle	59	94	13	18	15	32	14	19	13	20	4	5
Strandsnipe	58	90	8	10	14	21	9	21	23	34	4	4
Grankorsnebb	56	59	24	26	21	21	2	3	6	8	3	1
Grønnfink	54	184	12	26	11	47	13	46	10	45	8	20
Lirype	52	107	12	26	4	9	8	12	17	29	11	31
Gråfluesnapper	52	106	20	47	13	24	8	12	7	12	4	11
Flaggspett	50	92	20	45	21	39	2	2	5	5	2	1
Hagesanger	48	144	13	52	22	76	6	9	6	6	1	1
Gluttsnipe	46	114	18	41	2	4	1	1	19	43	6	25
Gulspurv	40	139	12	61	13	38	3	4	9	33	3	3
Blåstrupe	40	88	10	26	2	2	5	9	15	28	8	23
Småspove	39	156	13	59	0	0	0	0	18	74	8	23
Buskskvett	39	58	12	19	9	11	8	8	7	10	3	10
Svartmeis	37	61	12	25	16	22	6	10	3	4	0	0
Låvesvale	36	75	7	10	14	26	8	26	7	13	0	0
Blåmeis	35	78	3	13	15	34	10	20	6	10	1	1
Skjære	34	75	6	14	10	25	7	21	8	12	3	3
Svartspett	32	47	17	27	8	12	0	0	7	8	0	0

Tabell 10.2 (forts.)

Art/ Species	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/Troms	
	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum
ruter			ruter		ruter		ruter		ruter		ruter	
Svartspett	32	47	17	27	8	12	0	0	7	8	0	0
Stær	31	105	3	12	10	27	8	29	10	37	0	0
Toppmeis	30	54	12	21	12	25	4	6	2	2	0	0
Tornsanger	29	95	1	4	7	10	14	65	7	16	0	0
Trane	29	41	20	30	0	0	0	0	9	11	0	0
Fjellrype	27	51	9	11	2	4	4	11	6	16	6	9
Møller	26	48	17	37	6	8	3	3	0	0	0	0
Grønnstilk	24	50	12	25	2	2	1	1	7	14	2	8
Stokkand	24	45	7	9	4	13	6	9	6	12	1	2
Dompap	24	40	14	26	3	6	0	0	6	6	1	2
Storfugl	23	36	12	20	5	9	0	0	6	7	0	0
Nøtteskrike	22	23	7	7	11	11	0	0	4	5	0	0
Storspove	21	77	4	5	1	1	2	9	8	25	6	37
Vipe	21	44	6	10	1	1	3	7	9	17	2	9
Rugde	21	27	7	9	5	5	2	2	1	1	6	10
Duetrost	20	60	14	46	3	10	0	0	3	4	0	0
Gråmåke	20	50	1	1	4	11	8	18	4	8	3	12
Tårnseiler	20	26	7	11	12	15	0	0	1	0	0	0
Tjeld	19	60	1	1	2	3	7	13	6	25	3	18
Gulerle	19	49	8	16	3	6	0	0	6	21	2	6
Gulsanger	19	37	2	3	4	12	4	7	8	14	1	1
Kvinand	19	28	6	9	7	11	0	0	5	7	1	1
Trekryper	19	28	12	17	4	6	0	0	1	1	2	4
Gråhegre	19	18	1	1	2	1	5	6	10	9	1	1
Furukorsnebb	18	15	7	8	3	2	1	0	4	1	3	4
Sanglerke	17	90	5	26	5	33	1	8	5	23	1	0
Gråspurv	17	63	2	4	3	11	5	9	5	34	2	5
Snøspurv	17	44	6	24	2	2	0	0	5	2	4	16
Storlom	17	18	3	3	2	2	4	4	6	7	2	2
Skogsnipe	17	17	8	7	7	8	0	0	2	2	0	0
Lavskrike	17	13	4	4	3	2	0	0	7	5	3	2
Toppand	16	30	7	18	2	2	0	0	4	6	3	4
Fossefall	16	13	0	0	3	2	3	4	5	2	5	5
Bergirisk	15	29	0	0	1	0	5	7	5	8	4	14
Krikkand	14	15	4	4	4	5	0	0	5	5	1	1
Spettmeis	14	15	2	2	6	7	5	5	1	1	0	0
Svartbak	13	68	0	0	1	1	7	58	3	6	2	3
Siland	13	23	0	0	2	0	3	3	6	5	2	15
Smålom	13	17	2	2	0	0	1	2	9	12	1	1
Fjellerke	13	16	1	1	3	6	1	5	4	1	4	3
Lappspurv	12	49	4	22	0	0	1	7	3	13	4	7
Taksvale	12	30	3	12	5	7	4	11	0	0	0	0
Dvergalk	12	14	1	1	0	0	0	0	9	11	2	2
Tårnfalk	12	11	6	5	0	0	3	1	2	2	1	3
Grønnspekk	11	19	2	3	7	14	2	2	0	0	0	0
Tornskate	11	6	4	4	3	2	0	0	3	0	1	0
Fjellvåk	10	14	1	1	1	1	2	4	0	0	6	8
Kongeørn	10	9	2	1	2	2	2	2	1	1	3	3
Sandlo	9	20	0	0	1	1	2	3	2	4	4	12
Boltit	9	16	2	2	2	6	2	4	1	1	2	3
Hettemåke	9	3	3	1	2	1	1	0	1	0	2	1
Grågås	8	71	0	0	0	0	5	26	2	43	1	2
Løvmeis	8	13	0	0	1	3	4	6	3	4	0	0
Bøksanger	8	10	4	4	4	6	0	0	0	0	0	0
Varsler	8	4	1	1	2	1	0	0	4	2	1	0
Vintererle	8	3	0	0	3	2	0	0	4	1	1	0

Tabell 10.2 (forts.)

Art/ Species	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/Troms	
	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum
Ærfugl	7	62	0	0	2	2	2	2	2	16	1	42
Kaie	7	22	5	12	0	0	0	0	2	10	0	0
Myrsnipe	7	19	2	3	0	0	1	9	2	5	2	2
Fjelljo	7	7	0	0	0	0	0	0	2	1	5	6
Jerpe	7	7	2	2	3	3	0	0	2	2	0	0
Sildemåke	7	6	0	0	2	2	2	0	2	3	1	1
Skjærpiplerke	6	15	0	0	1	1	3	12	0	0	2	2
Musvåk	6	5	2	2	4	3	0	0	0	0	0	0
Pilfink	5	21	2	14	3	7	0	0	0	0	0	0
Havelle	5	7	1	2	0	0	0	0	1	1	3	4
Kanadagås	5	6	2	3	3	3	0	0	0	0	0	0
Hønsehauk	5	5	2	2	1	1	1	1	1	1	0	0
Nøttekråke	5	5	3	3	0	0	2	2	0	0	0	0
Tretåspett	5	5	1	1	0	0	0	0	3	3	1	1
Laksand	5	4	2	2	0	0	0	0	1	1	2	1
Tornirisk	4	18	0	0	1	1	2	15	1	2	0	0
Havørn	4	5	0	0	0	0	1	1	1	1	2	3
Vendehals	4	5	1	2	2	2	1	1	0	0	0	0
Sjørørre	4	4	3	4	0	0	0	0	0	0	1	0
Sangsvane	4	3	1	1	0	0	0	0	1	0	2	2
Sandsvale	3	18	0	0	1	15	2	3	0	0	0	0
Makrellterne	3	16	1	1	0	0	2	15	0	0	0	0
Temmincksnipe	3	5	0	0	0	0	0	0	1	1	2	4
Brunnakke	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4
Dobbeltbekkasin	3	3	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1
Dvergspett	3	3	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0
Fjæreplytt	3	3	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Myrhauk	3	3	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0
Vandrefalk	3	3	0	0	0	0	1	0	1	1	1	2
Spurvehauk	3	2	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0
Sivsanger	2	37	0	0	0	0	0	0	0	0	2	37
Rødnebbterne	2	31	1	1	0	0	0	0	0	0	1	30
Tyvjo	2	7	0	0	0	0	0	0	1	2	1	5
Rosenfink	2	5	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Svartand	2	4	0	0	0	0	0	0	2	4	0	0
Skogdue	2	3	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Stillits	2	3	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Vepsevåk	2	3	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0
Brushane	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Fiskeørn	2	2	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
Gravand	2	2	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
Haukugle	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Hvitryggspett	2	2	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Jaktfalk	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Svømmesnipe	2	2	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Knoppsvane	2	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Stjertmeis	2	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Lunde	1	203	0	0	0	0	0	0	0	0	1	203
Teist	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8
Kjernebiter	1	5	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0
Kornkråke	1	5	0	0	0	0	0	0	1	5	0	0
Hvitkinngås	1	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Trelerke	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
Myrsanger	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråspett	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Jordugle	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Tabell 10.2 (forts.)

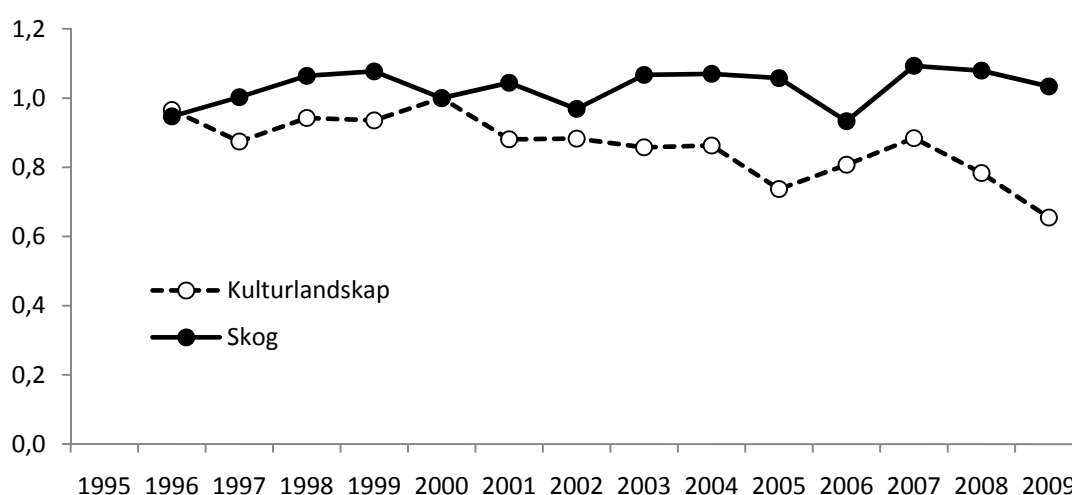
Art/ Species	Totalt 2008		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/Troms	
	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum
Kattugle	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Nattergal	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Nattravn	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Pirol	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Rørsanger	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Sidensvans	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Tyrkerdue	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Åkerrikse	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Islom	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Korsnebb sp	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Rapphøne	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Storskarv	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Sum	242	27695	64	8094	44	5687	34	3966	63	6430	37	3518

måltrost, bokfink, rødstrupe og grønnsisik for Sørlandet, bokfink, heipiplerke, svarttrost og gjøk for Vestlandet, rødvingetrost, gråtrost og gjøk i Midt-Norge, samt gjøk, rødvingetrost, gråtrost og heipiplerke i Nordland/Troms (**tabell 10.2**).

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for **skog** viser ingen entydig bestandendring for perioden 1996-2009 (**figur 10.1**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = 0,32$, $p = 0,26$). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant bestandsøkning for 7 av de 20 inkluderte artene og signifikant nedgang for 2 av artene. Det var særlig arter med sterkest tilknyttet til løvskog som viste bestandsvekst.

Indeksen for **kulturlandskapet** viser bestandsnedgang for perioden 1996-2009 for de inkluderte arealene (**figur 10.1**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = -0,74$, $p < 0,01$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (storspove, sanglerke, stær og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som tyder på at nedgangen er knyttet spesifikk til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte kulturlandskapsartene.



Figur 10.1 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i kulturlandskapet og skogen. Årlige median indeksverdier for 8 kulturlandskapsarter og 20 skogsarter, år 2000 er gitt indeksverdi 1,00. – Population indices for breeding birds in farmland and forest. Median values for 8 farmland species and 20 forest species.

10.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2009

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. Tellingene fram til nå antyder 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 statistikk for disse. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er under etablering, vil få en begrenset dekning for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet (eks. sanglerke). Om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater, vil vi for slike arter få en noe mindre presis informasjon om bestandsendringer.

Av de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rød-stilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue og gjøk (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 med sin hovedforekomst i åpne områder og i fjellet (ca 10 arter). Vi regner med at fjellartene vil få en betydelig bedre dekning når områdene i Nord-Norge for fullt kommer med i takseringsnettverket.

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Vi er fortsatt i en etableringsfase for denne ekstensive overvåkingen av fugl i Norge. Det gjenstår fortsatt noe arbeid når det gjelder etablering av standardprosedyrer for tellerutene i områdene der etablering startet i 2006-2008 (45 ruter gjenstår). Videre gjenstår slikt arbeid for litt over halvparten av rutene i Nordland/Troms der etablering startet i 2009, og for de 79 rutene i Finnmark starter arbeidet med etablering av standardprosedyrer i 2010. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedyrer for en takseringsrute må denne besøkes minst en gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta.

Etablering av tellerutene gjøres samtidig med første års taksering. Dette krever en god del ekstra oppmerksomhet bl.a. knyttet til det å finne fram til og etablere tellepunkt, registreringer av habitatforhold etc. Første års besøk og opptellinger for takseringsrutene vil derfor i begrenset grad kunne inngå som fullverdige datasett for vurdering av bestandsendringer.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, 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 2009 ble ca 66% av de aktuelle rutene for de allerede etablerte regionene taksert, og 20% av disse ser ut til å måtte utelates på grunn av at standardprosedyrer ikke er fulgt. Dette er klart lavere enn den andelen vi har satt som mål å få inn data fra hvert år (> 80%). Det bør nå gjøres en evaluering av feltaktivitet med mål å finne løsninger for å få andel ruter som takseres etter standard prosedyrer over 80%. Av de aktuelle rutene for Nordland og Troms ble ca 56% taksert/besøkt i 2009.

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 (HINT) sin etablering av et studium i fuglekunnskap som blir en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Feltpersonell kan her delta på feltkurs, trene i artskunnskap via internett, og de kan ta en nettbasert eksamen, se www.hint.no/fuglekjennskap/. Ca 60% av personene som utførte takseringene i 2009, hadde avlagt eksamen i fuglekjennskap ved HINT.

Bestandsindekser for skog og kulturlandskap

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl skal etter hvert som data foreligger, utgjøre en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling. I påvente av at 'TOV-E hekkefugl' skal bli ferdig etablert, presenterer vi her bestandsindekser for naturtypene skog og kulturlandskap som er kombinerte data fra dette prosjektet med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2009 (**figur 10.1**). For perioden fram til 2006 inkluderer datasettet bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien er det utført svært få tellinger i Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra de to indeksene som presenteres her, ikke nødvendigvis er representative for bestandsendringer i hele Norge. Tallene gir derfor kun en indikasjon på hvilke endringer som skjer i Norge. Fra 2009 og framover vil disse tidsseriene bli basert utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket, men disse dataene vil heller ikke bli landsrepresentative før vi får god dekning på rutene også i Nord-Norge (fra ca 2011). Graden av representativitet for de tidsseriene som presenteres her, vil dermed bli betydelig bedre for kommende års data.

De data som samles inn i denne bestandsovervåkingen av hekkefugl, kan også brukes i andre typer indekser for endringer i norsk natur. 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, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer. I Sverige er det etablert flereartsindekser knyttet miljømål, og denne typen indekser kan også være relevante for norske forhold (se Ottvall et al. 2006). Dette arbeidet må også sees i sammenheng med arbeidet med en norsk naturindeks som nå pågår i regi av Direktoratet for naturforvaltning (Nybø et al. 2008). Det pågår også en vurdering av prinsipper for og hvilke arter eller arealer som kan inkluderes i både bærekraftindeksen og også i andre mulige indekser for bestandsendringer for hekkefugl (Magne Husby in prep.).

Vedlegg 10.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Oversikt over personer som gjennomførte feltarbeid, med antall ruter hver takserte i fugletakseringsnettverket i 2009. – Overview of people doing the census work in 2009.

Fornavn	Etternavn	Antall ruter		Fornavn	Etternavn	Antall ruter	
		2009				2009	
Jon	Bekken	1		Kjell	Larssen	1	
Svein	Bekkum	1		Asbjørn	Lie	1	
Nils Chr.	Bjørge	1		Arild	Lindgaard	1	
Anders	Borgehed	1		Toril	Lohne	1	
Tom Skånsar	Borgersen	2		Jon	Lurås	3	
Morten	Brandsnes	1		John Martin	Mjelde	1	
Svein Arne	Bratli	2		Jostein	Moldsvor	1	
Torgrim	Breiehaugen	3		Kjetil	Mork	3	
Olav	Brendjord	1		Torstein	Myhre	2	
Per Willy	Bøe	2		Jostein	Myromslien	3	
Per	Bådshaug	3		Anders F.	Mæland	1	
Fredrik	Calmeyer	1		Pål	Mølnvik	1	
Even	Dehli	2		Ingvar	Måge	1	
Knut	Eie	5		Willy	Norli	5	
Ingvald	Ekeland	1		Torbjørn	Opheim	1	
Stig	Ekker	1		Øyvind	Pedersen	2	
Steinar	Eldøy	1		Stein Inge	Refvik	1	
Bård	Engelstad	2		Bjørn	Rismyhr	1	
Svein	Erik Ski	1		Jan K	Roang	1	
Harald Egil	Folden	1		Eric	Roualet	1	
Knut	Fure	1		Johan Tore	Rødland	1	
Øyvind	Gjerde	1		Hans	Sagstuen	1	
Helge	Grønlien	2		Ingebrigt	Sakse Åsen	1	
Jan Edvinn	Gunnarsen	1		Jostein	Sandvik	1	
Inge	Hafstad	1		Trond Eirik	Silsand	1	
Morten	Hage	5		Harald	Simonsen	1	
Per Jan	Hagevik	5		Henry	Skevik	2	
Øyvind	Halgunset	1		Audun Brekke	Skrindo	1	
Anders	Hals	2		Rune	Skåland	1	
Magne	Hamre	1		Rune	Solvang	1	
Torbjørn	Hasund	2		Karl Johan	Stadsnes	2	
Finn	Hauge	1		Helge	Staven	1	
Stein Ola	Haugom	1		Bjørn Arild	Steinsmo	2	
Jan Erik	Heggelund	1		Ingvar	Stenberg	1	
Anders	Heien	1		Tore	Storli	3	
Ole Berge	Helland	1		Jarl	Strømdal	2	
Svein Arne	Hendseth	1		Roar	Svenkerud	1	
Dagfinn	Henriksen	1		Ståle	Sætre	3	
Thorstein	Holtskog	2		Thorleif	Thorsen	2	
Geir Andre	Homme	1		Knut	Totland	1	
Hans Martin	Høiby	2		Sigmund	Tveiten	1	
Svein	Haakonseth	1		Thom Ole	Vedø	1	
Paul Terje	Haarr	1		Jon Olav	Velde	1	
Finn	Jørgensen	1		Morten	Venås	1	
Lars	Kapelrud	1		Trond	Voldmo	3	
Rune	Karlstad	2		Per Inge	Værnesbranden	3	
Helge	Kiland	3		Tor	Wang	1	
Stein Narve	Kjelvik	1		Tommy	Wernberg	1	
Jan Helge	Kjøstvedt	1		Kjell	Woxmyhr	2	
Terje	Kolaas	6		Ragnar	Ødegård	2	
Jonas	Langbråten	2		Tor	Ålbu	1	

11 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

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

Klimaendringer

Flere av komponentene som overvåkes i TOV-områdene og i granskogsområdene, viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter 1990. Generelt er det en sammenheng mellom planteartenes kjente temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet, noe som uttrykker en lokal temperaturgradient (Bakkestuen et al. 2005). Det er derfor gode muligheter for å fange opp endringer i plantearters forekomst i TOV-områdene som svar på endringer i klimaet. Mosene svarer umiddelbart på klimaforholdene, og de viser tydelige endringer i perioden 1988-2009. Særlig har store moser i markvegetasjonen økt i mengde i flere granskogsområder med vegetasjonsovervåking (jf kap. 3, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). En hovedgrunn til dette er lengre vekstsesong for moser på grunn av mange milde høster, spesielt fra midten av 90-tallet. Økningen for store moser har ført til fortetting av bunnsjiktet som flere steder i sin tur har ført til mengdereduksjon for mange små moser. I enkelte granskogsområder er arts mangfoldet for mosene i flatene derfor i ferd med å bli betydelig redusert. I enkelte av de nordlige områdene med bjørkeskog, f.eks. Åmotsdalen og Gutulia, har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold (jf Bakkestuen et al. 2007).

På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømallav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens (Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, Evju et al. 2009).

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en nær sammenheng med vårens utvikling (f.eks. målt ved middeltemperaturen i mai) (jf figur 9.3). Fuglenes hekkestart er følsom for variasjonene i værforholdene om våren. I 2009 var maitemperaturen litt lavere enn året før i de fleste områdene, og hekkestart var en god del senere enn året før. I Åmotsdalen var maitemperaturen litt høyere enn i 2008, men dato for hekkestart var den samme.

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 over tid noe økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater. Arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ser ut til å ha hatt en mer stabil bestandsutvikling. De siste årene ser det ut til å være noe mer variasjon i dette mønsteret, med nedgang for begge grupper, noe som kan skyldes effekter av sen og kald vår, med forskyvninger i artenes arealbruk som følge.

Andre observasjoner av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 6-9), 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 Evju et al. 2009). Spesielt i de sørlige og mest forurensete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forureningsfølsomme arter som brunskjegg (jf Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, Evju et al. 2009). Den generelle framgangen for lav og det reduserte skadeområdet tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsuring de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Dette er ikke minst illustrert for lavfloraen på bjørk i Møsvatnområdet, der lav generelt og forureningsfølsomme brunskjeggarter spesielt har gått kraftig fram. I siste periode ble det imidlertid også registrert økt andel skadd lav, både i det lite forureningsbelastete området i Åmotsdalen og det mer belastete området i Lund (Hagen et al. 2007). Mengden av alger på trærne i Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima (jf over), men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen i dette området (Hagen et al. 2007).

For markvegetasjonen tyder enkelte observasjoner på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen kan være i ferd med å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf Aarrestad et al. 2009, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). Dette er tydelig for flere av overvåkingsområdene i bjørkeskog, f.eks. overvåkingsområdene ved Møsvatn, Gutulia og Dividalen. I bjørkeskogsområdene kan både langtransporterte nitrogenforbindelser og lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep være årsaker til observerte endringer mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er disse signalene om en gjødslingseffekt ikke like klare. I enkelte områder er det observert økning av smyle, tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst (jf T. Økland et al. 2004a,b), men i andre områder er det ingen slik framgang å observere for nitrogenelskende arter (jf Halvorsen et al. 2009, T. Økland et al. 2009a). For markvegetasjonen synes tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen (T. Økland et al. 2004a,b), dels å være reversert i løpet av de siste 5-årsperiodene, dels å vise et inkonsistent mønster mellom områdene. Endelige konklusjoner om dette må avvente ytterligere undersøkelser (jf R. Økland & Nordbakken 2004).

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2009 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. 6-9). I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det riktignok funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, til dels på antatt kritiske nivåer (Nygård et al. 2001, 2006). Det er også funnet betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge (Kålås & Lierhagen 2003), men dette synes ikke å ha gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

Overbeskatning

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

Variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan ikke knyttes direkte til jakt/bekjempelse eller forstyrrelse fra mennesker. Det har imidlertid vært noen år med uvanlig svak reproduksjon hos kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalen. I Åmotsdalen var det klare indikasjoner på

at både kongeørn og jaktfalk har vært utsatt for faunakriminalitet fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Mer omfattende overvåkingsinnsats i Solhomfjell i 2004-08 viste bedre reproduksjon i denne perioden, og årsakene til den svake reproduksjonen i dette området i perioden 1999-2003 er ikke avklart. Den reduserte produksjonen for kongeørn og jaktfalk i flere av områdene i løpet av de siste årene kan trolig tilskrives dårlig tilgang på viktig bytte som småvilt.

Naturinngrep og endringer i arealbruk

Opplegget for overvåking i TOV-områdene er i utgangspunktet ikke innrettet mot å belyse effekter av endringer i arealbruk eller direkte inngrep i artenes leveområder. De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder nettopp for å unngå inngrep og raske endringer i arealbruk. Imidlertid er bruken av norske utmarksarealer under endring, oftest med langt mindre høsting av den naturlige biologiske produksjonen enn før og med økt gjengroing og skogsuksesjon som resultat. Dette påvirker også mange verneområder. Det har f.eks. siden ca 1950 foregått en tydelig fortetting av trevegetasjonen i overvåkingsområdene ved Møsvatn og i Åmotsdalen (Bakkestuen & Erikstad 2002, Framstad et al. 2006). I flere av TOV-områdene (f.eks. Åmotsdalen og Lund) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sauer, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Børgefjell, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. I Gutulia viser også ungeproduksjonen hos kongeørn forskjeller mellom områder med og uten reinbeite (Kålås & Gjershaug 2009). Også mer akutte effekter av arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær. Det er generelt ikke lett å skaffe presis informasjon om graden av endring i arealbruken over tid. Dermed er det vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til de observerte endringene i overvåkingsområdene. Utvikling av landskapsmodeller og dokumentasjon av ev. endringer i arealdekket i TOV-områdene ble satt i gang i 2004 (Framstad et al. 2006). Dette vil kunne gi et bedre grunnlag for tolkning av mulige effekter av endringer i arealbruk i forhold til våre observasjoner av flora og fauna.

Fremmede arter

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

Truete og sårbare arter og norske ansvarsarter

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

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

Naturlige endringsmønstre eller endringer uten klar sammenheng med kjente påvirkningsfaktorer

I nordlige og høyereliggende områder der et veletablert snødekke skaper tydelige forskjeller mellom sommer og vinter, kan smågnagere vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster ser vi særlig tydelig i TOV-områdene ved Møsvatn og i Børgefjell (jf kap. 6). For de sørlige områdene i Lund og Solhomfjell vil vi normalt vente mer uregelmessige bestandsvariasjoner, slik observasjonene fra disse områdene også tyder på. Derimot er det overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen ikke viser tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de lave bestandsnivåene i disse områdene. En mulig forklaring kan være at det er stor lokal variasjon i bestandsmønsteret regionalt, og at fangstene tilfeldigvis er lagt til områder med lave bestander. Alternativt kan produksjonsforholdene i de aktuelle områdene være så dårlige at bestandene sjelden oppnår stor tetthet, eller det kan være påvirkning fra andre dyr (f.eks. beitedyr) på ressursgrunnlaget. Lengre dataserier og mer detaljerte analyser vil kunne avklare dette noe bedre i årene som kommer.

Bjørkemålere er en annen gruppe av arter som kan ha stor innvirkning på flere deler av lokale økosystemer. Ved store angrep vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år (Neuvonen et al. 2005, Jepsen et al. 2008), der også enkelttrær bli drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter. Dermed får også smågnagerne endret sine livsbetingelser, noe som kan endre artssammensetningen fra arter knyttet til områder med tre- og buskdekning (klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (markmus). Masseforekomster av bjørkemålerlarver gir også god tilgang på næring for fugler, noe som kan utnyttes av arter med en nomadisk livsform som f.eks. bjørkefink. Slike endringer ble observert i Møsvatnområdet etter store bjørkemålerangrep rundt 2000 (se Framstad et al. 2003).

12 Litteratur

- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. – *Oikos* 46: 93-106.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – *Ecography* 24: 298-308.
- Anonym 2009. R version 2.10.1 for Windows. - The R foundation for statistical computing. <http://cran.r-project.org>.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. – Norsk meteorologiske institutt, Rapport, Klima 1993. 63 s.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Bakkestuen, V. & Erikstad L. 2002. Terrestrisk overvåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Framstad, E., Storeid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. – NINA Rapport 52, 47s.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2007. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – tredje gangs analyse 2006. – NINA Rapport 262: 16-32.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2009a. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 33: 1-226.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009b. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – *J. Veg. Sci.* 20: 779-790.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. - Academic Press.
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. - *Forsk. Forsøk Landbr.* 14: 121-365.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolunen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. *Global Change Biology* 16: 577-586.
- 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.
- Brunvoll, F., Bergh, M., Holmengen, N., Hvalgård J.K., Lindholt, L., Nielsen, V.O., Pedersen, S.I., Ramm, J. og Smith, T. 2009. Viktige signaler om samfunnet. Indikatorer for bærekraftig utvikling 2009. – Statistisk sentralbyrå Rapport 26-2009. 106 s.
- Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.
- Buch, H. 1945. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. I. – *Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol.* 9: 1-44.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. – *Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol.* 20: 1-49.
- Buckland, S.T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 448 s.
- 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.
- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim
- DN 1997. Natur I endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success og the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – *Oecologia* 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O.E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. - Upublisert rapport.
- 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.
- Evju, M., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2009. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk I Dividalen og Gutulia. – NINA Rapport 490: 85-109.
- 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.
- Flatberg, K. I. 1994. Moseskader i barskog. Del I: Overvåking av moser i barskog. - *Utredn. Dir. Naturforv.* 1994: 9-30.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., Stenseth, N.C. & Østbye, E. 1993. Time series analysis of population fluctuations of *Lemmus lemmus*. – pp: 97-115 in Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The biology of lemmings. Academic Press. London.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. – *Proceedings of the Royal Society, B.* 264: 31-38.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.
- Framstad, E., Sloreid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. – NINA Rapport 108, 41 s.
- Frisvoll, A. A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 18: 1-41.
- 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.
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – *Biol. Cons.* 43: 309-319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – *J. Animal. Ecol.* 59: 743-752.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. – *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Borgefjell 2005. – NINA Rapport 150: 27-55.
- Hagen, D., Bruteig, I.E., Larssen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006. – NINA Rapport 262: 38-65.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Møsvatn 2007. I: Framstad, E. (red.) *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport 362, s. 45-64.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. – Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. – *K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr* 11: 1-88.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – *Biol. Cons.* 58: 357-366.
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. – NINA Rapport 490: 43-69.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – *Oikos* 106: 85-92.
- Hanski, I., Hansson, L. & Henttonen, H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. – *J. Anim. Ecol.* 60: 353-367.
- Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. – *Nature* 364: 232-235.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. – Academic Press, London.
- Henttonen, H., McGuire, A.D. & Hansson, L. 1985. Comparisons of amplitude and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of *Clethrionomys* species. – *Ann. Zool. Fennici* 22: 221-227.
- Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisaari, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – *Oikos* 50: 353-365.
- 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.
- 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.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-49.
- Husby, M. & Stuefløten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. – NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Hutchings, M. J. 1986. Plant population biology. – In: Moore, P. D. & Chapman, S. B. (eds.), *Methods in plant ecology*. Blackwell, Oxford, s. 377-435.
- 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.
- 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.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Jemsvoll, J., Yoccoz, N.G., Henden, J.A., Mørk, T., Sarre, A.P. & Ørjebu, A. 2009. Fjellrev i Finnmark: Årsrapport 2009. – <http://www.fjellrev-finnmark-uit.no>. 14 s.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrata autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. – *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – *Nature* 456: 93-97.
- Kendall, M.G. 1938. A new measure of rank correlation. – *Biometrika* 30: 81-93.
- Kielland-Lund, J. 1976. Beitets påvirkning på ulike skogvegetasjonssamfunn. – I: Anonym (red.) Gjengroing i kulturmark. Internordisk symposium 27-28 nov. 1975. Landbruksbokhandelen, pp. 1-8.
- 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.
- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. – NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2009. Rovfugler. – NINA Rapport 490: 119-123.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991b. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. – NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding 132: 1 38.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. – NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (Eds.) 2006. Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 416 s.
- 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.
- 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.
- Neuvonen, S., Bylund, H. & Tømmervik, H. 2005. Forest defoliation risks in birch forest by insects under different climate and land use scenarios in northern Europe. – s. 125-138 i Wielgolaski, F.E., Karlsson, P.S., Neuvonen, S. & Tannheiser, D. (red) *Plant ecology, herbivory, and human impact in Nordic mountain birch forests*. Springer-Verlag.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. – *Environ. Pollution* 55: 29-40.
- 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.
- Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk - NINA Rapport 347. 68 s.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. – *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergalk 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.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. – NINA Rapport 213. 42 s.
- 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.
- Nystuen, J.P. & Trømborg, D. 1972. Berggrunn, løsavsetninger og landformer. – *Norg. Nasjonalparker* 4: 14-25.
- 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.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. – *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- 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.
- Ottvall R., Green, M & Lindstrøm, Å. 2006. Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. – Länsstyrelsen i Jönköping län, Medelände nr 2006:21.
- PECBMS, 2009. The State of Europe's Common Birds 2008. – CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.
- 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.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforskning. – *Aktuelt fra skogforskningen* 1-2002: 1-53.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. - *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Rydgren, K. & Økland, R. H. 2002. Life cycle graphs and matrix modelling of bryophyte populations. - *Lindbergia* 27: 81-89.
- Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F.X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. - *Ecology* 88: 2320-2329.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. – *Adv. Bryol.* 6: 135-168.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – *Oikos* 70: 3-11.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. – *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in southern Norway. – *Journal of Zoology* 258: 459-468.
- Sigmond, E.M.O, Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge 1: 1 000 000. - Trondheim. Norg. geol. Unders.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, ed. 3. – Freeman. New York
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Steen, H., Myrsetrud, 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.
- 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., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in M deposition. - *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. - *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. - Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr. 35: 161-195.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. - Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Tamm, C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). - *Meddn St. Skogsforsklust.* 43: 1: 1-140.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.
- Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2004. Spatial population dynamics of small mammals: some methodological and practical issues. – *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 427-435.
- Økland, R.H. 1995a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1995b. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. – *Sommerfeltia Suppl.* 6: 1-33.

- Økland, R.H. 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. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss *Hylocomium splendens* partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. - *Oikos* 106: 565-575.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. - *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. - NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. - *J. Ecol.* 84: 63-69.
- Økland, 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 Akershus 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. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. - NINA Rapport 362: 29-39.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - NIJOS-rapport 08/01: 1-46.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. - *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, E. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. - 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.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Halvorsen, R., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2008. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2007. - NINA Rapport 362: 40-44.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. - NINA Rapport 490: 70-79.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. - NINA Rapport 490: 80-84.
- 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., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. - NINA Rapport 490: 16-42.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2009a. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2008. - NILU Rapport OR 22/2009. 187 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009b. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. - NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

Formål

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

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

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

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

Beskrivelse

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

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

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

Finansiering og involverte institusjoner

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

Mer informasjon på internett

DNs nettsider <http://www.dirnat.no/content.ap?thisId=409> gir generell informasjon om TOV. Overvåkingsdata fra områdene finnes på: <http://tov.dirnat.no/>.

NINAs presentasjon av TOV finnes på: <http://www.nina.no/Overvåking/NaturovervåkingTOV.aspx>. Her finnes oversikt over samtlige TOV-rapporter i høyre marg. De fleste TOV-rapportene fra NINA etter 2000 er produsert i pdf-format og kan lastes ned fra NINAs publikasjonsarkiv. Trykte rapporter fåes ved henvendelse til den aktuelle institusjonen.

NINA Rapport 580

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2157-3



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>