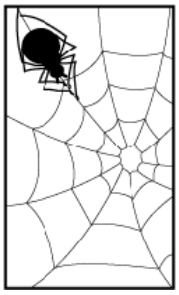
NINA Rapport 262

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2006: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking
Rapport nr 132
Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning
Deltakende institusjoner: NINA

NINA
Norsk institutt for naturforskning






LAGSPILL ENTUSIASME INTEGRITET KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NINAs publikasjoner

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

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

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

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

Norsk institutt for naturforskning

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2006: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2007. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 262. 117 pp.

Oslo, mai 2007

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-1824-5

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV
Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Signe Nybø

NØKKELORD
Terrestrisk miljø – overvåking – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – artssammensetning

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

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

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

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

http://www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E (red.) 2007. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 262. 117 pp.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) i 2006 viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger, samt til naturlige variasjoner. Endringer i artssammensetningen for markvegetasjonen kan tyde på at både nitrogengjødsling og langvarig forsuring kan ha en effekt i overvåkingsområdet i Lund lengst i sørvest. Både i Lund og i Åmotsdalen reflekterer artssammensetning dessuten en mulig effekt av et mildere klima de siste tiårene. Endringer i artssammensetningen av lav på trær i Åmotsdalen tyder også på effekter av et mildere klima i overvåkingsperioden. Klimaendringer kan også ha bidratt til den sterke økningen av alger på trær i Lund, men den viktigste årsaken er trolig tilførsler av nitrogen i nedbøren. Hekkesesongen for svarthvit fluesnapper startet noe tidligere i 2006 enn i den seine og kalde våren i 2005. For fugl og smågnagere er det ikke funnet klare indikasjoner på negative effekter av forurensninger. Overvåkingsområdene gjennomgår endringer i utmarksbruk, og markvegetasjonen i noen områder viser spor av beiting av sau eller tamrein. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning av lirype. Det er heller ikke observert noen fremmede arter i overvåkingsområdene. Derimot er det observert noen få truete og sårbare arter, i hovedsak fuglearter. Deler av observerte endringer hos smågnagere har ikke vært helt som forventet, og mer omfattende analyser trengs for å belyse dette.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges hvert 5. år ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. I Lund har mosene hatt betydelig framgang i perioden 1996-2006, særlig etasjemose og kystkransmose. Blant karplantene viste blåtopp og stri kråkefot stor framgang, mens fem andre mer basekrevende arter gikk tilbake. En analyse av vegetasjonens totale artssammensetning viste en utvikling mot vegetasjon mer typisk for basefattige voksesteder. Utviklingen er konsistent med langsiktige effekter av langtransportert forurensning, i form av forsuring og nitrogengjødlsing, og med effekter av et mildere og fuktigere klima. I Åmotsdalen var det generelt små endringer i samme tidsperiode, men sju karplantearter (bl.a. røsslyng og krekling) og en moseart økte, mens to mose- og to karplantearter (bl.a. blokkebær) gikk tilbake. De totale endringene i artssammensetningen viste en svak utvikling mot vegetasjon knyttet til tørrere og rikere voksesteder, konsistent med effekter av et noe mildere klima.

Markvegetasjonen har siden oppstart i 1988 blitt overvåket i 11 områder i granskog (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Universitetet i Oslo) og i 6 områder i bjørkeskog (i regi av NINA). Her har de noe mer basekrevende artene gaukesyre og fugletelg vist tydelig tilbakegang i sørlige områder fram til 1998, noe som er konsistent med en tidsforskjøvet respons på langvarig jordforsuring og utarming av jorda. For fugletelg har tilbakegangen fortsatt i flere områder også etter 1998, mens gaukesyre har hatt framgang i noen områder. Først etter neste re-analysering i 2008 vil det være mulig å si om trenden for gaukesyre har snudd. Graset smyle har hatt framgang i flere av de sørlige områdene. Framgangen for smyle kan knyttes til en gjødslingseffekt ved nitrogentilførsel i nedbøren. I de fleste av områdene, unntatt helt i nord, har etasjemose hatt en klar framgang sammen med andre større moser, noe som kan knyttes til lengre og mildere høster de siste 20 årene.

Epifytter er lav, moser, sopp og alger som vokser på trær. Epifyttvegetasjon på stammer av bjørk (furu i Solhomfjell) blir kartlagt med 5 års mellomrom i TOV-områdene. I 2006 ble epifytter igjen kartlagt i Åmotsdalen og Lund. I Åmotsdalen var det nesten en dobling av dekningen av lav i perioden 1991-2006, bl.a. for de mer varmekjære artene vanlig kvistlav og bristlav. Dette kan knyttes til en trend mot mildere klima og lengre vekstsesong. Lavdekningen er fremdeles begrenset, med potensial for økt dekning. Det var noe økt andel skadd lav i 2006. Klimaet, forurensninger og parasitter påvirker andelen skadd lav. I Lund har dekningen av alger økt sterkt i perioden 1991-2006. Dette skyldes trolig en kombinasjon av vedvarende nitrogentilførsel i nedbøren og et mildere og fuktigere klima de siste tiårene. Det er lite lav på bjørk i Lund, og skorpelav dominerer. Det er generelt høy andel skadd lav.

For kongeørn viser våre tidsserier (1990/93-2006) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i perioden 1999-2003 uten at årsaken til dette er klarlagt. Ungeproduksjonen har vært vesentlig bedre i 2005-06 (0,55 unger pr. territorium). For kongeørn registrerte vi ellers middels produksjon i Åmotsdalen, Møsvatn og Lund (hhv 0,40, 0,40 og 0,54 unger pr territorium) og ingen produksjon i Børgefjell. For jaktfalk var det i 2006 meget god produksjon av unger i Møsvatn (1,45 unger pr. territorium), mens det var svak produksjon i Åmotsdalen og Børgefjell (hhv 0,27 og 0,20 unger pr. territorium).

I 2006 var det relativt få par av svarthvit fluesnapper som hekket i fuglekassene. De parene som hekket, hadde imidlertid relativt god produksjon. Alle områdene hadde god klekkesuksess (90-98%) og ungeoverlevelse (≥98%). Det har ikke vært systematiske forskjeller mellom nordlige og sørlig områder de siste 10 årene. Takseringene av spurvefugler de siste 16 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 2006 lavere enn foregående år for alle områdene. For artene med mest typisk invasjonsartet opptreden registrerte vi relativt lave bestander for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik i de fleste områdene, men bra bestander av gråsisik og grønnsisik i Solhomfjell og av gråsisik i Dividalen. Et arealrepresentativt nettverk for bestandsovervåking av terrestriske hekkefugler er etablert i Midt-Norge og Øst-Norge, der hhv 89 og 97 statistisk representative takseringsruter er valgt ut. I 2006 ble takseringer gjennomført for hhv 77 og 94 av disse rutene, med i alt 3011 takserte punkt. Det ble observert 135 identifiserte arter og ca 17100 'par' fugler knyttet til disse punktene. For de to regionene ble dessuten hhv 49 og 61 arter identifisert og 326 og 340 'par' observert mellom tellepunktene. Frekvensfordelingen av ulike arter i 2006 var forholdsvis lik fordelingen fra tidligere forsøk med samme metode. Tellingene i 2006 indikerer at 60 arter er så vanlige at vi vil kunne få holdbar informasjon om deres bestandsendringer på landsbasis innenfor en 10-årsperiode. På de 61 felles tellepunktene registrert i 2005 og 2006 i Midt-Norge, viste arter tilknyttet skog og fjell en økning på 10%, mens arter knyttet til jordbrukslandskapet, ikke viste noen endring.

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

Viktigste mål med smågnager- og rypetakseringene er å få en grov oversikt over deres bestandssituasjonen som grunnlag for å kunne tolke endringer i andre observasjoner, bl.a. ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Bortsett fra en svak oppgang i Åmotsdalen, viste fangstene av smågnagere i 2006 fortsatt nedgang eller lave bestander for de fleste områdene i forhold til året før. Det var størst smågnagerbestander ved Møsvatn og Åmotsdalen (hhv 7,8 og 2,5 fangster pr 100 felledøgn). For øvrige områder var bestandene svært lave (0-0,5 fangster pr 100 felledøgn). Ut fra tidligere års takseringer av lirype gikk bestandene tilbake og ungeproduksjonen ned for de fleste områdene. I Dividalen, Åmotsdalen og Lund var bestandene av lirype middels høye (> 20 voksne og ungfugl). For Solhomfjell tyder jaktstatistikken på relativt god bestand av orrfugl. Ut fra våre data om forekomst av smågnagere og hønsefugl høsten 2006 må vi vente begrenset produksjon for både kongeørn og jaktfalk i 2007 i alle områdene der slik overvåking pågår, unntatt for Solhomfjell som hadde relativt god viltbestand høsten 2006.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2007. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2006: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. – NINA Rapport 262. 117 pp.

The results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) in 2006 document changes in observations that may be related to changes in climate and pollution loads. Changes in species composition of the ground vegetation indicate that both nitrogen eutrophication and long-term acidification may have an effect in the south-western Lund monitoring site. The species composition in both Lund and Åmotsdalen also reflects a possible effect of a milder climate the last few decades. Changes in the species composition of lichens on trees in Åmotsdalen show effects of a milder climate with longer growing season in recent years. A milder and wetter climate may also have contributed to an increased cover of algae on tree trunks in Lund, although inputs of nitrogen in the precipitation is probably the main cause. The breeding season for pied flycatchers started earlier in 2006 than in the late, cold spring of 2005. There were no apparent effects of pollution on birds or small rodents. The monitoring sites undergo long-term changes in land use, and in some sites the ground vegetation is affected by trampling and grazing by sheep or reindeer. There is no indication of effects of excessive harvesting of game. No alien, invasive species have been observed at the monitoring sites. A few threatened or vulnerable species, mainly birds, have been observed at the sites. Some of the observed changes in small mammals have not been quite as expected and further study is needed to clarify underlying causes.

The ground vegetation at the monitoring sites is surveyed as small quadrate frequencies at 5-year intervals. During 1996-2006, large mosses in Lund showed considerable increase in frequency, especially *Hylocomium splendes* and *Rhytiadielphus loreus*. Among vascular plants, *Molinia caerulea* and *Lycopodium annotinum* increased in frequency, whereas five more nutrient-demanding species decreased. Changes in the overall species composition reflected a transition towards vegetation typical of more nutrient-poor growth conditions. This development is consistent with long-term effects of acidification and eutrophication, and of a milder and moister climate. In Åmotsdalen, only small changes were apparent during 1996-2006, but seven vascular plants and one bryophyte increased in frequency, whereas two bryophytes and two vascular plants decreased. The overall vegetation changes reflected a weak transition towards more nutrient-rich and drier growth conditions, consistent with effects of a milder climate.

Since the start in 1988, the ground vegetation has been monitored in 11 sites in spruce forest (10 run by the Norwegian Institute for Forest and Landscape, 1 run by the University of Oslo) and in 6 sites in birch forest (run by NINA). The somewhat nutrient-demanding species *Oxalis acetocella* and *Gymnocarpium dryopteris* have shown a clear decrease in abundance in southern sites until 1998. This is consistent with a delayed response of plants to long-term acidification and nutrient leakage from the soil. Whereas the decrease for *G. dryopteris* has continued also after 1998 in several sites, *O. acetosella* has increased in abundance in some sites. The next reanalyses in these sites (2008) will reveal if the increase of *O. acetosella* represents a reversed trend. The grass *Avenella flexuosa* has increased in several of the southern sites. This may be due to a eutrophication effect from nitrogen deposition in the precipitation. For most sites, the northern-most excepted, *Hylocomium plendens* and other larger mosses have increased, probably due to a tendency for longer and milder autumns the last 20 years.

Epiphytes on tree trunks are surveyed at 5-year intervals at the monitoring sites. At the monitoring site in Åmotsdalen, the lichen cover on birch trunks is almost twice as high as in 1991, including increases for *Hypogymnia physodes* and *Parmelia sulcata*, species preferring a warmer climate. This may be linked to a milder climatic trend and longer growing season. The lichen cover is still low enough to have potential for further increase. The damage frequency for lichens increased somewhat in 2006. In Lund, algae have increased considerably during 1991-2006. A combination of continued nitrogen deposition in the precipitation and a milder and

moister climate the last decades is a likely cause. The lichen cover is generally low and dominated by crustose lichens. The frequency of damage to lichens is high at this site.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2006) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. Observed lower production in Solhomfjell (a southern site) during 1999-2003 did not exhibit any obvious cause. However, the results have improved during the last two years (0.55 young per territory in 2006). At the other monitoring sites, we observed medium reproduction in Åmotsdalen, Møsvatn and Lund (0.40, 0.40 and 0.54 young per territory, respectively) and no reproduction in Børgefjell. Gyrfalcons exhibited very good production of young in 2006 in Møsvatn (1.45 young per territory) and weak production in the Åmotsdalen and Bjørgefjell areas (0.27 and 0.20 young per territory, respectively).

In 2006 rather few pied flycatchers nested in provided boxes. The nesting pairs had rather successful reproduction. All sites had good hatching success (90-98%) and chick survival (≥98%). 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 16 years also do not indicate any particular differences in population variation between the two southern sites and the five more northern sites. The number of observations of 'stationary' species was lower in 2006 than in previous years for all sites. Species with a 'nomadic' life style (various finches) had lower abundances in 2006 for most sites, except for Solhomfjell and Dividalen. A spatially representative network for population monitoring of terrestrial breeding birds has been established in Central and Eastern Norway, where 186 statistically representative census routes have been selected. In 2006, 171 of these routes, with 3011 points, were censused, and 135 identified species were observed with about 17100 'pairs'. In addition, several species and 'pairs' were observed between the points. The frequencies of various species in 2006 were comparable to previous surveys with the same method. Counts in 2006 indicate that 60 species are common enough to ensure reliable estimates of their population changes over a 10-year period. For the 61 common census squares for both 2005 and 2006 in Central Norway, species linked to forests and mountains increased 10%, whereas species linked to agricultural areas did not show any change.

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

The main aim of the monitoring of small rodents and grouse is to document their population levels as background for interpretation of other changes in the ecosystems. Except for a weak increase in Åmotsdalen, trapping of small rodents in 2006 indicated further decreases or low populations at most sites compared to the year before. The highest relative catches occurred in Møsvatn and Åmotsdalen (7.8 and 2.5 catches per 100 trapnights, respectively). For the other sites, populations were quite low (0-0.5 catches per 100 trapnights). Compared to the census results for willow grouse in previous years, population levels and production of young decreased for most sites in 2006. For Dividalen, Åmotsdalen and Lund, we observed medium willow grouse population levels (> 20 adults and juveniles). Hunting statistics from Solhomfjell indicated rather good autumn population levels of black grouse. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2006, we would expect rather limited production in 2007 for both golden eagles and gyrfalcons in most monitoring sites, except for Solhomfjell where small game populations were rather abundant in autumn 2006.

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

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Forord **8**

1 Innledning **9**

2 Områdebeskrivelse **11**

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – tredje gangs analyse 2006 ..... **16**
3.1 Metoder 16
3.2 Endringer i peroden 1996-2006 for Lund 16
3.3 Endringer i perioden 1996-2006 for Åmotsdalen 20
3.4 Diskusjon 26

4 Endringer for utvalgte arter i granskogsområder og bjørkeskogsområder 1988–2007 ..... **33**

5 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006 ..... **38**
5.1 Metodar 38
5.2 Resultat frå Åmotsdalen 39
5.3 Resultat frå Lund 50
5.4 Diskusjon 56

6 Smågnagere **66**
6.1 Metoder 66
6.2 Resultater 67
6.3 Diskusjon 69

7 Rovfugler **74**
7.1 Metoder 74
7.2 Resultater 75
7.3 Diskusjon 76

8 Hønsefugler **78**
8.1 Metoder 78
8.2 Resultater 80
8.3 Diskusjon 82

9 Spurvefugler **84**
9.1 Metoder 84
9.2 Resultater 86
9.3 Diskusjon 91

10 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl **97**
10.1 Metoder 97
10.2 Resultater 98
10.3 Diskusjon 104

11 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer **108**

12 Litteratur **112**

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 har finansiert grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, men vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Univ. i Oslo.

Her rapporteres resultatene fra NINAs del av overvåkingen i 2006, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjon, epifytter og fauna. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2006, samt å gi en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Univ. i Oslo) og de 6 TOV-områdene i bjørkeskog. I denne rapporten har Vegar Bakkestuen og Per Arild Aarrestad vært ansvarlige for markvegetasjon i bjørkeskog, Tonje og Rune H. Økland for markevegetasjon i granskog, Inga E. Bruteig og Dagmar Hagen for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2006 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- Anders Often takkes for deltakelse i undersøkelsene av markvegetasjonen i Åmotsdalen.
- Begoña Aguirre-Hudson og Håkon Holien takkes for artsbestemmelse av henholdsvis pyrenokarpe, barkboende sopp og vanskelige skorpelav. Grunneier Per Børge Ollestad takkes for båttransport inn til epifyttfeltene i Lund. Videre takkes Signe Nybø for deltakelse i epifyttkartleggingen i Åmotsdalen og Trond Brobakk for pH-målinger på bark.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Øyvind Spjøtvoll (Børgefjell), Charles Lundvang (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke Jan Ove Gjershaug, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor Spidsø, Karl-Birger Strann, Per Wegge, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog i Finnmark for informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Karl-Otto Jacobsen og Stein Ø. Nilsen, og rypetakseringene er utført i regi av Statskog Troms i samarbeid med Målselv Jeger og Fiskerforening. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Nordland ved Øyvind Spjøtvoll, Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl, spurvefugl og ryper, for rypetakseringene assistert av Jo Inge Breisjøberget). Statskog Nordland ved Jo Inge Breisjøberget har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2006/07 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Edvin Thesen og Kjetil Aadne Solbakken, 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. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad (SNO), Vegard Ankerstad Larsen, Torleif Tysse og Olav Steinberg, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald og Bjørnar Skjærpe. Kartlegging av forekomster av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse. I Solhomfjell og Møsvatn er spurvefugltakseringene organisert av Erik Edvardsen med feltassistanse fra Frøydis Haga, og NOF, Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Gjerstad Jeger og Fiskerforening ved Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2006/07. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av kongeørnterritorier i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har hatt assistanse i felt av Helge Midtgard og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn, og Vegard Moi har utført rypetakseringene i Lund med assistanse av Egil Reed. For oversikt over deltakere ved de ekstensive fugletakseringene viser vi til kap. 9.

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

Oslo, april 2007
Erik Framstad

1 Innledning

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

Motiveringen for programmet har de siste årene blitt dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til det planlagte ekstensive, arealrepresentative overvåkingsnettet 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 truete naturtyper og arter. Egne programmer eller moduler må utvikles spesielt for å overvåke endringer i truet natur. Arbeidet for å følge opp truet natur er i gang gjennom den interdepartementale satsingen som følger opp stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

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

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

Her rapporterer vi derfor resultatene fra undersøkelsene av markvegetasjonen og epifytter i Lund og Åmotsdalen, smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2006. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater og erfaringer med etableringen av et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugl.

Denne rapporten har som mål å gi en kortfattet presentasjon av metoder og resultater fra arbeidet i 2006, samtidig som det gis korte vurderinger av materialet der dette er nødvendig. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen og til presentasjon av TOV på internett (http://www.nina.no/?io=1001450) med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format.

2 Områdebeskrivelse

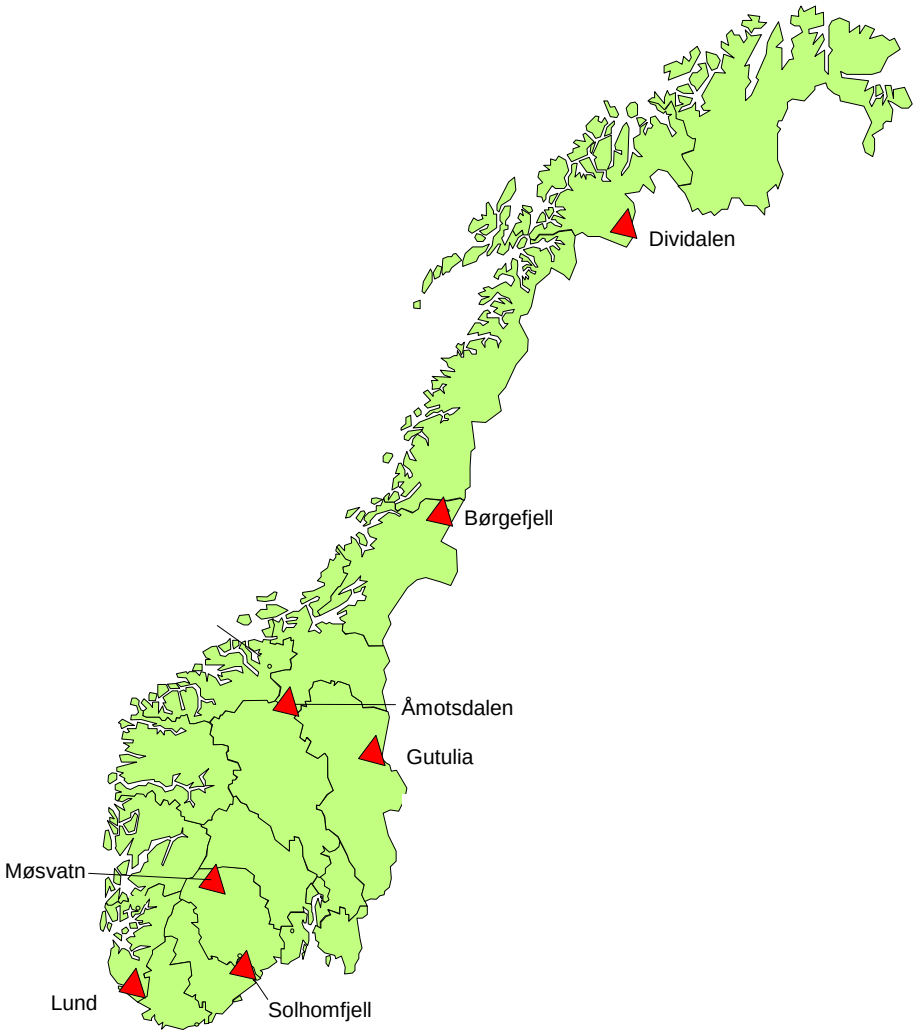
Denne rapporten dekker resultater for 2006 fra de sju overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord som reflekterer store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006). Områdene 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.

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

Børgefjell
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca. 450 til 1000 m o.h. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogstyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

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

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



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

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

Solhomfjell
Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca. 300 til 650 m o.h. 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 hoved-

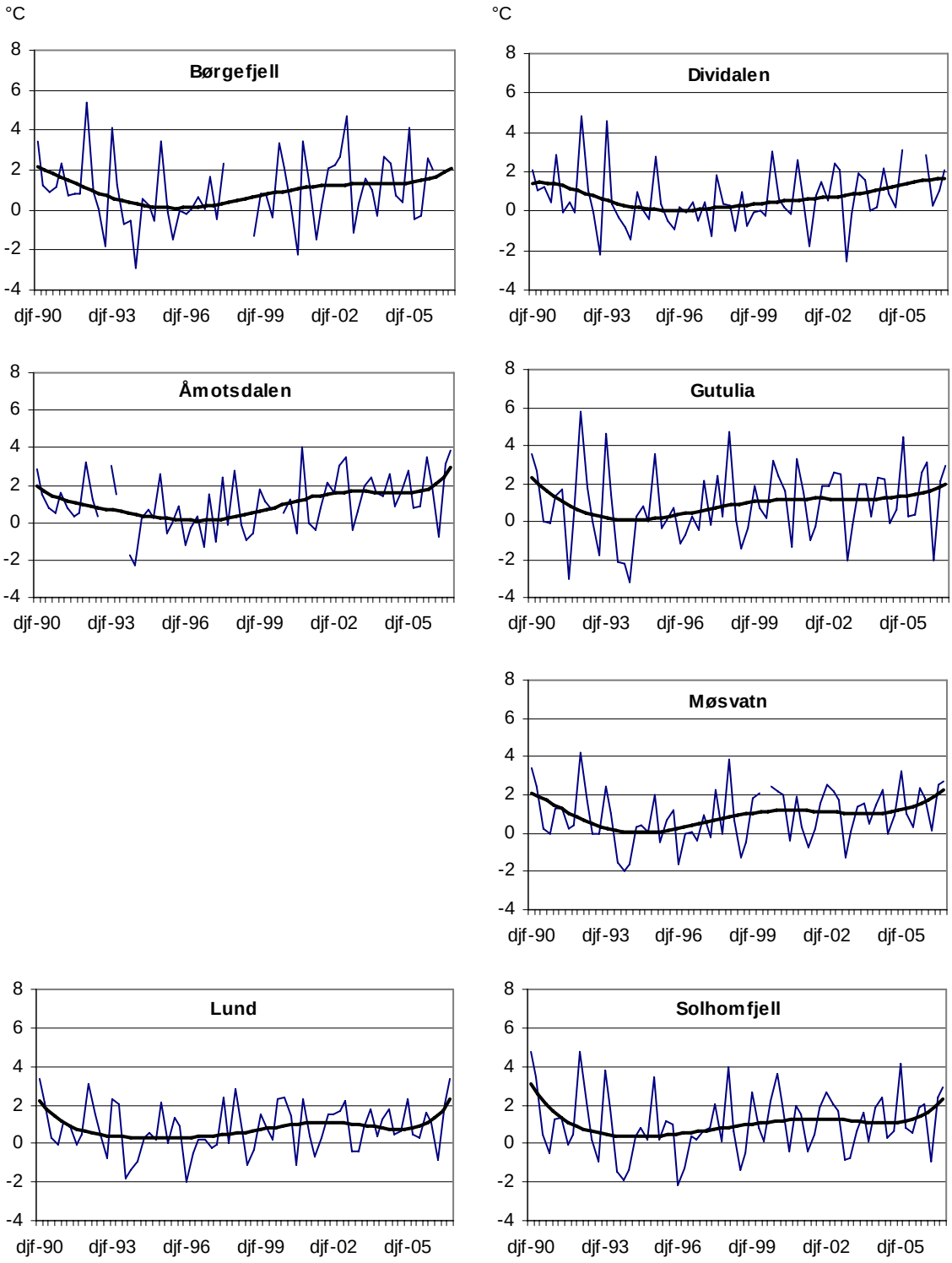
sak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

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

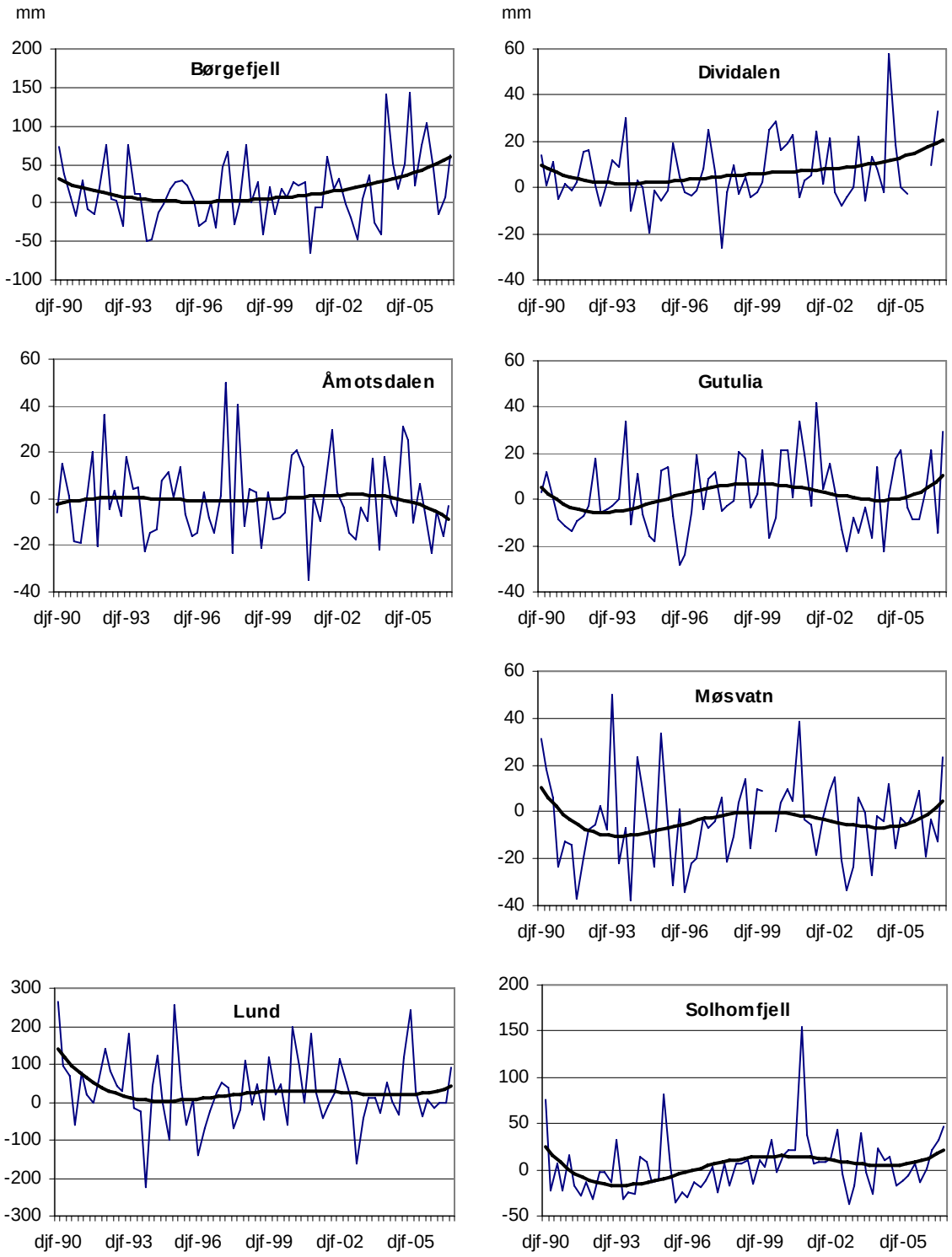
Tabell 2.1 *Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene.*
– Characteristics of the various monitoring sites.

	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	landskaps-vernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskaps-vernomr.	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
vegetasjons-seksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt oseanisk (O1)	overgangs-seksjon (OC)	svakt oseanisk (O1)	svakt oseanisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	meta-rhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
totalt svovel-nedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
totalt svovel-nedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
totalt nitrogen-nedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
totalt nitrogen-nedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, Gutulia, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjons-seksjon 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/m^2/år) og fig.5 (mg N/m^2/år)



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 2006. – 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 2006.*



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 2006. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations (mm) in monthly precipitation (mm) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov), from December 1989 to November 2006.*

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – tredje gangs analyse 2006

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

Markvegetasjonen utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet. Overvåkingsfeltene for vegetasjon i Lund og Åmotsdalen ble etablert i 1991 (Brattbakk et al. 1992), revidert til dagens metodikk i 1996 (Stabbetorp et al. 1999; Bakkestuen et al. 1999) og senere reanalysert i 2001 (Bakkestuen et al. 2002). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Lund og Åmotsdalen, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2006.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo (jf T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2002, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er også utviklet (Lawesson et al. 2000). Kort skissert omfatter konseptet studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm^2 i hver av (minst) 50 prøveflater à 1 m^2 med begrenset tilfeldig utlegging i de viktigste økologiske gradienter i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver prøveflate. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng, tresjikt og jordsmonn. Strukturen i artenes forekomst i prøveflater studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder (i hovedsak DCA-ordinasjon) og andre statistiske analyser. Feltarbeidet ble utført i Åmotsdalen i begynnelsen av august og i Lund i midten av august etter samme metodikk som i 2001.

For hvert av områdene Lund og Åmotsdalen, som er undersøkt både i 1996, 2001 og 2006, er det kjørt en DCA-ordinasjon der prøveflatene fra hvert år er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning, se R. Økland & Nordbakken (2004).

Nærmere beskrivelse av plasseringen til de vegetasjonsøkologiske prøveflatene i Lund og Åmotsdalen er gitt i henholdsvis Stabbetorp et al. 1999 og Bakkestuen et al. 1999.

3.2 Endringer i peroden 1996-2006 for Lund

I de 49 reanalyserte prøveflatene ble det i 2006 registrert totalt 71 arter: 33 karplantearter, 20 bladmosearter, 2 torvmosearter, 15 levermoser og 1 lavart (**tabell 3.1**) (én prøveflate utelatt pga humlebol). Artsantallet har hatt en liten økning siden 1996 da det ble registrert 69 arter, mens det har vært stabilt siden 2001 da det også ble funnet 71 arter som nå. Antall karplanter har sunket fra 35 i 1996 til 33 i 2006 mens bladmosediversiteten har økt fra 17 til 20 registrerte arter. Fra 2001 til 2006 ble det funnet to nye arter som ikke har vært registrert i prøveflatene tidligere: bjørneskjegg og en art fra nikkemoseslekta. Tre karplantearter og tre mosearter har

forsvunnet fra flatene siden 1996: krekling, småtviblad, lusegras, firtannmose, gåsefotskjeggmose og torvflak. Resten av artene som har kommet inn i prøveflatene siden 1996, var kommet allerede i 2001 (jf Bakkestuen et al. 2002).

Endring i forekomst av arter
Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i artenes frekvens i er vist i **tabell 3.2**. I perioden 2001-2006 ble det funnet signifikant ($p<0,05$) reduksjon i smårutefrekvens hos tre karplanter (ettårige planter utelatt) og én moseart, mens det i samme periode var signifikant framgang for fire karplanter og fire mosearter. Fugletelg, maiblom og skogstjerne var karplantene som avtok signifikant i mengde i perioden. Disse karplantene har, i tillegg til hengjeveng og einstape, også hatt en signifikant tilbakegang sett hele overvåkingsperioden under ett (1996-2006). Kun to karplanter har hatt en signifikant økning i hele perioden, stri kråkefot og blåtopp, mens blåbær og tepperot hadde i tillegg til disse en signifikant økning i siste periode (2001-2006). Blant mosene hadde fem arter signifikant økning i hele tidsperoden 1996-2006, mens ingen gikk signifikant tilbake. Mosene som har gått fram er etasjemose, kystkransmose, skogflak, bergfoldmose og skogkrekmose.

Endring i antall arter i prøveflatene
I første periode, 1996-2001, ble det ikke observert signifikante endringer i noen av artsgruppene karplanter, moser og lav. I siste femårsperiode holdt antall mosearter seg fortsatt relativt stabilt (midlere reduksjon på 0,14 arter pr prøveflate), mens det har skjedd en signifikant reduksjon i antall karplantearter (**tabell 3.3**). Artsrikheten hos karplanter har sunket med gjennomsnittlig 0,66 arter. I løpet av hele 10-årsperioden har antall moser og lav ikke endret seg signifikant, men artsrikheten har sunket signifikant med nesten en art per prøveflate hos karplanter (0,90 arter).

Endringer i artssammensetning
Det ble registrert en signifikant forflytning av prøveflatene langs de to første DCA-aksene i perioden fra 1996-2001 (**tabell 3.4**). Langs DCA-akse 1 har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for næringsfattigere (basefattigere) voksesteder. Langs DCA-akse 2 har flatene beveget seg mot vegetasjon som er vanlig på mer humusfattig jord (jf Bakkestuen et al. in press). Trenden fortsatte for DCA-akse 2 i perioden 2001-2006, men ikke for DCA-akse 1 hvor trenden stagnerte. Imidlertid er det en signifikant forflytning langs begge aksene sett begge perioder under ett (1996-2006).

Tabell 3.1 *Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Lund i analyseårene og totalt. – The number of species of various groups observed during the vegetation analyses at the Lund monitoring site for each year and in total.*

Artsgruppe	Antall arter			
	1996	2001	2006	Totalt
Karplanter	35	33	33	36
Bladmoser	17	19	20	20
Torvmoser	2	2	2	2
Levermoser	15	16	15	18
Lav	0	1	1	1
Totalt	69	71	71	77

Tabell 3.2 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Lund i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelsene, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Her angir n antall prøveflater (maks = 50) der arten er funnet i minst ett av de aktuelle årene, n+ antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P ≤ 0,05 er uthevet). Se vedlegg 3.1 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Lund monitoring site during the three 5-year periods between investigations, measured as change in frequency of species in small sample plots. Here n indicates the number of sample plots (max = 50) where the species was found in either of the relevant years, n+ the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. P is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P ≤ 0.05 is in bold). See Appendix (vedlegg 3.1) for species names.*

	1996-2001				2001-2006				1996-2006			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Betu pub	2	0	1		3	1	1		2	0	1	
Call vul	10	6	2	0,181	10	7	3	0,072	10	7	2	0,085
Empe nig	1	0	0		1	1	0		1	1	0	
Juni com	2	1	0		3	0	2	0,180	3	1	1	
Popu tra	9	1	6	**0,047**	11	6	4	0,835	8	3	5	0,398
Sorb auc	44	16	26	0,196	42	23	14	0,062	44	21	18	0,368
Vacc myr	50	4	1	0,480	50	0	4	**0,046**	50	1	2	0,414
Vacc uli	3	0	1		3	1	2		2	0	2	
Vacc vit	43	7	15	0,237	43	14	8	0,186	42	16	10	0,356
Anem nem	16	10	5	0,086	11	6	5	0,928	16	12	4	0,094
Blec spi	14	4	4	0,763	16	2	6	0,314	16	3	6	0,952
Chap sue	7	4	1	0,180	5	3	1	0,317	6	4	0	0,059
Dryo exp	3	2	1		3	0	1		3	1	1	
Gymn dry	8	6	1	0,123	8	6	1	**0,033**	8	6	1	**0,033**
Hupe/sel	1	0	0		1	1	0		1	1	0	
Linn bor	10	6	4	0,158	10	5	4	0,719	10	4	5	0,472
List cor	1	1	0		0	0	0	1,000	1	1	0	
Lyco ann	16	5	9	0,156	15	2	11	**0,017**	16	1	12	**0,002**
Maia bif	42	26	13	**0,001**	39	29	4	**0,000**	41	32	6	**0,000**
Mela pra	10	8	2	**0,028**	6	5	0	**0,039**	9	9	0	**0,008**
Oreo lim	4	1	1		4	0	2		4	1	2	
Oxal ace	1	1	0		1	0	1		1	1	0	
Pheg con	8	5	1	0,167	6	3	2	0,498	8	5	0	**0,041**
Pote ere	19	10	3	0,115	18	3	11	**0,025**	21	6	11	0,152
Pter aqu	29	19	7	0,142	23	14	5	0,073	30	21	8	**0,023**
Trie eur	49	25	15	0,071	48	34	12	**0,000**	49	36	8	**0,000**
Agro cap	5	1	4	0,080	5	1	3	0,144	5	1	4	0,080
Anth/odo	1	0	1		1	0	1		1	0	1	
Aven fle	50	1	3	0,141	50	1	3	0,713	50	1	3	0,715
C piluli	16	9	5	0,176	16	10	4	0,137	16	10	3	0,058
Cala phr	4	3	1		2	2	0		4	3	1	
Dant dec	1	0	0		1	0	0		1	0	0	
Luzu pil	9	3	4	0,726	10	2	5	0,527	11	4	5	0,715
Luzu syl	4	2	1		5	0	3	0,109	5	1	3	0,141
Moli cae	16	1	7	**0,028**	18	1	10	**0,018**	18	0	11	**0,003**
Tric ces	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Brachytz	1	0	1		1	0	0		1	0	1	
Dicr fus	3	0	1		5	2	2	0,705	5	2	3	0,480
Dicr maj	41	12	20	0,194	40	19	14	0,083	41	22	15	0,419
Dicr pol	1	0	0		2	1	1		2	1	1	

Tabell 3.2 *(forts.)*

	1996-2001				2001-2006				1996-2006			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Dicr sco	34	10	12	0,776	36	12	17	0,464	36	12	16	0,328
Hylc umb	3	1	1		3	2	1		4	2	2	
Hylo spl	31	5	20	**0,002**	33	5	21	**0,004**	33	5	25	**0,000**
Hypn cup	1	0	0		1	0	1		1	0	1	
Leub gla	12	2	4	0,739	11	8	1	0,061	12	8	3	0,070
Plat lae	39	17	16	0,877	38	17	10	**0,026**	42	21	15	0,085
Plat und	40	14	22	0,335	41	19	13	0,223	41	20	16	0,630
Pleu sch	44	11	19	0,164	41	13	17	0,521	44	12	22	0,140
Pohlia z	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Pola for	36	12	14	0,580	37	9	13	0,441	37	10	21	0,146
Pola lon	5	0	5	**0,025**	6	3	2	0,655	4	0	3	
Ptil cri	1	0	1		2	0	1		2	0	2	
Raco can	1	0	1		1	0	1		1	0	1	
Rhyt lor	36	6	20	**0,010**	36	6	21	**0,001**	36	5	24	**0,000**
Sani unc	3	1	1		3	1	1		3	1	1	
Sph capi	1	0	0		1	0	1		1	0	1	
Sph quin	24	10	5	0,206	25	3	13	**0,004**	24	6	10	0,467
Teti pel	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Trichosz	1	0	1		1	1	0		0	0	0	
Barb bar	1	0	1		1	0	0		1	0	1	
Barb flo	5	1	2	0,564	6	2	2	0,705	6	2	3	0,480
Barb lyc	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Caly int	44	9	25	**0,008**	45	13	18	0,524	45	11	30	**0,018**
Caly nee	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Calypogz	4	1	2		5	2	2	0,705	5	2	3	0,783
Cephaloz	25	13	5	**0,033**	20	6	5	0,927	24	11	6	0,182
Chil coa	2	0	1		2	1	0		1	0	0	
Chil pro	38	14	18	0,834	38	18	11	0,066	39	17	13	0,055
Dipl alb	1	0	1		1	0	0		1	0	1	
Dipl tax	12	0	7	**0,016**	14	3	6	0,713	13	1	10	**0,026**
Lepi rep	5	0	5	**0,034**	10	1	8	**0,015**	9	0	9	**0,008**
Loph obt	6	0	5	**0,025**	6	3	1	0,317	4	1	3	
Loph/ven	11	5	4	0,755	7	3	1	0,317	9	5	3	0,942
Mylia z	1	0	1		1	1	0		0	0	0	
Ptil cil	1	0	0		1	0	1		1	0	1	
Scapaniz	5	1	3	0,197	4	2	0		4	1	1	
Trit qui	3	2	0		3	0	2		3	0	2	
Cladoniz	1	0	1		1	1	0		0	0	0	

Tabell 3.3 *Endring i artsantall i 50 prøveflater på 1m^2 (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Lund fra 1996 til 2006. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiod, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1m^2 (species density) for various species groups at the Lund monitoring site from 1996 to 2006. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, P the probability of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold).*

Område/ Artsgruppe	n	Endring 1996–2001					Endring 2001–2006					Endring 1996–2006				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
Karplanter	50 (49*)	14	13	-0,16	1,23	0,221	**27**	**7**	**-0,66**	**1,12**	0,000	**27**	**9**	**-0,90**	**1,59**	0,000
Moser	50 (49*)	8	23	0,51	1,32	0,012	18	13	-0,14	1,69	0,628	18	22	0,36	1,79	0,296
Lav	50 (49*)	0	1	0,02	0,14	0,317	1	0	-0,02	0,14	0,317	0	0	0	0	1,000

** En prøveflate ble ikke analysert i 2006 pga et humlebol. – One plot was not analysed in 2006 due to a bumblebee nest.*

Tabell 3.4 *Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Lund langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for perioden 1996-2006 basert på frekvensdata (ordinasjon av 50 prøveflater for tre analysetidspunkter i hvert område). M og SD angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, P sannsynligheten for at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Displacement of sample plots at the Lund monitoring site along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1996-2006 based on frquency data (ordination of 50 sample plots for three sampling occasions for each area). M and SD indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, P the probability of the median displacement not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold).*

Område/ DCA-akse	n	Forflytning 1996–2001					Forflytning 2001–2006					Forflytning 1996–2006				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
DCA-akse 1	50 (49*)	**35**	**15**	**-0,037**	**0,086**	**0.002**	28	21	-0,019	0,108	0.203	**35**	**14**	**-0,056**	**0,128**	**0.003**
DCA-akse 2	50 (49*)	**36**	**14**	**-0,042**	**0,068**	**0.000**	**35**	**15**	**-0,058**	**0,091**	**0.000**	**38**	**11**	**-0,100**	**0,120**	**0.000**

** En prøveflate ble ikke analysert i 2006 pga et humlebol. – One plot was not analysed in 2006 due to a bumblebee nest.*

3.3 Endringer i perioden 1996-2006 for Åmotsdalen

I de 50 reanalyserte prøveflatene ble det i 2006 registrert totalt 91 arter: 54 karplantearter, 15 bladmosearter, ingen torvmosearter, 12 levermoser og 10 lavarter (**tabell 3.5**). Artsantallet har svingt litt i 10-årsperioden fra totalt 90 i 1996, via 85 i 2001 til nå 91. Det er antall karplanter som har svingt mest i perioden, mens antall lav har hatt en liten reduksjon. Ellers synes artsantallet å være stabilt. Fra 2001 til 2006 ble det funnet hele sju nye arter som ikke har vært registrert i flatene tidligere: setermjølke, tromsaugnetrøst, tettegras, engsyre, fjellstjerneblom, møkkmose og pistremose. Seks arter har forsvunnet fra flatene: Firblad, molte, fjellfiol, klobleikmose, traktlav, gaffellav, mens fjelltimotei og grantorvmose var midlertidig innom en av prøveflatene i 2001.

Tabell 3.5 *Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Åmotsdalen i analyseårene og totalt. – The number of species of various groups observed during the vegetation analyses at the Åmotsdalen monitoring sites for each year and in total.*

Artsgruppe	Antall arter			
	1996	2001	2006	Totalt
Karplanter	53	50	54	60
Bladmoser	14	13	15	17
Torvmoser	0	1	0	1
Levermoser	9	9	10	10
Lav	14	12	12	15
Totalt	90	85	91	103

Endring i forekomst av arter

Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i artenes frekvens i er vist i **tabell 3.6**. Sett begge perioder under ett (1996-2006) er det registrert signifikant framgang ($p<0,05$) hos sju karplanter og én moseart. Samtidig har to andre karplanter og to mosearter gått signifikant tilbake. Men ingen arter har hatt samme signifikante trend i de to påfølgende periodene, henholdsvis 1996-2001 og 2001-2006. I siste periode har de største endringen skjedd hos røsslyng og krekling som har hatt kraftig framgang, mens blokkebær har gått sterkt tilbake. En moseart, eng-/fjørkransmose har hatt framgang i perioden 2001-2006, mens fire mosearter har hatt signifikant tilbakegang: etasjemose, rosettmose, gåsefotskjeggmose og buttflik.

Tabell 3.6 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Åmotsdalen i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelsene, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Her angir n antall prøveflater (maks = 50) der arten er funnet i minst ett av de aktuelle årene, n+ antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P ≤ 0,05 er uthevet). Se vedlegg 3.2 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Åmotsdalen monitoring site during the three 5-year periods between investigations, measured as change in frequency of species in small sample plots. Here n indicates the number of sample plots (max = 50) where the species was found in either of the relevant years, n+ the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. P is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P ≤ 0.05 is in bold). See Appendix (vedlegg 3.2) for species names.*

	1996-2001				2001-2006				1996-2006			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Betu nan	10	0	6	**0,020**	10	4	0	**0,046**	10	4	4	0,322
Betu pub	7	4	2	0,317	4	2	0		7	4	1	0,129
Call vul	40	8	15	0,276	40	4	19	**0,001**	39	3	20	**0,001**
Empe nig	46	4	6	0,215	46	0	10	**0,004**	45	1	9	**0,011**
Juni com	7	2	2	0,705	8	1	3	0,257	8	2	4	0,380
Lois pro	2	1	1		2	0	1		2	0	1	
Oxyc/mic	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Phyl cae	5	1	3	0,577	5	1	2	0,414	4	1	2	
Sali gau	1	0	1		1	1	0		1	1	0	
Sorb auc	3	2	1		2	0	1		4	2	2	

Tabell 3.6 *(forts.)*

	1996-2001				2001-2006				1996-2006			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Vacc myr	50	2	0	0,180	50	5	3	0,429	45	2	1	0,084
Vacc uli	28	10	5	0,124	27	14	4	**0,009**	28	18	4	**0,002**
Vacc vit	48	2	9	**0,018**	48	7	3	0,090	45	3	6	0,569
Alch ali	5	2	1	0,414	6	2	4	0,317	3	2	1	
Alch/vul	1	0	0		1	0	0		0	0	0	
Bist viv	10	0	7	**0,018**	10	8	0	**0,011**	6	4	2	0,878
Chap sue	23	8	4	0,065	23	7	7	0,563	22	10	2	**0,026**
Epil hor	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Euph hyp	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Euph wet	1	0	1		1	1	0		1	0	1	
Euphrasz	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Gera syl	12	3	2	0,783	12	4	3	0,550	6	1	2	0,336
Gymn dry	9	3	4	0,931	11	2	6	0,228	7	2	4	0,587
Hier/vtm	2	0	2		2	0	1		1	0	1	
Linn bor	19	10	5	0,493	19	4	14	**0,021**	20	5	13	0,088
List cor	11	2	6	0,671	13	4	7	0,552	11	2	8	0,283
Lyco ann	4	0	4		4	2	2		4	1	3	0,273
Maia bif	5	0	4	0,066	5	2	1	0,285	5	2	2	0,461
Mela pra	45	30	11	**0,005**	45	12	28	**0,005**	42	19	16	0,427
Omal nor	1	1	0		1	0	1		1	0	0	
Orth sec	6	2	4	0,246	5	4	1	0,077	3	2	1	
Oxal ace	10	3	6	0,675	11	5	3	0,159	6	2	4	0,109
Pari qua	1	1	0		0	0	0		0	0	0	
Pedi lap	2	0	2		2	2	0		2	2	0	
Pheg con	1	0	1		1	0	1		0	0	0	
Ping vul	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Poly ver	1	1	0		1	0	1		0	0	0	
Pote ere	10	6	1	0,219	10	1	7	**0,035**	11	4	5	0,582
Pyro min	12	2	6	0,067	11	3	4	0,932	7	1	5	0,090
Ranu acr	9	3	5	0,158	9	4	3	0,865	4	0	2	
Rubu chm	1	1	0		1	1	0		1	1	0	
Rubu sax	1	1	0		1	1	0		0	0	0	
Rume asa	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Sela sel	2	0	0		2	0	2		2	0	2	
Soli vir	25	3	16	0,051	24	10	7	0,613	22	5	10	0,301
Stel bor	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Trie eur	37	17	9	0,057	37	10	22	**0,002**	32	9	18	0,096
Vero off	10	3	5	0,360	10	6	2	0,325	5	3	2	0,857
Viol bif	1	0	0		1	1	0		0	0	0	
Agro cap	13	1	6	**0,034**	12	1	3	0,715	8	1	4	**0,027**
Anth/odo	15	2	6	0,196	15	3	5	0,888	10	4	4	0,969
Aven fle	50	0	6	**0,026**	50	2	3	0,891	45	1	6	0,154
C bigelo	11	4	3	0,863	8	4	1	0,157	8	3	2	0,731
C vagina	4	0	4		9	3	6	0,307	6	0	6	**0,007**
Desc ces	5	1	2	0,285	6	0	4	0,066	1	0	1	
Fest ovi	6	0	4	0,066	10	2	7	0,072	8	0	7	**0,011**
Luzu mul	6	0	6	**0,026**	6	1	5	0,096	6	0	6	**0,027**
Luzu pil	33	8	18	0,060	33	14	14	0,491	28	8	16	0,111
Nard str	9	1	3	0,257	9	0	6	**0,026**	8	0	8	**0,006**
Phle alp	1	0	1		1	1	0		0	0	0	
Brac ref	27	9	15	0,136	26	12	8	0,542	23	7	11	0,557
Brac sal	5	0	5	**0,042**	6	1	3	0,197	5	0	5	**0,042**
Dicr fus	7	5	2	0,201	5	4	1	0,104	6	6	0	**0,017**
Dicr maj	6	3	0	0,083	4	3	0		6	5	0	**0,039**
Dicr sco	41	9	19	0,077	41	20	11	0,076	40	18	18	0,546

***Tabell 3.6** (forts.)*

	1996-2001				2001-2006				1996-2006			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Hylo spl	30	6	12	0,066	29	17	5	**0,025**	28	14	11	0,942
Plat lae	3	1	2		1	1	1		0	0	0	
Pleu sch	47	13	15	0,317	45	16	16	0,850	43	16	16	0,947
Pohl nut	2	0	2		2	2	0		1	1	0	
Pohlia z	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Poly com	44	11	8	0,822	44	12	8	0,286	39	11	7	0,317
Poly jun	7	4	1	0,157	6	4	2	0,246	7	5	2	0,107
Rhod ros	19	4	11	0,060	17	10	2	**0,011**	15	8	5	0,343
Rhyt/squ	8	3	4	1,000	7	0	5	**0,041**	3	0	3	
Sani unc	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Sph girg	0	0	0		1	0	1		0	0	0	
Splachnz	1	0	1		1	1	0		0	0	0	
Aneu pin	1	0	1		1	1	0		1	1	0	
Barb kun	1	0	1		1	0	1		1	0	1	
Barb lyc	42	9	15	0,348	43	20	9	**0,035**	39	15	9	0,430
Cephaloz	2	0	0		3	2	1		3	2	1	
Cephllaz	0	0	0		1	0	1		1	0	1	
Loph obt	22	3	15	**0,007**	24	15	6	**0,019**	21	8	11	0,763
Loph/ven	6	2	2	0,705	4	2	0		5	2	0	0,157
Plac asp	1	1	0		1	0	1		1	1	0	
Ptil cil	11	1	6	0,187	12	3	5	0,776	11	2	7	0,403
Scapaniz	2	0	0		2	2	0		2	2	0	
Ceta isl	3	0	1		3	0	0		3	0	1	
Clad can	6	1	4	0,180	8	2	2	0,705	8	3	5	0,480
Clad coi	3	0	2		3	2	1		2	1	1	
Clad cor	1	1	0		1	0	0		1	1	0	
Clad cri	1	1	0		0	0	0		1	1	0	
Clad fur	3	2	1		3	1	2		5	2	3	0,102
Clad gri	2	1	1		3	0	2		3	0	2	
Clad raa	7	5	2	0,301	7	4	1	0,336	7	6	2	0,196
Clad unc	1	1	0		1	0	0		1	1	0	
Clad/chl	6	3	1	0,197	5	2	2	0,705	6	5	1	0,072
Cladoniz	2	2	0		0	0	0		2	2	0	
Neph arc	4	2	1		4	2	0		4	4	0	
Pelt aph	3	2	0		4	2	1		4	2	1	
Pelt can	1	0	1		1	1	0		1	1	0	

Endring i antall arter i prøveflatene

I første periode, 1996-2001, og i begge perioder sett under ett (1996-2006), ble det ikke observert signifikante endringer i noen av artsgruppene karplanter, moser og lav. I siste femårsperiode har det imidlertid skjedd en signifikant reduksjon i antall mosearter i prøveflatene (**tabell 3.7**). Artsrikheten hos moser har sunket med gjennomsnittlig 0,54 arter per prøveflate.

Endringer i artssammensetning

Det ble registrert en signifikant forflytning av prøveflatene langs de to første DCA-aksene i andre perioden fra 2001-2006 (**tabell 3.8**). Langs DCA-akse 1 har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for rikere voksesteder. Langs DCA-akse 2 har flatene beveget seg mot vegetasjon typisk for tørrere voksesteder (jf Bakkestuen et al. in press). Trenden langs DCA-akse 1 er ikke signifikant sett hele overvåkingsperioden under ett (1996-2006), mens det imidlertid er en signifikant endring langs DCA-akse 2.

Tabell 3.7 *Endring i artsantall i 50 prøveflater på 1m^2 (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Åmotsdalen fra 1996 til 2006. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiod, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1m^2 (species density) for various species groups at the Åmotsdalen monitoring site from 1996 to 2006. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, P the probability of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold).*

Område/ Artsgruppe	n	Endring 1996–2001					Endring 2001–2006					Endring 1996–2006				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
Karplanter	50	14	12	-0,08	1,18	0,655	9	18	0,42	1,42	0,071	14	17	-0,34	1,62	0,231
Moser	50	7	19	0,32	1,28	0,068	**20**	**6**	**-0,54**	**1,46**	**0,019**	22	12	-0,22	1,40	0,315
Lav	50	3	3	0,02	0,43	0,739	5	5	0,02	0,51	0,782	4	5	0,04	0,49	0,564

Tabell 3.8 *Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Åmotsdalen langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for perioden 1996-2006 basert på frekvensdata (ordinasjon av 50 prøveflater for tre analysetidspunkter i hvert område). M og SD angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, P sannsynligheten for at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Displacement of sample plots at the Åmotsdalen monitoring site along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1996-2006 based on frequency data (ordination of 50 sample plots for three sampling occasions for each area). M and SD indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, P the probability of the median displacement not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold).*

Område/ DCA-akse	n	Forflytning 1996–2001					Forflytning 2001–2006					Forflytning 1996–2006				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
DCA-akse 1	50	22	28	-0,002	0,059	0,692	**16**	**34**	**0,023**	**0,063**	**0,012**	18	32	0,021	0,086	0,114
DCA-akse 2	50	19	39	0,009	0,060	0,189	**33**	**17**	**-0,043**	**0,077**	**0,000**	**33**	**17**	**-0,034**	**0,090**	**0,008**

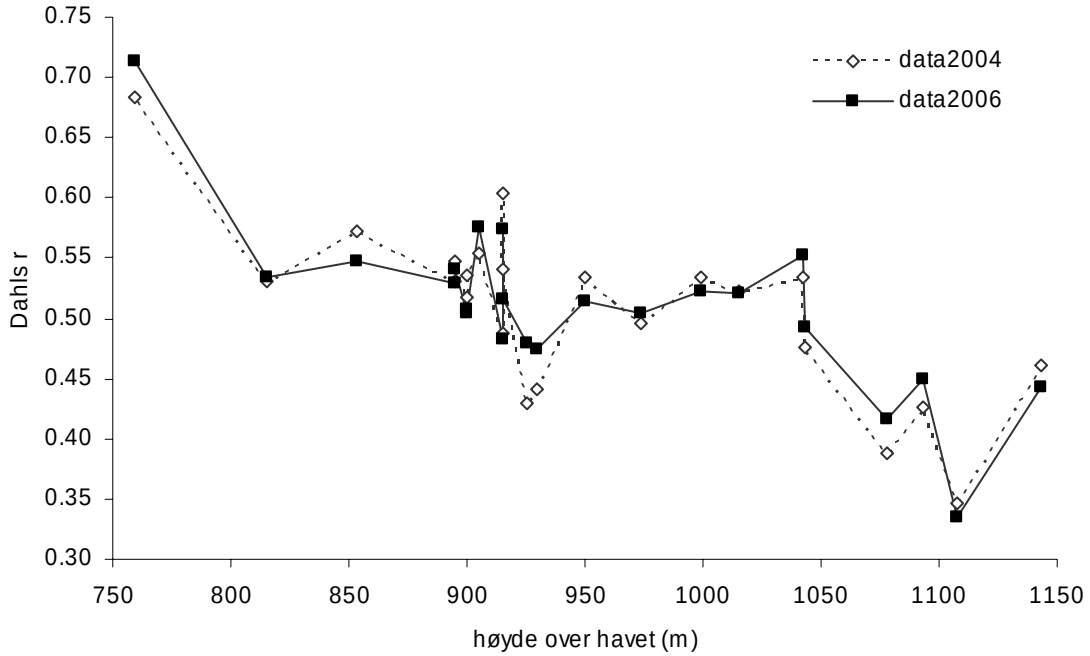
Klimaresponser hos markvegetasjonen i Åmotsdalen

I 2004 ble TOV-området i Åmotsdalen utvidet med 13 nye 5x10 m analysefelter for bedre å inkludere klimaaspektet i vegetasjonsovervåkingen (jf Bakkestuen et al. 2005). Målet var å generere et datasett som spenner ut en lokal klimagradient, slik at eventuelle framtidige endringer i artssammensetning forårsaket av klimaendringer kan oppdages i datasettet. Av de 7 TOV-områdene syntes Åmotsdalen å være best egnet, siden området har en velutviklet høydegradient som kan fungere som surrogat for en temperaturgradient. Nye og gamle analysefelter dekker en høydegradient fra 759 m til 1143 m, med de to høyestliggende feltene plassert over skoggrensa. Arters forekomst i de nye feltene ble registrert som dekningsgrad (5-delt skala).

Hensikten med gjentatte analyser i 2006, kun 2 år etter første analyse, var først og fremst å komme i takt med de ordinære vegetasjonsanalysene, med sikte på å gjenta analysene med 5 års mellomrom. Dessuten ble feltene merket opp permanent med impregnerte påler i hjørnene. I forbindelse med feltarbeidet ble det ikke observert andre typer av endringer/inngrep i feltene, og med unntak av forskjeller som skyldes metodiske justeringer, er det mellom årene ikke observert endringer som kan knyttes til klimaforskjeller i datasettet.

Totalt ble 98 karplantearter observert i de 23 feltene. Gjennomsnittlig antall pr. felt var 23,9 arter, med en variasjon fra 8 til 38 arter. Dette er en svak økning fra 2004, noe som skyldes metodiske endringer. I 2004 ble artsantallet for de opprinnelige feltene kun angitt som summen av antall arter i de fem $1m^2$ prøveflatene, mens det i 2006 ble foretatt en registrering av arter også utenom disse prøveflatene. I tillegg ble avmerkingen av felt J justert noe, hvilket førte til relativt store endringer for dette feltet. R. Økland & Bendiksen (1985) klassifiserte norske plantearter i biogeografiske grupper. I henhold til denne fordeler de observerte karplanteartene seg med 9 ekte alpine arter (N1), 14 nordlige arter (N2), 8 svakt nordlige arter (N3), 1 østlig art (E2), 7 vidtspredte arter med sørlig tendens (S4) og 1 vidtspredt art med sørøstlig tendens (SE4). De øvrige artene regnes som vidtspredte.

Artenes økologiske preferanser med hensyn til temperaturforhold er også vurdert av Ellenberg et al. (1992) og Dahl (1998) (se Bakkestuen et al. 2005 for en nærmere diskusjon). Ellenberg et al. (1992) utarbeidet indikatorverdier (fra 1 til 9) for den enkelte arts temperaturkrav, basert på erfaringer fra europeiske vegetasjonsstudier. Av de observerte artene i Åmotsdalen er 88 arter vurdert, hvorav 43 regnes som indifferente med hensyn til temperatur. Dahl vurderte temperaturmessige begrensninger for nord-europeiske plantearter basert på deres utbredelsesmønstre. Av artene i Åmotsdalen anga Dahl grenseverdier for laveste varmesum (Dahls r, som gir et mål for artenes varmekrav gjennom vekstsesongen) for 70 av de aktuelle artene og høyeste maximum sommertemperatur for 37 av artene (Dahls t_{max}, som er mest relevant for alpine og nordlige arter). Vi benyttet disse indikatorverdiene til å regne ut middelverdien i hver av de 23 analysefeltene (veid med dekningsgraden for den enkelte arten), for deretter å beregne korrelasjonskoeffisienten (Pearson) mellom høyde og middels indikatorverdi. Best korrelert var Dahls r med verdi -0,737 ($p<0,001$, jf **figur 3.1**) . Ellenbergs indikatorverdier for temperatur var også godt korrelert (-0,591, $p=0,003$), mens Dahls t_{max} viste noe lavere korrelasjon (-0,497, $p=0,016$). Datasettet viste ingen signifikante endringer i forhold til 2004 (Wilcoxons toutvalgstest, $p=0,855$) Alle tre korrelasjonsverdiene i 2006 er høyere enn hva som var tilfelle i 2004-dataene, sannsynligvis fordi feltmetodikken i 2006 var mer eksakt.



Figur 3.1 *Gjennomsnittlig veiet indeksverdi for karplanters temperaturprefereanse (Dahls r) i analysefelter for markvegetasjonen i Åmotsdalen, sammenliknet med høyden over havet. – Mean weighted index value for temperature preferences of vascular plants (Dahls r) in 5x10 m plots for analysis of ground vegetation in Åmotsdalen, compared with the elevation.*

Med tanke på overvåking av vegetasjonsendringer forårsaket av klimaet, er det viktig å skille klimaeffektene fra andre årsaker og naturlig dynamikk i artssammensetningen. Indikatorverdiene er nyttige i dette fordi de synes robuste mot endringer i artssammensetning som skyldes andre faktorer enn temperaturen. Som indikatorverdier for området totalt kan gjennomsnitt av verdier pr analysefelt være en mulighet, fordi en temperaturendring må forventes å påvirke ulike deler av høydegradienten relativt likt. Spesielt Dahls r synes lovende som indikator på vegetasjonens respons på klimaendringer.

3.4 Diskusjon

Vegetasjonsstudiene i TOV er primært designet for å studere dynamikken langs forskjellige komplekse gradienter og om endringer i artsforekomster kan knyttes til endringer i fysiske, biotiske eller kjemiske parametere. Materialet vil på sikt også kunne bidra til å gi økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Disse områdene, i beltet mellom den boreale barskogen og de alpine utformingene, har en betydelig vertikalutbredelse i dal- og fjordstrøk og dekker store arealer. Norges geografiske plassering i forhold til det boreale barskogsbeltet og landets varierte topografi tilsier at det er en nasjonal oppgave å følge utviklingen av ulike boreale bjørkeskoger.

Den økologiske tolkningen av ordinasjonsaksene fra analysene i 1996 (Stabbetorp et al. 1999, Bakkestuen et al. 1999, Bakkestuen et al. in press) legges også til grunn for tolkningen av ordinasjonene for 2001 og 2006. Disse ordinasjonene viser stor grad av likhet, og korrelasjonsanalyser mellom korresponderende akser over tid viser stor samvariasjon. Den første ordinasjonsaksen i hvert område reflekterer fortsatt en kompleks gradient for variasjon i næring og fuktighet (Bakkestuen et al. 1999, Bakkestuen et al. in press). Det har således ikke skjedd større vegetasjonsendringer i Lund og i Åmotsdalen som kan relateres til nye miljøpåvirkninger.

Overvåkingsområdet i Lund ligger i den delen av Norge som har blitt mest berørt av langtransportert forurensning, mens Åmotsdalen ligger mer beskyttet til for forurensning og fungerer mest som et referanseområde i forhold til forsuring og nitrogenpåvirkning. Mens det tidligere ikke er registrert noen vedvarende endringer i karplantefloraen i TOV-bjørkeskogsområdene slik som for mange karplantearter i de sørlige/sørøstlige overvåkingsområdene for granskog (jf T. Økland 2004a,b), registrerer vi nå i Lund at en av de mest næringskrevende (basekrevende) artene i området, fugletelg (jf Ellenberg et al. 1992), har hatt en signifikant tilbakegang over en 10-års periode. Det samme gjelder for maiblom og skogstjerne, som begge trives dårlig på svært surt jordsmonn. I tillegg er det i samme periode en signifikant økning av graset blåtopp, som er kjent for å øke i omfang på bekostning av andre arter ved høy nitrogentilgang (Aerts & Berendse 1988). Dette er de første indikasjonene i TOV-bjørkeskogsovervåkingen at vi har endringer i karplantefloraen som kan skyldes langtidseffekter av langtransportert forurensning. Tidligere har vi kun registrert en øking av graset smyle i overvåkingsområdet Møsvatn, som kan ha en sammenheng med langtransportert nitrogenavsetning. Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen, og økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring i sør-svenske skoger (Strengbom et al. 2003, 2004). Møsvatn er det bjørkskogsområdet i TOV som ligger nærmest Lund og andre områder som blir påvirket av forurensning. Framgangen av smyle i Møsvatn kan imidlertid også ha sammenheng med økt nitrogentilgang fra nedbrytning av strø produsert under bjørkemålerangrep (jf Bakkestuen et al. 2003). Neste analyse i Møsvatn i 2007 vil gi oss bedre innsikt i hva som skjer med karplantefloraen i det området.

Vegetasjonsendringene i Åmotsdalen er generelt små. Endringene i karplantefloraen i Åmotsdalen kan imidlertid tyde på at skogbunnen har blitt tørrere i og med at røsslyng og krekling har hatt framgang på bekostning av blant annet blokkebær. En svak tilbakegang av moser, særlig de fuktighetskrevende mosene rosettmose, gåsefotskjeggmose og buttflik kan underbygge denne hypotesen. Disse vegetasjonsendringene kan muligens kobles til langsiktige klimaendringer, men mellomårsvariasjoner i lokalklima kan også ha bidratt til endringene. Meteorologis-

ke data fra nærliggende klimastasjoner i Oppdal viser at gjennomsnittstemperaturen for vekstsesongen juni-juli-august har vært høyere enn normalt i alle år etter 2001, særlig i 2006 da den var 3,2 °C over normalen. De tre siste årene har nedbøren i de samme månedene også vært lavere enn normalt (jf kap. 2).

I Lund har mosene hatt betydelig framgang siden 1996, først og fremst de store skogsmosene etasjemose og kystkransmose. Siden starten av overvåkingsprogrammene i granskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist vedvarende økning i mosearters mengde og artsantall i de fleste områdene (T. Økland et al. 2004a). Økningen er sannsynligvis et resultatet av en klimaendring med mange relativt lange, milde og ofte fuktige høster der skogsmosene har hatt lange, gode vekstsesonger. Fra midten av 1990-tallet er det rapportert om klar tilbakegang av små moser i granskogsflatene, noe som skyldes at de overvokses av de store skogsmosene (T. Økland et al. 2004b). Dette fenomenet er ikke observert i Lund. Her har også de små mosene som skogflak, stripefoldmose og skogkrekmose gått fram. Framgang for små levermoser kan også skyldes metodiske forhold ved at det er lettere å observere flere arter ved gjentatte analyser. Det at de store skogsmosene i Åmotsdalen ikke følger samme mønster som lavlandskogene kan skyldes et barskere fjellnært klima. Dessuten tyder klimadataene fra Oppdal på at tendensen til lengre og fuktigere høster ikke er så markant som for områdene lenger mot sør og sørvest.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Lund 1996-2006

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Lund i 1996, 2001 eller 2006. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Lund in 1996, 2001 or 2006.

Kode*	Artsforkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
C	Betu pub	*Betula pubescens*	Bjørk
C	Call vul	*Calluna vulgaris*	Røsslyng
C	Empe nig	*Empetrum nigrum*	Krekling
C	Juni com	*Juniperus communis*	Einer
C	Popu tra	*Populus tremula*	Osp
C	Sorb auc	*Sorbus aucuparia*	Rogn
C	Vacc myr	*Vaccinium myrtillus*	Blåbær
C	Vacc uli	*Vaccinium uliginosum*	Blokkebær (Skinntryte)
C	Vacc vit	*Vaccinium vitis-idaea*	Tyttebær
D	Anem nem	*Anemone nemorosa*	Kvitsymre
D	Blec spi	*Blechnum spicant*	Bjørnekam
D	Chap sue	*Chamaepericlymenum suecicum*	Skrubbær
D	Dryo exp	*Dryopteris expansa*	Sauetelg
D	Gymn dry	*Gymnocarpium dryopteris*	Fugletelg
D	Hupe/sel	*Huperzia selago* coll.	Lusegras/Polarlusegras/Fjell-lusegras
D	Linn bor	*Linnaea borealis*	Linnea
D	List cor	*Listera cordata*	Småtviblad
D	Lyco ann	*Lycopodium annotinum*	Stri kråkefot
D	Maia bif	*Maianthemum bifolium*	Maiblom
D	Mela pra	*Melampyrum pratense*	Stormarimjelle
D	Oreo lim	*Oreopteris limbosperma*	Smørtelg
D	Oxal ace	*Oxalis acetosella*	Gaukesyre
D	Pheg con	*Phegopteris connectilis*	Hengjeveng
D	Pote ere	*Potentilla erecta*	Tepperot
D	Pter aqu	*Pteridium aquilinum*	Einstape
D	Trie eur	*Trientalis europaea*	Skogstjerne
E	Agro cap	*Agrostis capillaris*	Engkvein
E	Anth/odo	*Anthoxanthum odoratum* coll.	Gulaks/Fjellgulaks
E	Aven fle	*Avenella flexuosa*	Smyle
E	C piluli	*Carex pilulifera*	Bråtestorr
E	Cala phr	*Calamagrostis phragmitoides*	Skogrøyrkvein
E	Dant dec	*Danthonia decumbens*	Knegras
E	Luzu pil	*Luzula pilosa*	Hårfrytle
E	Luzu syl	*Luzula sylvatica*	Storfrytle
E	Moli cae	*Molinia caerulea*	Blåtopp
E	Tric ces	*Trichophorum cespitosum*	Bjørneskjegg
F	Brachytz	*Brachythecium* sp.	Lundmose
F	Dicr fus	*Dicranum fuscescens*	Bergsigd
F	Dicr maj	*Dicranum majus*	Blanksigd
F	Dicr pol	*Dicranum polysetum*	Krussigd
F	Dicr sco	*Dicranum scoparium*	Ribbesigd
F	Hylc umb	*Hylocomiastrum umbratum*	Skuggehusmose
F	Hylo spl	*Hylocomium splendens*	Etasjemose
F	Hypn cup	*Hypnum cupressiforme*	Matteflette
F	Leub gla	*Leucobryum glaucum*	Blåmose
F	Plat lae	*Plagiothecium laetum*	Glansjamnemose

Kode*	Artsforkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
F	Plat und	*Plagiothecium undulatum*	Kystjamnemose
F	Pleu sch	*Pleurozium schreberi*	Furumose
F	Pohlia z	*Pohlia* sp.	Nikkemose
F	Pola for	*Polytrichastrum formosum*	Kystbinnemose
F	Pola lon	*Polytrichastrum longisetum*	Brembinnemose
F	Ptil cri	*Ptilium crista-castrensis*	Fjørmose
F	Raco can	*Racomitrium canescens*	Sandgråmose
F	Rhyt lor	*Rhytidiadelphus loreus*	Kystkransmose
F	Sani unc	*Sanionia uncinata*	Klobleikmose
F	Sph capi	*Sphagnum capillifolium*	Furutorvmose
F	Sph quin	*Sphagnum quinquefarium*	Lyngtorvmose
F	Teti pel	*Tetraphis pellucida*	Firtannmose
G	Barb bar	*Barbilophozia barbata*	Skogskjeggmose
G	Barb flo	*Barbilophozia floerkei*	Lyngskjeggmose
G	Barb lyc	*Barbilophozia lycopodioides*	Gåsefotskjeggmose
G	Caly int	*Calypogeia integristipula*	Skogflak
G	Caly nee	*Calypogeia neesiana*	Torvflak
G	Calypogz	*Calypogeia* sp.	Flakmose
G	Cephaloz	*Cephalozia* sp.	Glefsemose
G	Chil coa	*Chiloscyphus coadunatus*	Totannblonde
G	Chil pro	*Chiloscyphus profundus*	Stubbeblonde
G	Dipl alb	*Diplophyllum albicans*	Stripefoldmose
G	Dipl tax	*Diplophyllum taxifolium*	Bergfoldmose
G	Lepi rep	*Lepidozia reptans*	Skogkrekmose
G	Loph obt	*Lophozia obtusa*	Buttflik
G	Loph/ven	*Lophozia ventricosa* coll.	Grokorn-/Skogflik
G	Mylia z	*Mylia* sp.	Muslingmose
G	Ptil cil	*Ptilidium ciliare*	Bakkefrynse
G	Scapaniz	*Scapania* sp.	Tvibladmose
G	Trit qui	*Tritomaria quinquedentata*	Storhoggtann
H	Cladoniz	*Cladonia* sp.	Begerlav

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

Vedlegg 3.2 Planter registrert i Åmotsdalen 1996-2006

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Åmotsdalen i 1996, 2001 eller 2006. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Åmotsdalen in 1996, 2001 or 2006.

Kode*	Artsforkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
C	Betu nan	*Betula nana*	Dvergbjørk
C	Betu pub	*Betula pubescens*	Bjørk
C	Call vul	*Calluna vulgaris*	Røsslyng
C	Empe nig	*Empetrum nigrum*	Krekling
C	Juni com	*Juniperus communis*	Einer
C	Lois pro	*Loiseleuria procumbens*	Greplyng
C	Oxyc/mic	*Oxycoccus microcarpus/palustris*	Tranebær
C	Phyl cae	*Phyllodoce caerulea*	Blålyng
C	Sali gau	*Salix glauca*	Sølvvier
C	Sorb auc	*Sorbus aucuparia*	Rogn
C	Vacc myr	*Vaccinium myrtillus*	Blåbær
C	Vacc uli	*Vaccinium uliginosum*	Blokkebær (Skinntryte)
C	Vacc vit	*Vaccinium vitis-idaea*	Tyttebær
D	Alch ali	*Alchemilla alpina*	Fjellmarikåpe
D	Alch/vul	*Alchemilla vulgaris* coll.	Marikåper
D	Bist viv	*Bistorta vivipara*	Harerug
D	Chap sue	*Chamaepericlymenum suecicum*	Skrubbær
D	Epil hor	*Epilobium hornemannii*	Setermjølke
D	Euph hyp	*Euphrasia hyperborea*	Tromsaugnetrøst
D	Euph wet	*Euphrasia wettsteinii*	Fjellaugnetrøst
D	Euphrasz	*Euphrasia* sp.	Augnetrøstslekta
D	Gera syl	*Geranium sylvaticum*	Skogstorkenebb
D	Gymn dry	*Gymnocarpium dryopteris*	Fugletelg
D	Hier/vtm	*Hieracium vulgatum* agg.	Beitesvever
D	Linn bor	*Linnaea borealis*	Linnea
D	List cor	*Listera cordata*	Småtviblad
D	Lyco ann	*Lycopodium annotinum*	Stri kråkefot
D	Maia bif	*Maianthemum bifolium*	Maiblom
D	Mela pra	*Melampyrum pratense*	Stormarimjelle
D	Omal nor	*Omalotheca norvegica*	Setergråurt
D	Orth sec	*Orthilia secunda*	Nikkevintergrøn
D	Oxal ace	*Oxalis acetosella*	Gaukesyre
D	Pari qua	*Paris quadrifolia*	Firblad
D	Pedi lap	*Pedicularis lapponica*	Bleikmyrklegg
D	Pheg con	*Phegopteris connectilis*	Hengjeveng
D	Ping vul	*Pinguicula vulgaris*	Tettegras
D	Poly ver	*Polygonatum verticillatum*	Kranskonvall
D	Pote ere	*Potentilla erecta*	Tepperot
D	Pyro min	*Pyrola minor*	Perlevintergrøn
D	Ranu acr	*Ranunculus acris*	Engsoleie (smørblom)
D	Rubu chm	*Rubus chamaemorus*	Molte
D	Rubu sax	*Rubus saxatilis*	Tågebær (teiebær)
D	Rume asa	*Rumex acetosa*	Engsyre
D	Sela sel	*Selaginella selaginoides*	Dvergjamne
D	Soli vir	*Solidago virgaurea*	Gullris
D	Stel bor	*Stellaria borealis*	Fjellstjerneblom

Kode*	Artsforkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
D	Trie eur	*Trientalis europaea*	Skogstjerne
D	Vero off	*Veronica officinalis*	Lækjeveronika
D	Viol bif	*Viola biflora*	Fjellfiol
E	Agro cap	*Agrostis capillaris*	Engkvein
E	Anth/odo	*Anthoxanthum odoratum* coll.	Gulaks/Fjellgulaks
E	Aven fle	*Avenella flexuosa*	Smyle
E	C bigelo	*Carex bigelowii*	Stivstorr
E	C vagina	*Carex vaginata*	Slirestorr
E	Desc ces	*Deschampsia cespitosa*	Sølvbunke
E	Fest ovi	*Festuca ovina*	Sauesvingel
E	Luzu mul	*Luzula multiflora*	Engfrytle
E	Luzu pil	*Luzula pilosa*	Hårfrytle
E	Nard str	*Nardus stricta*	Finnskjegg
E	Phle alp	*Phleum alpinum*	Fjelltimotei
F	Brac ref	*Brachythecium reflexum*	Sprikelundmose
F	Brac sal	*Brachythecium salebrosum*	Lilundmose
F	Dicr fus	*Dicranum fuscescens*	Bergsigd
F	Dicr maj	*Dicranum majus*	Blanksigd
F	Dicr sco	*Dicranum scoparium*	Ribbesigd
F	Hylo spl	*Hylocomium splendens*	Etasjemose
F	Plat lae	*Plagiothecium laetum*	Glansjamnemose
F	Plat/lae	*Plagiothecium laetum/denticulatum*	Glans-/Flakjamnemose
F	Pleu sch	*Pleurozium schreberi*	Furumose
F	Pohl nut	*Pohlia nutans*	Vegnikke
F	Pohlia z	*Pohlia* sp.	Nikkemose
F	Poly com	*Polytrichum commune*	Storbjørnemose
F	Poly jun	*Polytrichum juniperinum*	Einerbjørnemose
F	Rhod ros	*Rhodobryum roseum*	Rosettmose
F	Rhyt/squ	*Rhytidiadelphus squarrosus/ sub-pinnatus*	Eng-/Fjørkransmose
F	Sani unc	*Sanionia uncinata*	Klobleikmose
F	Sph girg	*Sphagnum girgensohnii*	Grantorvmose
F	Splachnz	*Splachnum* sp.	Møkkmose
G	Aneu pin	*Aneura pinguis*	Feittmose
G	Barb kun	*Barbilophozia kunzeana*	Myrskjeggmose
G	Barb lyc	*Barbilophozia lycopodioides*	Gåsefotskjeggmose
G	Cephaloz	*Cephalozia* sp.	Glefsemose
G	Cephllaz	*Cephaloziella* sp.	Pistremose
G	Loph obt	*Lophozia obtusa*	Buttflik
G	Loph/ven	*Lophozia ventricosa* coll.	Grokorn-/Skogflik
G	Plac asp	*Plagiochila asplenioides*	Prakthinnemose
G	Ptil cil	*Ptilidium ciliare*	Bakkefrynse
G	Scapaniz	*Scapania* sp.	Tvibladmose
H	Ceta isl	*Cetraria islandica*	Islandslav
H	Clad can	*Cladonia carneola*	Bleikbeger
H	Clad coi	*Cladonia coniocraea*	Stubbesyl
H	Clad cor	*Cladonia cornuta*	Skogsyl
H	Clad cri	*Cladonia crispata*	Traktlav
H	Clad fur	*Cladonia furcata*	Gaffellav
H	Clad gri	*Cladonia gracilis*	Syllav
H	Clad raa	*Cladonia rangiferina*	Grå reinlav

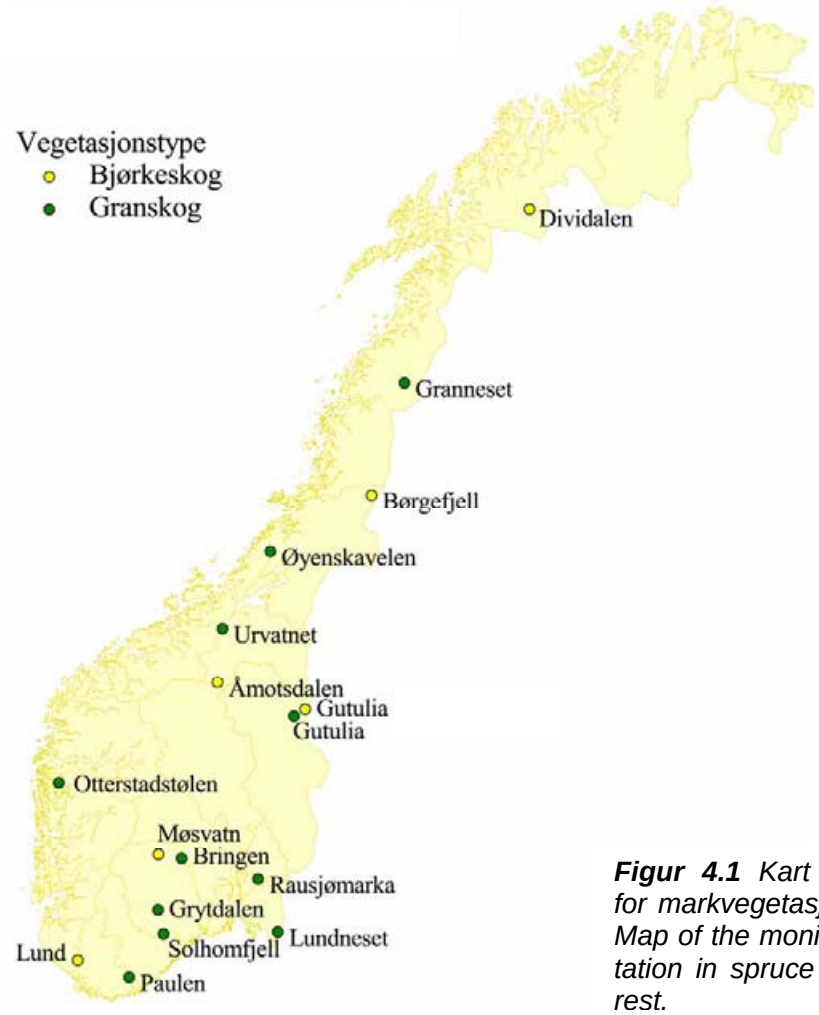
Kode*	Artsforkortelse	Latinsk navn	Norsk navn
H	Clad unc	*Cladonia uncialis*	Pigglav
H	Clad/chl	*Cladonia chlorophaea* coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger
H	Clad/fur	*Cladonia furcata* coll.	Gaffellav/Kystgaffel/Gryngaffel
H	Cladoniz	*Cladonia* sp.	Begerlav
H	Neph arc	*Nephroma arcticum*	Storvrenge
H	Pelt aph	*Peltigera aphthosa*	Grønnever
H	Pelt can	*Peltigera canina*	Bikkjenever

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

4 Endringer for utvalgte arter i granskogsområder og bjørkeskogsområder 1988–2007

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

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) har vært utført i 17 referanseområder i nærmere tjue år (**figur 4.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS fra 1988–1992, Solhomfjell-området ble etablert i 1988 (TOV-granskogsområde) og 6 områder ble etablert i fjellbjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Områdene spenner ut viktige klimagradienter i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensninger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).



Figur 4.1 *Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog. – Map of the monitoring sites for ground vegetation in spruce (gran) and birch (bjørk) forest.*

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske gradienter innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 prøveflater (61 i Solhomfjell) á 1 m^2 som til sammen antas å dekke den viktigste lokaløkologiske variasjonen. Artsmengdene registreres innen hver flate ved hjelp av småruteprøver (forekomst av arten i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning av prøveflata.

Her viser vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan respondere på langtransporterte forurensninger og klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a, b). Datagrunnlaget bygger på 561 prøveflater fra granskog og 300 flater fra bjørkeskog. Områdene analyseres en gang i løpet av en femårsperiode (ett omløp). Resultatene fra granskogsområdene (**figur 4.2**) bygger på data fra 1988-2007 (totalt fire omløp), mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 4.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992 (de tre siste omløpene). Granskogsområdene Lundsneset og Øyenskavelen er ikke analysert i siste omløp, mens Urvatnet er planlagt analysert i 2007. Bjørkeskogsområdet Møsvatn skal analyseres i 2007.

For artene gaukesyre og fugletelg er artsmengdene beregnet som prosentvis forekomst i totalt antall småruter innen hvert område. For smyle og etasjemose er artsmengdene beregnet som gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m^2 prøveflatene i hvert område. Dekningsdataene for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) er ikke benyttet siden det knytter seg usikkerhet til tallene. Det første året (1988) ble ikke prosent dekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen i 1988 (se **figur 4.2** for etasjemose).

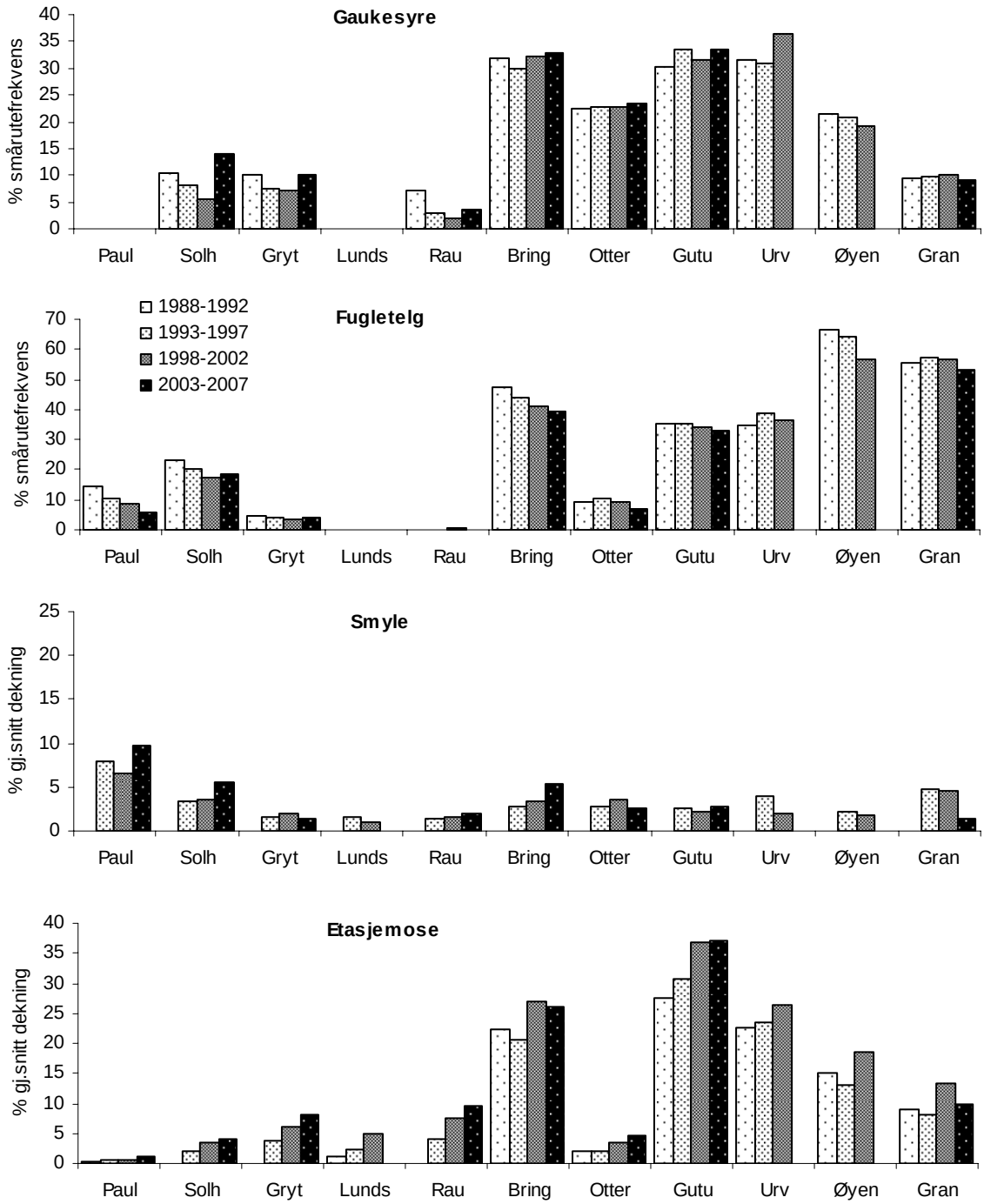
Gaukesyre
Gaukesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn den fattigste blåbærskogen. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992) og er følsom overfor surt substrat i spiringsfasen (Rodenkirchen 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 4.2**), mens den ikke hadde en tydelig utviklingstrend i de andre granskogsområdene. Arten er mindre vanlig i bjørkeskogsområdene og viser ingen tydelige utviklingstrender der (**figur 4.3**).

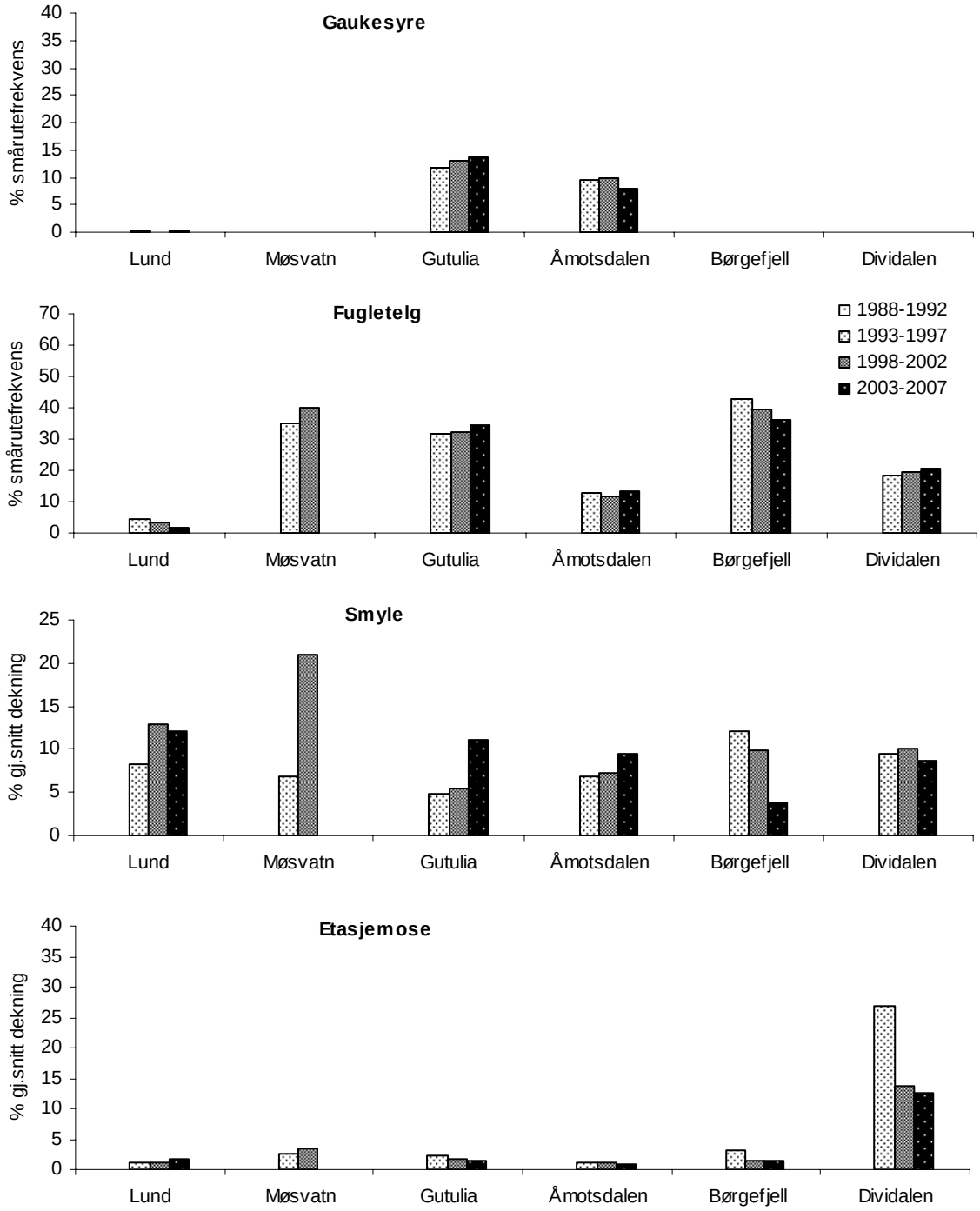
Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensninger (”sur nedbør”) forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen har vært stor, og jorda over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gaukesyre fram til og med 1998 langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsuring. I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre økt sterkt igjen i alle de tre nevnte områdene. Først etter re-analysering i 2008 vil det være mulig å si om trenden for gaukesyre har snudd.

Fugletelg
Fugletelg er en vanlig bregne som forekommer i samme skogtyper som gaukesyre. Den har samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og forventes å kunne ha samme følsomhet for forsuring. Arten har hatt størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen og har også hatt tydelig tilbakegang i to andre granskogsområder på Sør- og Østlandet, Solhomfjell og Bringen (**figur 4.2**). Fugletelg viser imidlertid ingen tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet og i bjørkeskogsområdene (**figur 4.3**). Liksom for gaukesyre stemmer tilbakegangen for fugletelg i de sørligste deler av landet overens med et mønster vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsurning.

Smyle
Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten viser en betydelig framgang i flere av de sørlige overvåkingsområdene, både i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen og i bjørkeskogsområdene Lund, Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen (**figur 4.2** og **4.3**).



Figur 4.2 *Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2006. Områdenes plassering er vist i figur 4.1. – Changes in frequency in small sample plots of selected plant species (from the top:* Oaxlis acetosella, Gymnocarpium dryopteris, Avenella flexuosa, Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in spruce forest through the monitoring period 1988-2006. The geographical postion of the sites are shown in figure 4.1.*



Figur 4.3 *Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2006. Områdenes plassering er vist i figur 4.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist. – Changes in frequency in small sample plots of selected plant species (from the top:* Oaxlis acetosella, Gymnocarpium dryopteris, Avenella flexuosa, Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in birch forest through the monitoring period 1988-2006. 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 postion of the sites are shown in figure 4.1.*

Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende framgang av smyle i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, 2004). Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Hole & Tørseth 2002), og det kan således være en sammenheng mellom langtransportert nitrogen og økt vekst av smyle i de sørlige overvåkingsområdene. Den sterke framgangen av smyle i bjørkeskogsområdet Møsvatn ved siste analyseomløp kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep året før analysen. Den sterke tilbakegangen av smyle i Børgefjell skyldes trolig beite av smågnagere.

Etasjemose
Etasjemose er en av de vanligste store mosene i skog. Arten viser en betydelig framgang i alle granskogsområdene med unntak av det nordligste området (**figur 4.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekker etasjemosen etter siste registreringsrunde omtrent dobbelt så mye (eller mer) av skogbunnen sammenlignet med første registreringsrunde. En lignende trend har man også sett for andre store moser. Endringene er små i bjørkeskogsområdene, bortsett fra i Dividalen der arten har gått tilbake (**figur 4.3**).

I likhet med de fleste andre mosene vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en dvaletilstand når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null bare marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Framgangen i granskogsområdene etter 1988 antas å ha sammenheng med et endret klima med lengre og fuktigere vekstsesonger. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger begrenser mosenes vekst. I det nordligste bjørkeskogsområdet (Dividalen) og det nordligste granskogsområdet (Granneset) har imidlertid smågnagere bidratt betydelig til reduksjonen i mosenes vekst.

5 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006

Dagmar Hagen, Inga E. Bruteig, René S. Larssen og Bodil Wilmann

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

Overvakingsfelta for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund vart etablert i 1991 (Hilmo & Wang 1992), med gjenkartlegging i 1996 (Bruteig 1998) og 2001 (Hilmo et al. 2004). I 2004 vart det utført eit pilotprosjekt i Åmotsdalen, som inkluderte utlegging av to nye felt for å teste om utviding av høgdegradienten for epifyttovervaking kunne gjere overvakinga betre egna til å spore klimaeffektar (Bakkestuen et al. 2005).

Denne rapporteringa omfattar fjerde gongs kartlegging av epifyttvegetasjonen i TOV-felta i Åmotsdalen og Lund, og er basert på feltarbeid gjennomført i 2006.

5.1 Metodar

Metodikken følgjer i hovudsak same mal som ved grunnlagskartlegginga i 1991 og gjenkartleggingane i 1996 og 2002. Kartlegginga av epifyttar på bjørk i Åmotsdalen og Lund er gjort i dei same prøvefelta som i 1991 og seinare, og til dels også på dei same trea. I Åmotsdalen vart det etablert to ekstra prøvefelt i 2004, for å strekkje den lokalklimatiske gradienten. Feltarbeidet vart utført i perioden 12.-15. juni i Åmotsdalen og 28. august - 2. september i Lund. Den ordinære kartlegginga omfattar no 8 friske tre i kvart av 7 prøvefelt i Åmotsdalen og 5 prøvefelt i Lund. Artstakseringa er gjort langs 5 horisontale linjer rundt stammen på kvart tre med 20 cm avstand mellom kvar linje i begge områda. Alle artar langs linjene og vitaliteten til alle individ er registrert. Artar som ikkje er treft av takseringslinjene, er notert som øvrige artar, og lengda er målt for alle individ av hengande artar. Det er samla inn bork for pH-analysar. Det er også samla inn vanleg kvistlav for eventuelt framtidige svovel- og nitrogenanalysar.

Data frå alle tre kartleggingsåra er lagt inn i ein database i Microsoft Access. SPSS versjon 14.0 er brukt til statistiske analysar (SPSS 2005). Einvegs variansanalyse (ANOVA) er brukt for å undersøke om prøvefelta er signifikant forskjellige med omsyn til dei målte parametrane. Der kravet for parametriske testar (Underwood 1997) ikkje vart fylt etter transformering, vart det brukt ein ikkjeparametrisk test (Kruskal-Wallis). Lineær regresjon er bruka for å teste samanhengen mellom dekning av lavartar og høgde (m o.h.) for felta innan undersøkingsområda. Chi-kvadrattest vart brukt for å teste om antal cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom åra.

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

- **alle tre**: Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter eller artar basert på alle tre som er kartlagt i 1991, 1996, 2001 og 2006 (n=171 i Åmotsdalen og n=156 i Lund).
- **fellestre**: Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter og artar basert på tre som er felles for alle dei fire kartleggingsåra (32 tre i Åmotsdalen og 31 tre i Lund)

I overvakingsområde med stor utskifting av analysetre kan desse to datasetta gje viktige skilnader, medan i område med lite supplering av nye tre er skilnaden liten. I Åmotsdalen har det vore svært lite utskifting av trea i felta, men talet på tre vart auka i 1995, og det kom til nye tre i samband med dei nye felta i 2004 (**vedlegg 5.1a**). I Lund var berre eit tre erstatta før årets registrering, og i 2006 var tre av trea døde og vart erstatta av nye (**vedlegg 5.1b**). Når ikkje anna er presisert i teksten, gjeld statistiske testar og resultat datasettet 'alle tre'. Der det i tillegg er presentert testar på 'felles tre', er dette presisert.

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

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

Nomenklaturen for lav følgjer Krog et al. (1994), Santesson et al. (2004) og Holien & Tønsberg (2006), mosar følgjer Frisvoll et al. (1995) og karplanter følgjer Lid et al. (2005). Norske og vitskaplege namn på lavartar som ikkje står i den refererte lavlitteraturen er henta frå Lavherbariet i Oslo si internettside (http://www.toyen.uio.no/botanisk/lavherb.htm). Alle artane har kodar som blir bruka i feltskjema og under feltarbeidet. Nokon arter har endra namn i løpet av prosjektet, men artskodane er ikkje alltid endra tilsvarande, og dette medfører at for nokre artar kan samanhengen mellom artskode og artsnamn sjå ulogisk ut.

5.2 Resultat frå Åmotsdalen

Prøvefelta og undersøkingstrea
Overvakingsområdet i Åmotsdalen (**figur 5.1**) ligg i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag fylke, kartblad 1519 IV Snøhetta. Området ligg i Åmotsdalen landskapsvernområde, i tilknyting til den utvida Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark. Dei opphavlege fem prøvefelta for epifyttovervaking ligg langs ein høgdegradient som strekkjer seg frå 870 til 930 m o.h. langs ein bekkedal nordvest for Gottemsætra. Dei to suppleringsfelta strekkjer høgdegradienten, ved at felt 6 ligg helt oppe i skoggrensa 1051 m o.h. og felt 7 ligg nede ved Åmotselva 825 m o.h. Alle felta ligg i den same sørvendte lia og har relativt samanhengande fjellbjørkeskog, klassifisert som blåbær-fjellkreklingtypen av blåbærbjørkeskog (Fremstad 1997). Området er elles dominert av lyngrabbar og fattige til intermediære myrer og setervollar med fattig, kulturbetinga engvegetasjon.

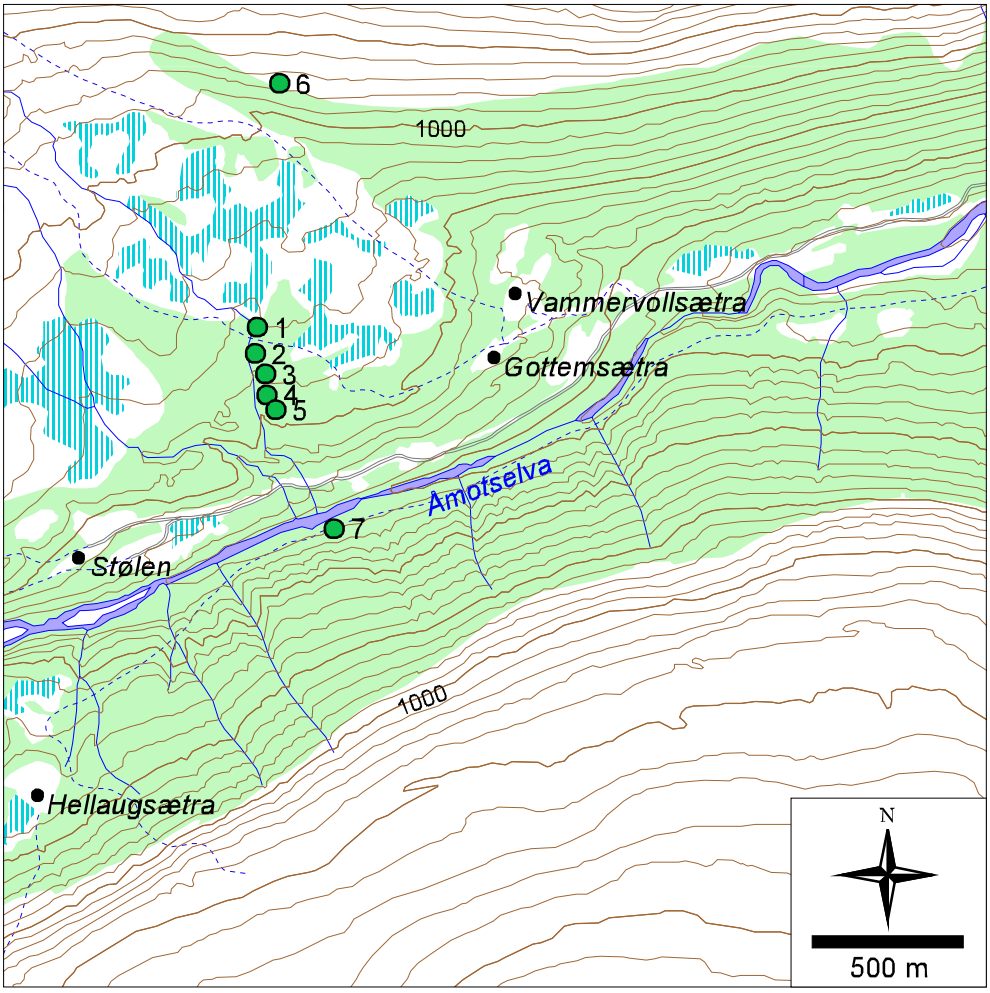
Det vart totalt analysert 56 tre i 2006. Dette inkluderer 32 av dei trea som opphavleg vart lagt ut i 1991, dei fem suppleringstrea som vart lagt ut i 1995, og dei 16 nye trea som vart lagt ut i 2004. I tillegg har det vore nødvendig å supplere i alt 3 tre som har vore hogd i løpet av heile overvakingsperioden (**vedlegg 5.1a**). Det gjekk greitt å finne att undersøkingstrea innan felta, og bruk av GPS var til uvurderleg hjelp. Dei fleste kartnålene som markerer analyselinjene var intakte. Feltarbeidet vart gjennomført så tidleg i sesongen at feltsjiktet framleis var lågt, og dette gjorde det lett å ta seg fram mellom felta.

Det er ein viss auke i stammeomkrets gjennom perioden. Dersom trea frå dei fem opphavlege felta blir samanlikna, har omkretsen auka frå eit snitt på 37 cm i 1991 til 41 cm i 2006 (**tabell 5.1**). Endringa er ikkje signifikant (p=0,032), og det er heller ikkje signifikante skilnader mellom felta (p=0,023). Når dei to nye felta blir inkludert, aukar snittomkretsen til 43 cm i 2006. Det øvste feltet ligg heilt oppe i skoggrensa (felt 6), og her har trea ein omkrets på i snitt 34 cm,

medan feltet heilt nede ved elva (felt 7) har store tre med ein omkrets på i snitt 61 cm. Trea i felt 7 har ein signifikant større omkrets enn trea i dei andre felta (p<0,001). Trehøgda har ikkje endra seg sidan oppstarten i 1991 for trea i dei fem opphavlege felta (p=0,948) (**tabell 5.1**). Den svake nedgangen i høgde skuldast i hovudsak at tørre toppgreiner knekk, men trea lever vidare. Trea i dei opphavlege fem felta er om lag like høge, frå snitt på 6,7 m (felt 2) til 7,9 m (felt 5). Det er ikkje signifikant skilnad i trehøgde mellom desse felta (p=0,041). Når trea i dei to nye felta blir inkludert, aukar snitthøgda, noko som skuldast svært høge tre i felt 7. Trea i det øvste feltet (felt 6) er signifikant lågare enn trea i alle dei andre felta (p<0,001), med ei snitthøgde på 4,9 m. Trea i felt 7 er signifikant høgare enn trea i alle dei andre felta (p<0,001) med snitt på 12,8 m.

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2006

Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Åmotsdalen i 2006 var på 43,4 % (**figur 5.2, tabell 5.2**). Bladlav er gruppa med størst dekning på 31,6 %, sopp dekkjer 8,3 %, skorpelav 2,2 % og busklav 1,2 %. Registreringane av sopp er i all hovudsak perithecier av ikkjelikenisert borkbuande sopp. Det er ikkje registrert mosar eller algar på registreringslinjene på dei undersøkte trea i Åmotsdalen i 2006. Naken bork utgjer 58,3 % av stammearealet i 2006. Summen av epifyttvegetasjon og naken bork er noko over 100 %, ettersom artane i blant veks over kvarandre.

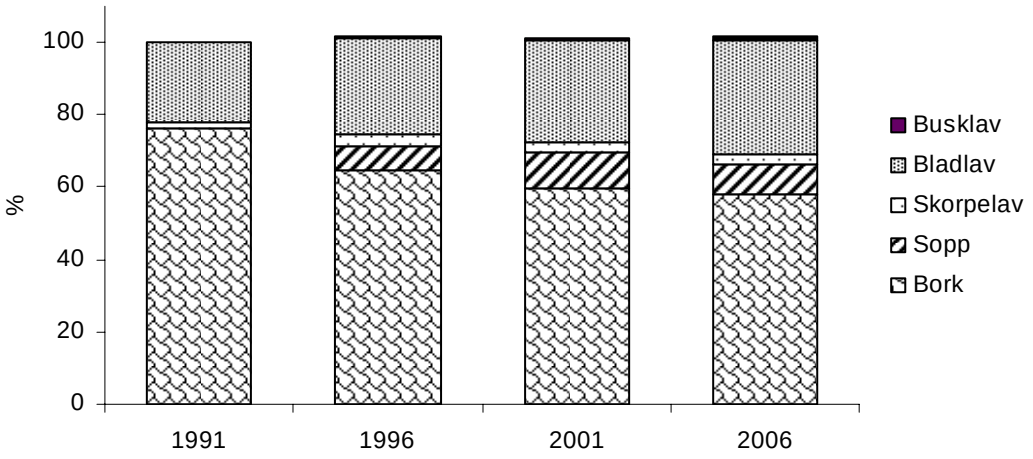


Figur 5.1 *Kart som viser plasseringa av sju prøvefelt i overvakingsområdet Åmotsdalen. – Position of seven study plots in the Åmotsdalen monitoring site.*

Tabell 5.1 *Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i sju prøvefelt i Åmotsdalen. Gjennomsnitt av 7 tre i 1991 og 8 tre i 1996, 2001 og 2006, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in seven study plots of the Åmotsdalen monitoring site. Mean of 7 trees in 1991 and 8 trees in 1996, 2001 and 2006, with standard deviation.*

	prøvefelt/site							
År	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**snitt/mean**
	trehøgde/tree height (m)							
1991	7,0 ± 0,8	7,0 ± 1,5	7,6 ± 1,3	7,4 ± 0,5	7,3 ± 1,0			7,3 ± 1
1996	6,9 ± 0,8	7,0 ± 1,0	7,0 ± 1,0	7,3 ± 0,6	7,5 ± 0,8			7,1 ± 0,8
2001	7,1 ± 1,0	7,0 ± 0,9	7,1 ± 1,3	7,5 ± 0,4	7,7 ± 0,8			7,3 ± 0,9
2006	7,0 ± 1,0	6,7 ± 1,0	7,0 ± 1,5	7,5 ± 0,5	7,9 ± 1,1	4,9 ± 0,9	12,8 ± 0,7	7,7 ± 2,4
	omkrets/circumference (cm)							
1991	38 ± 5	37 ± 3	36 ± 3	36 ± 3	39 ± 4			37 ± 4
1996	40 ± 7	39 ± 7	38 ± 4	38 ± 4	41 ± 5			39 ± 5
2001	43 ± 8	40 ± 6	38 ± 4	39 ± 5	42 ± 5			40 ± 6
2006	44 ± 8	41 ± 6	38 ± 4	40 ± 5	42 ± 6	34 ± 7	61 ± 10	43 ± 10

Det er registrert totalt 54 takson på undersøkingstrea i 2006 (**tabell 5.3**). Dette er ein god del fleire enn tidlegare år, men auken skuldast for ein stor del nye takson i dei nyetablerte felt 6 og felt 7. Dersom ein samanliknar berre dei fem opphavlege felta, er det 38 registrerte takson i 2006, og dette er på nivå med det som har vore registrert tidlegare år. Det er registrert seks mosetakson i 2006, alle suppleringsartar, og det er tidlegare ikkje registrert epifyttiske mosar på tre i Åmotsdalen. Dei fleste mosane er i dei nye felta, men det er også registrert mosar i dei opphavlege felta. Ved basis av trea veks det gjerne mose, og det kan være vanskeleg å avgjere når mosar skal registrerast som epifyttiske i overgangen til skogsbotn. Dette kan truleg forklare noko av dette resultatet. Same forholdet gjeld også for ein del lav som veks på bakken, som islandslav og grå reinlav, som i år er registrert epifyttisk for første gong som tilleggsartar i felt 7. Begerlav, brunskjegg og strylav blir berre rekna på slektsnivå i analysane (som standard i TOV), men oversikt over verifiserte artar er med i artslista (**tabell 5.3**). Det er registrert fire nye



Figur 5.2 *Fordelinga av epifyttar og naken bork på bjørkestammar i overvakingsområdet i Åmotsdalen i 1991-2006. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks over/oppå kvarandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on* Betula pubescens *trunks in the Åmotsdalen monitoring site in 1991-2006. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.*

Tabell 5.2 *Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammmen av bjørk i sju prøvefelt i Åmotsdalen. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Åmotsdalen monitoring site.*

	år/year	1	2	3	4	5	6	7	total felt 1-7
Busklav *fruticose lichens*	1991	28.0	25.5	25.5	12.0	18.1			21.8
	1996	31.8	23.2	31.2	24.0	23.5			26.8
	2001	35.9	25.2	32.3	26.7	22.5			28.5
	2006	39.1	27.9	34.5	31.7	25.5	40.0	22.2	31.6
Bladlav *foliose lichens*	1991	0.2	0.4	0.2	0.5	0.4			0.3
	1996	0.4	0.4	1.0	0.9	0.3			0.6
	2001	0.9	0.4	0.7	1.1	0.1			0.6
	2006	0.7	0.9	0.9	1.2	0.1	0.8	3.9	1.2
Skorpelav *crustose lichens*	1991	0.9		1.4	3.6	3.5			1.9
	1996	1.4	0.7	3.6	6.6	3.1			3.1
	2001	1.6	1.5	2.6	6.0	2.4			2.8
	2006	2.4	1.4	1.9	5.4	1.5	1.3	1.9	2.2
Sopp *fungi*	1996	8.0	5.4	4.7	11.2	3.8			6.6
	2001	11.0	7.4	6.1	16.5	8.1			9.8
	2006	12.6	5.9	5.4	7.0	12.3	10.1	5.1	8.3
Epifyttar totalt *total epiphytes*	1991	29.1	25.9	27.1	16.1	22.0			24.0
	1996	41.6	29.7	40.5	42.7	30.7			37.0
	2001	49.3	34.5	41.7	50.3	33.0			41.7
	2006	54.9	36.1	42.7	45.2	39.4	52.2	33.1	43.4
Bork *bare bark*	1991	71.6	74.3	73.2	83.9	78.2			76.2
	1996	59.7	71.9	61.8	59.7	71.3			64.9
	2001	52.5	66.5	59.8	51.2	68.1			59.6
	2006	46.6	65.5	59.1	56.5	61.4	49.5	69.5	58.3

skorpelavar i 2006, *Mycoblastus affinis*, *M. alpinus*, *Lepraria* sp. og *Cliostomum pallens*. Alle nye artsfunn av skorpelav er gjort som tilleggsartar i felt 7. Kollektar av ikkjelikenisert pyrenokarp sopp viser at minst to artar er representert på analysetrea i Åmotsdalen: *Cyrtidula hippocastani* (mest vanleg) og *Naetrocymbe punctiformis*.

Dei fleste artane er berre funne på eit fåtal av trea, og 32 takson er registrert på færre enn 10 % av trea. I alt 13 takson er funne på meir enn 60 % av trea. Snømållav, vanleg kvistlav, bristlav, gul stokklav og skorpelavgruppa *Lecanora* er alle funne på meir enn 90 % av trea. I tillegg er det registrert pyrenokarp, ikkjelikenisert sopp på 95 % av trea. Snømållav (13,4 %) og bristlav (12,8 %) er dei to artane med klart størst dekning (**tabell 5.3**). Vanleg kvistlav (3,38 %), gul stokklav (1,79 %) og *Lecanora symmicta* (2,05 %) er dei einaste andre lavartane med meir enn 1 % dekning. Ikkjelikenisert sopp dekkjer 8,3 %.

Epifyttdekninga i 2006 varierer mellom dei 7 prøvefelta, der felt 1 og felt 6 har høgast dekning (med respektive 54,9 % og 52,2 %), og felt 7 og felt 2 har lågast dekning (med 33,1 % og 36,1 %) (**tabell 5.2**).

Endring i epifyttvegetasjonen frå 1991-2006

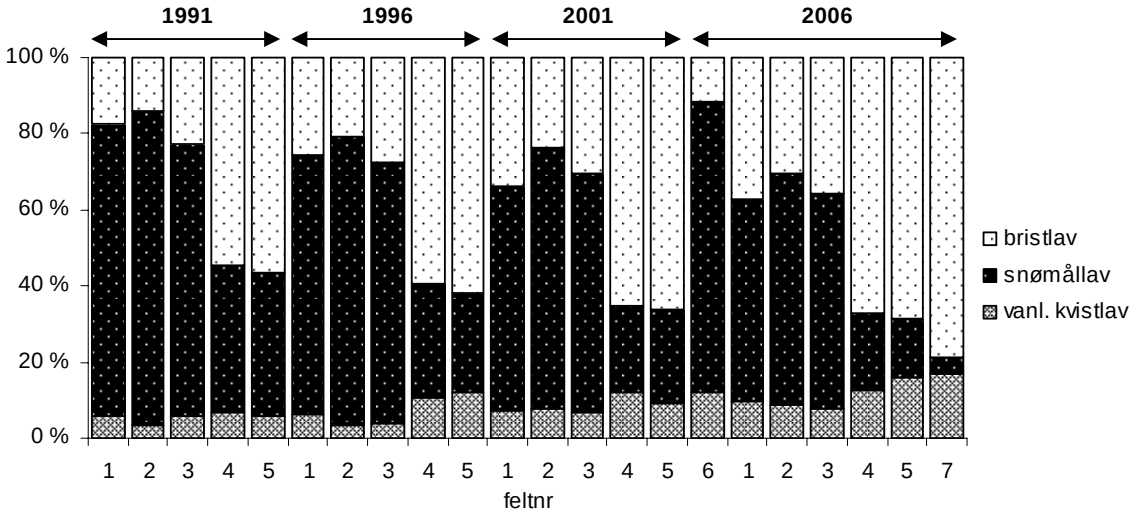
Den mest synlege endringa i epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i Åmotsdalen i perioden 1991-2006 er den totale auken av lavdekning frå 24 % til 43 % (**figur 5.2, tabell 5.2**). Totaldekninga av epifyttar endrar seg signifikant i løpet av heile perioden ($p<0,001$), men etter 1996 er ikkje endringa signifikant ($p=0,265$). Dekninga av bladlav har auka frå 22 % til 32 % ($p=0,045$). Dekninga av andre artsgrupper er om lag uendra mellom dei ulike registreringstidspunkta. Endringane for sopp (ikkje registrert i 1991) er ikkje signifikante ($p=0,169$), men varierer mykje innan felt og år (**tabell 5.2**).

Det er signifikant skilnad mellom dekninga i dei sju felta (p=0,005). Skilnader i dekning mellom felta gjenspeglar i stor grad høgdegradienten, der felta nede i dalen har mest lav, medan felta oppe mot skoggrensa har mindre lav. Alle dei fem opphavlege felta har hatt auke i dekning mellom dei fleste registreringsår. Unntaket er felt 4, som hadde ein svært kraftig auke frå 1991 fram til 2001 (frå 16 % til 50 %), men ein liten nedgang igjen i 2006 (til 45 %). For alle dei andre felta er dekninga i 2006 den høgaste som er registrert.

Førekomsten av bladlav varierer mellom felta (p=0,009), der felt 6 og felt 1 har høgast dekning medan felta 4, 5 og 7 alle har omlag like låg dekning (**tabell 5.2**). Også dekninga av skorpelav varierer signifikant mellom felta (p<0,001), men her er dekninga klart høgast i felt 4. Førekomsten av skorpelav reflekterer såleis ikkje klimagradienten oppover dalsida. Post hoc Tukey test viser at dekninga av borkbuande sopp ikkje varierer signifikant mellom felta (p=0,236).

På fellestre har det vore signifikant auke i total epifyttdekning gjennom perioden (p<0,001). Endringa var signifikant mellom 1991 og 1996 (p<0,001) og mellom 1996 og 2001 (p=0,001), men auken er ikkje signifikant etter 2001 (p=0,231). For bladlav er også auken signifikant gjennom perioden (p<0,001), og mellom kvart analyseår (hhv p<0,001; p=0,046; p=0,001). Auken i skorpelav var signifikant mellom dei første registreringane 1991 til 1996 (p=0,001), men har ikkje auka signifikant ved seinare registreringar (1996 til 2001: p=0,316; 2001 til 2006: p=0,475). Dekninga av busklav har auka svakt sidan første registrering i 1991, med endringa er ikkje signifikant (Friedman test; p=0,16).

Dominanstilhøvet mellom dei tre store bladlavane vanleg kvistlav, snømållav og bristlav har ikkje endra seg eintydig gjennom overvakingsperioden (**figur 5.3**). Tilhøvet mellom artane speglar høgdegradienten, slik at snømållav dominerer klart i dei høgastliggande felta og bristlav dominerer like klart lengre nede i gradienten. Vanleg kvistlav utgjer ein liten del av bladlavdekninga, men andelen er aukande.



Figur 5.3 *Innbyrdes fordeling (%) av dominerande bladlavartar (bristlav, snømållav, vanleg kvistlav) i sju prøvefelt i Åmotsdalen 1991-2006. Prøvefelta er plasserte etter sin posisjon i høgdegradienten. – Relative distribution (%) of foliose lichens (top to bottom:* Parmelia sulcata, Melanelia olivacea, Hypogymnia physodes*) in seven study plots in Åmotsdalen in 1991 - 2006. The plot sequence follows their position along the elevation gradient.*

Tabell 5.3 *Førekomst av epifyttar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvakingsområdet Åmotsdalen. – Occurrence of epiphytes found on trunks of Betula pubescens in seven study plots of the Åmotsdalen monitoring site (artsgruppe – species group, vitskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).*

			frekvens					**dekning**				
artsgruppe/			**felt 1-5**				**1-7**	**felt 1-5**				**1-7**
vitskapeleg namn	**kode**	**norsk namn**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2006**	**1991**	**1996**	**2001**	**2006**	**2006**
Mosar												
Bryophyta	Mose	Mosar				5	4				x	x
Bladmosar												
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose				3	11				x	x
Hypnum cupressiforme	Hypn cup	Matteflette					2					x
Polytrichum sp.	Polytriz	Bjørnemose					2					x
Levermosar												
Barbilophozia lycopodioides	Barb lyc	Gåsefotskjeggmose					2					x
Frullania dilatata	Frul dil	Hjelmblæremose				3	7				x	x
Busklav												
Alectoria nigricans	Ale nigr	Jervskjegg					4					0.01
Alectoria ochroleuca	Ale ochr	Rabbeskjegg	11	15	18	13	13	x	x	x	0.02	0.02
Alectoria sp.	Alectorz	Skjegglav					2					0.01
Bryocaulon divergens	Bry dive	Fjelltagg					2					x
Bryoria fuscescens	Bry fusc	Mørkskjegg	11	8	15	15	11	0.06	0.05	x	x	x
Bryoria simplicior	Bry simp	Buskskjegg	94	88	83	65	64	0.25	0.41	0.34	0.43	0.82
Bryoria sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	14	23	40	48	54	0.02	0.11	0.17	0.20	0.21
Cetraria islandica	Cet isla	Islandslav					2					x
Cladonia fimbriata	Cla fimb	Melbeger				5	4				x	x
Cladonia rangiferina/stygia	Cla rang	Grå reinlav/ Svartfotreinlav					2					x
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav			3	8	14			x	x	x
Flavocetraria nivalis	Cet niva	Gulskinn			3	5	5			x	x	x
Usnea lapponica	Usn lapp	Pulverstry	11	5	8	10	9	x	x	x	x	x
Usnea sp.	Usneaz	Strylav	91	83	88	80	77		0.01	0.12	0.11	0.14
Usnea subfloridana	Usn subf	Piggstry	3	3				x	x			
Bladlav												
Cetraria sepincola	Cet sepi	Bjørkelav	3	3			5	x	x			x
Hypogymnia austerodes	Hyp aust	Seterlav	6	5	10	10	9	x	x	x	x	x
Hypogymnia farinacea	Hyp fari	Sukkerlav					4					0.01
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanleg kvistlav	94	75	90	90	93	1.09	1.73	2.25	3.17	3.38
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav	20	25	35	40	45	x	0.03	0.02	0.05	0.07
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	9	5	5	13	11	x	x	x	x	x
Melanelia exasperata	Mel exaa	Vortebrunlav		3	3	3	2		0.01	0.01	0.01	0.01
Melanelia olivacea	Mel oliv	Snømållav	100	100	98	93	95	13.98	13.78	13.25	12.89	13.35
Melanelia sp.	Melanelz	Brunkrinslav		5	5	3	4		x	x	x	x
Parmelia omphalodes	Par omph	Brun fargelav	3			3	2	x			x	x
Parmelia saxatilis	Par saxa	Grå fargelav		3	10	8	9		x	x	x	x
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	100	100	100	100	98	5.83	9.25	11.24	13.94	12.83
Parmelia sulcata/saxatilis	Par/sulc	Bristlav/Grå fargelav					2					x
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	100	98	98	90	93	0.87	1.85	1.63	1.57	1.79
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav	26	45	53	48	63	x	x	x	x	0.02
Platismatia glauca	Pla glau	Vanleg papirlav	3	3	3	3	7	x	x	x	x	x
Tuckermannopsis chlorophylla	Cet chlo	Vanleg kruslav	3	15	25	20	23	0.01	0.03	0.02	0.05	0.06
Vulpicida pinastri	Vul pina	Gullroselav	74	73	78	68	70	0.03	0.06	0.07	0.05	0.05

(tabellen held fram på neste side)

Tabell 5.3 *(forts.)*

artsgruppe/ vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens felt 1-5 1991	1996	2001	2006	frekvens 1-7 2006	dekning felt 1-5 1991	1996	2001	2006	dekning 1-7 2006
Skorpelav												
Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt		8	15				x	0.02		
Buellia chloroleuca	Bue chlo				3					x		
Buellia disciformis	Bue disc	Bleik bønnelav		3	3	3	9		x	x	x	0.01
Candelariella sp.	Candelaz	Egglav	3		3	3	4	x		x	x	x
Cliostomum pallens	Bia pall						2					x
Lecanora circumborealis	Lca circ	Bjørkekantlav		3	8	8	14		x	x	x	x
Lecanora fuscescens coll.	Lca/fusc		97	95	100	100	95	0.06	0.12	0.13	0.13	0.18
Lecanora symmicta	Lca/symm	Halmkantlav	100	100	100	93	88	1.84	2.96	2.67	2.39	2.05
Lecidea pullata	Lci pull		57	38	55	90	84	x	x	x	x	x
Lepraria sp.	Leprariz	Mellav					9					x
Micarea sp.	Micareaz	Ei puslelav-slekt			3	3	2			x	x	x
Mycoblastus affinis	Myc affi						2					x
Mycoblastus alpinus	Myc alpi	Fjellblodlav					2					x
Ochrolechia androgyna	Och andr	Grynkorkje	3	3	3	8	7	x	x	x	x	x
Ochrolechia frigida	Och frig	Fjellkorkje										
Ochrolechia microstictoides	Och micr				3					x		
Ochrolechia sp.	Ochrolez	Korkje	6		3			x		x		
Pycnora leucococca	Hyp leuc		6	5	3	3	4	x	x	x	x	x
Pyrrhospora cinnabarina	Pyr cinn	Sinoberlav			8	8	7			x	x	x
Trapeliopsis flexuosa	Tra flex				3					x		
Sopp												
Hystericum pulicare	Hys puli			5	8	10	14		x	x	x	x
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikkje-likenisert sopp		88	100	93	95		6.62	9.80	8.62	8.29
Bork												
Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	100	100	76.25	64.89	59.60	57.83	58.30

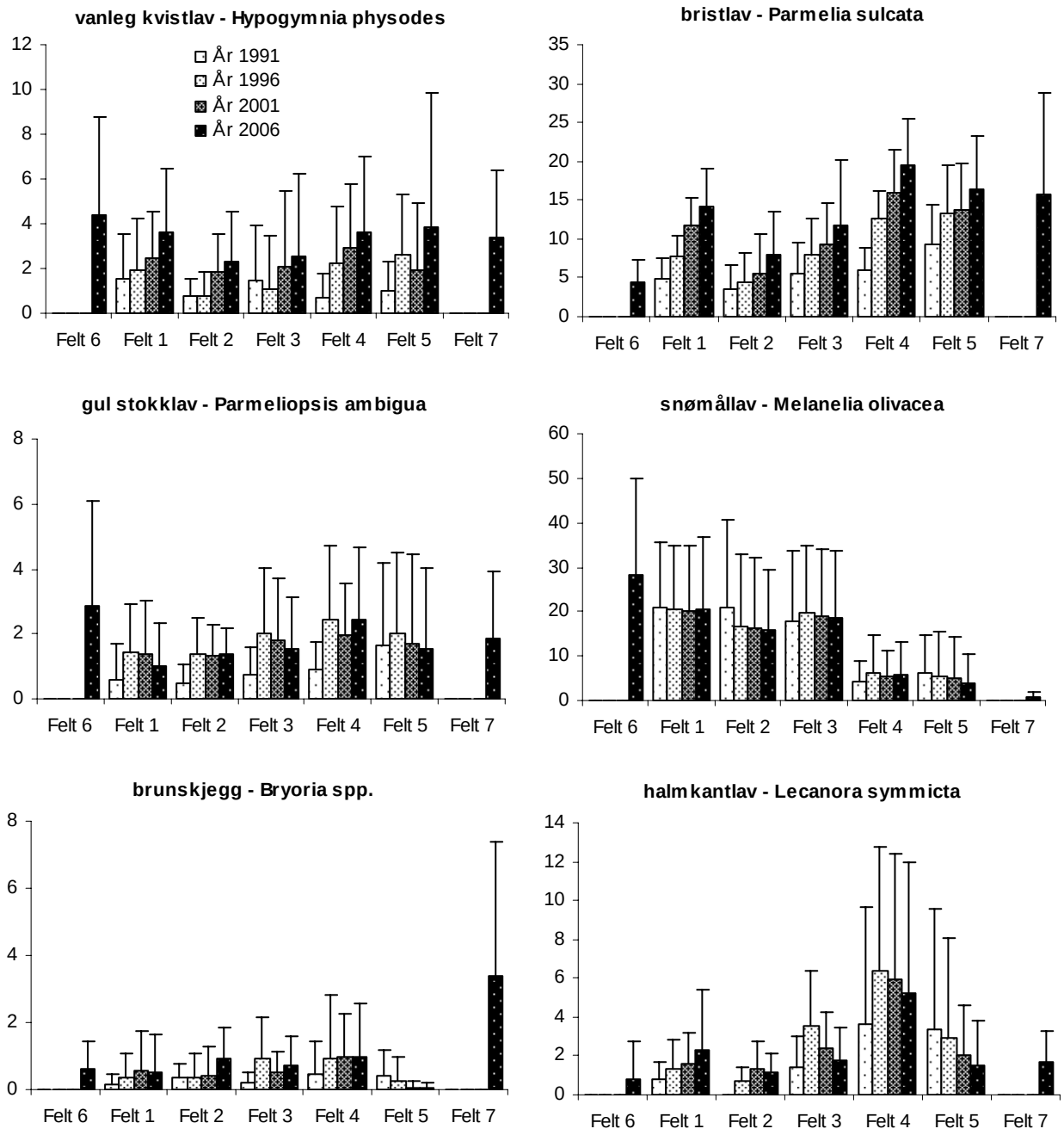
Endring for enkeltartar

Snømållav er ein vanleg art på bjørk i Åmotsdalen og er registrert på 95 % av trea. Mengden av snømållav har ikkje endra seg signifikant gjennom perioden (Kruskal-Wallis; p=0,895), og det har heile tida vore om lag 13-14 % dekning. Det er imidlertid store skilnader mellom felta (Kruskal-Wallis; p<0,001), der felt 1, 2, 3 og 6 har mykje meir snømållav enn felt 7, 4 og 5 (**figur 5.4**).

Bristlav er også ein vanleg art i felta, registrert på 98 % av trea. Det har vore ein signifikant auke i mengda av bristlav sidan registreringane starta (p<0,001). Auken er registrert mellom alle registreringstidspunkta, frå 5,8 % i 1991 opp til 12,83 % i 2006. I tillegg er det også signifikante skilnader mellom felta, der felt 4 har mest bristlav og felt 2 og felt 6 har minst (**figur 5.4**).

Vanleg kvistlav er registrert på dei aller fleste trea i undersøkingsområdet (93 %), men finst i små mengder. Mengda vanleg kvistlav har auka noko over tid, frå 1,1 % i 1991 til 3,38 % i 2006, og auken er signifikant (Kruskal-Wallis; p=0,003). Det er stor variasjon i dekning mellom trea innan same felt, og skilnaden i dekning av vanleg kvistlav mellom felta er ikkje signifikant (Kruskal-Wallis; p= 0,149).

Gul stokklav er registrert på 93 % av trea, men finst i små mengder. Dekning av gul stokklav har auka svakt over tid, frå 0,9 % i 1991 til 1,8 % i 2006, men endringa er ikkje signifikant (Kruskal-Wallis; p=0,025). Det er heller ingen signifikant skilnad i dekning mellom felta (Kruskal-Wallis; p=0,293).



Figur 5.4 *Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av vanleg kvistlav, bristlav, gul stokklav, snømållav, brunskjegg og halmkantlav på bjørkestammar i sju overvakingsfelt i Åmotsdalen i 1991-2006. – Mean cover and standard deviation of* Hypogymnia physodes, Parmelia sulcata, Parmeliopsis ambigua, Melanelia olivacea, Bryoria *spp. and* Lecanora symmicta *on* Betula pubescens *trunks at seven sites in the Åmotsdalen monitoring site in 1991-2006.*

Skorpelavslekta **Lecanora** er svært vanleg i området. Fleire artar er registrert, men arten halmkantlav (*L. symmicta*) er einaste med over 1 % dekning. Denne arten har hatt stabil dekning (mellom 1,8 % og 3 %) gjennom alle år (Kruskal Wallis; p=0,059). Det er signifikante skilnader mellom felta (Kruskal Wallis; p<0,001), der dekninga er høgast i felt 4, medan felt 6 og 2 har lågast dekning.

I analysane blir artane i slekta **brunskjegg** samla i ei gruppe. Det er registrert brunskjegg på mange tre i området, og dekninga er oppimot 1 % (**tabell 5.3**). Det er ein svak skilnad mellom felta (Kruskal Wallis; p=0,12), men dette skuldast i hovudsak det store talet på brunskjegg i felt 7. Det er ikkje endring i dekning av brunskjegg over tid (p=0,385).

Endringar i skjegglav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis av treet opp til øvste takseringsline viser at det er klart fleire i 2006 i høve til tidlegare år. I 2006 vart det registrert i snitt 17,4 individ per tre mot 8,3 i 2001 (**tabell 5.4**). Denne kraftige auken skuldast det svært store talet på brunskjegg i felt 7 (i snitt 60 individ per tre). Snittet for felt 1-5 i 2006 er på 10,6 individ, som er ein svak auke i høve til 2001. Snittlengda per individ er også lengre i 2006 (2,2 cm) enn tidlegare år (1,6 cm i 2001 og 1,7 cm i 1996). Også dette skuldast at individa i felt 7 er klart lengre enn i dei andre felta. Det lengste registrerte individet vart funne i felt 7 og var 12 cm langt. Snittlengda for felt 1-5 i 2006 er 1,5 cm, om lag som ved tidlegare registreringar (**tabell 5.4**).

Tabell 5.4 *Hengande artar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvakingsområdet Åmotsdalen i 1991-2006. – Hanging species found on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Åmotsdalen monitoring site in 1991-2006*

		År	1	2	3	4	5	6	7	totalt
Skjegglav *Alectoria* spp.	Gjenomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1991			0.1		0.1			0.1
		1996			0.1		0.1			0.1
		2001		0.1	0.3		0.1			0.1
		2006			0.3			0.1	0.3	0.1
	Gjenomsnittleg lengde (cm)/*mean length (cm)*	1991			4.0		4.0			4.0
		1996			4.0		5.0			4.5
		2001		1.0	2.5		1.0			1.8
		2006			3.0			2.0	1.5	2.2
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1991			4		4			4
		1996			4		5			5
		2001		1	4		1			4
		2006			5			2	2	5
Brunskjegg *Bryoria* spp.	Gjenomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1991	4.4	2.6	3.1	3.1	2.0			3.1
		1996	5.4	7.1	10.0	14.9	3.4			8.2
		2001	6.9	10.6	8.5	12.8	2.6			8.3
		2006	6.3	20.1	8.3	12.4	5.9	9.5	59.8	17.4
	Gjenomsnittleg lengde (cm)/*mean length (cm)*	1991	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0			1.0
		1996	1.6	2.1	1.6	1.5	2.0			1.7
		2001	1.4	1.9	1.4	1.5	1.4			1.6
		2006	1.6	1.9	1.4	1.6	1.1	1.4	2.8	2.2
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1991	1	1	1	1	1			1
		1996	1	1	1	1	2			8
		2001	1	2	1	1	2			10
		2006	1	1	1	2	3	1	2	12
Strylav *Usnea* spp.	Gjenomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1991	1.1	2.6	1.6	2.1	2.1			1.9
		1996	1.8	2.4	0.8	1.9	0.8			1.5
		2001	2.0	2.8	1.0	2.1	0.9			1.8
		2006	3.1	3.5	1.3	2.4	0.5	1.4	8.4	2.9
	Gjenomsnittleg lengde (cm)/*mean length (cm)*	1991	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0			1.0
		1996	1.4	1.3	1.2	1.3	1.8			1.4
		2001	1.3	1.5	1.1	1.4	1.9			1.4
		2006	1.3	1.4	1.4	1.7	2.8	1.3	2.2	1.8
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1991	1	1	1	1	1			1
		1996	3	3	2	3	4			4
		2001	3	3	2	3	5			5
		2006	4	3	3	5	4	3	5	5

Tabell 5.5 *Gjennomsnittleg dekning og prosentvis andel skadd lav for tre lavartar på bjørkestammar i sju prøvefelt i Åmotsdalen overvakingsområde 1991-2006. – Mean cover (dekning) and percentage damaged lichens (skadd) for 3 lichen species on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Åmotsdalen monitoring site 1991-2006.*

		Prøvefelt/*plot*															
		1		**2**		**3**		**4**		**5**		**6**		**7**		**totalt**	
Art/*species*	**år/*yr***	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**
Snømållav *Melanelia olivacea*	1991	21.0	1.0	20.8	19.0	17.7	5.7	4.3	0.0	6.2	4.2					14.0	7.7
	1996	20.5	8.6	16.6	18.3	19.9	13.8	6.3	3.8	5.6	25.6					13.8	13.4
	2001	20.2	7.2	16.4	18.5	19.0	9.3	5.6	10.4	5.1	15.3					13.3	11.5
	2006	20.3	21.7	16.1	23.9	18.6	21.5	5.8	13.2	3.7	27.2	28.2	42.5	0.8	18.7	13.3	28.0
Bristlav *Parmelia sulcata*	1991	4.8	0	3.5	3.3	5.6	5.8	6.0	0	9.3	0					5.8	1.5
	1996	7.8	8.8	4.5	7.7	8.0	5.9	12.6	8.1	13.3	8.6					9.3	7.9
	2001	11.7	1.4	5.6	0.7	9.3	0	15.9	5.5	13.7	6.1					11.2	3.4
	2006	14.1	6.4	8.0	0	11.7	6.7	19.4	7.7	16.5	3.6	4.4	1.0	15.8	5.3	12.8	5.2
Gul stokklav *Parmeliopsis ambigua*	1991	0.6	13.8	0.5	0	0.7	0	0.9	0	1.6	0					0.9	1.9
	1996	1.4	3.2	1.4	0	2.0	0	2.4	0	2.0	5.0					1.8	1.6
	2001	1.4	0	1.3	0	1.8	0	2.0	2.9	1.7	3.9					1.6	1.5
	2006	1.0	0	1.4	0	1.5	3.4	2.4	0	1.5	2.7	2.9	0	1.8	7.7	1.8	1.9

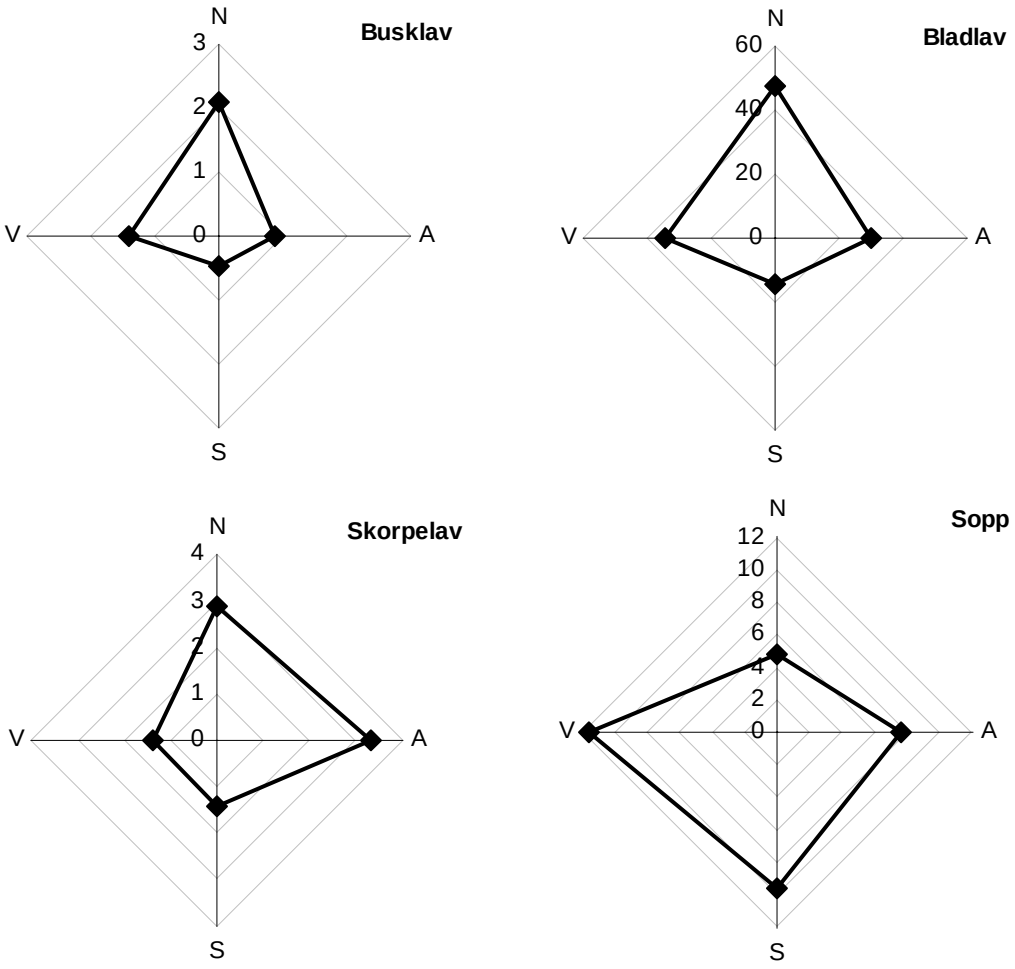
Av andre hengande artar vart det i 2006 registrert 2,9 individ av strylav per tre mot 1,8 i 2001. Dei aller fleste individa vart registrert i felt 7 (snitt på 8,4 individ per tre), medan snittet for felt 1-5 er på 2,2 som også er høgare enn tidlegare år. Det vart også registrert 0,1 individ av slekta skjegglav per tre, og dette er same mengde som er funne ved alle registreringstidspunkt. Skjegglav vart registrert i felt 3, 6 og 7 i 2006.

Skadd lav

Det vart registrert skade på lavartane snømållav, vanleg kvistlav og bristlav i Åmotsdalen i 2006. Fordelinga mellom skadd og frisk lav har endra seg over tid (Chi kvadrat; $p<0,001$). Skadeandelen har variert noko, men er høgare i 2006 enn ved tidlegare registreringar. Andelen skadd snømållav har auka jamt gjennom heile perioden frå 1991 (7,7%) til 2006 (28%). Dei nyetablerte felta har større andel skadd snømållav enn dei opphavlege, men det er auke i skadd lav også om berre dei fem opphavlege felta blir samanlikna (**tabell 5.5**). Andelen skadd gul stokklav er uendra sidan 1991 (Chi kvadrat; $p=0,954$). Skadeandelen på bristlav har variert ein god del mellom år, men det er registrert ein auke i andel skadd lav ($p<0,001$). Registreringane i felt 6 og 7 påverkar ikkje hovudresultata i nokon spesiell retning for nokon av artane.

Eksposisjon

Registreringane frå 2006 viser at artsgruppene fordeler seg noko ulikt i høve til stammeeksposisjon (**figur 5.5**). Bladlavane dominerer fullstendig i Åmotsdalen, og saman med busklavane prefererer dei nordsida av trea. Skorpelavane finst i små mengder hovudsakleg på nord- og austsida på trea, medan det er mest borkbuande sopp på sør- og vestsida. Skorpelav og sopp ser ut til å vekse der det er ledig plass utan bladlav.



Figur 5.5 *Snitt dekning av busklav, bladlav, skorpelav og sopp på alle bjørkestammar analysert i overvakingsområde Åmotsdalen 2006, fordelt på stammeeksposisjonar. – Mean cover of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), and fungi (sopp) on different aspects of birch trunks on all monitoring threes in Åmotsdalen monitoring site 2006.*

Kjemiske analysar

pH i bjørkenever varierte mellom 3,62 og 4,29 med ein median på 3,97 (**tabell 5.6**). Dette er signifikant høgare enn ved tidlegare målingar (Friedman test; p<0,001).

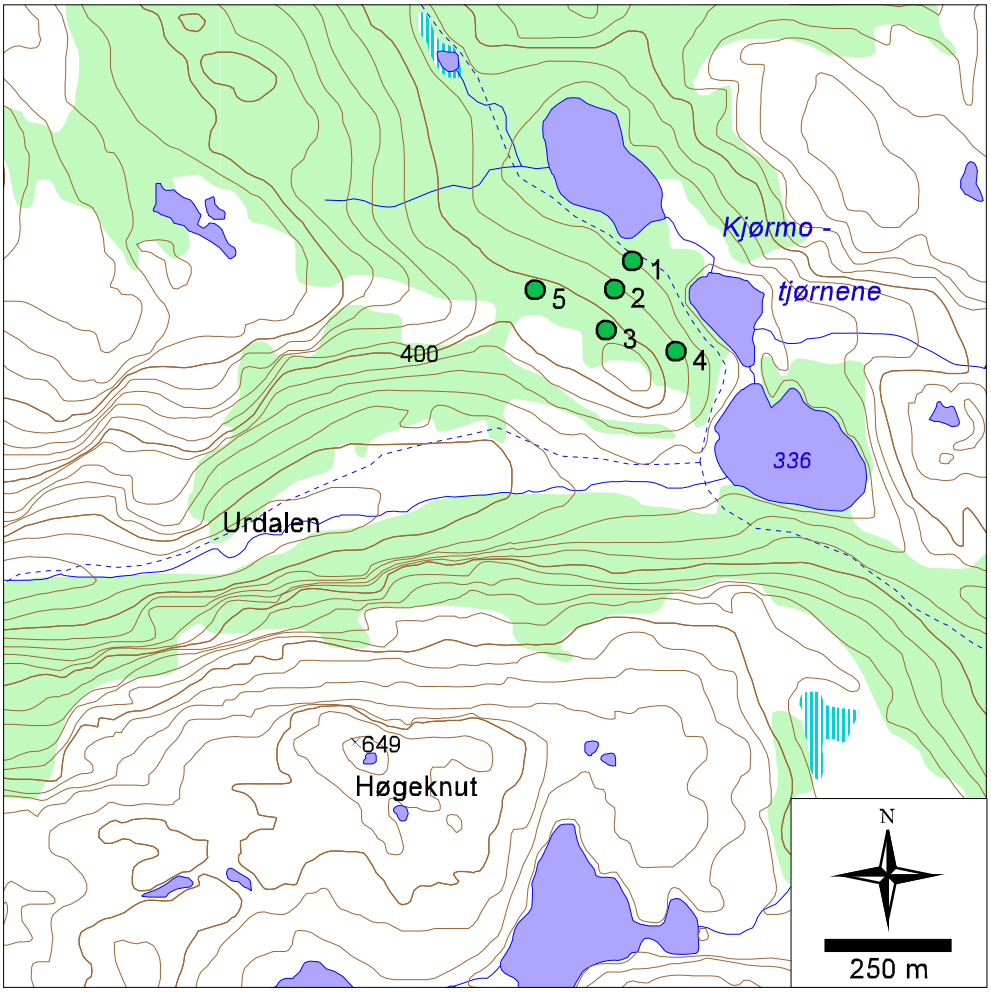
Tabell 5.6 *pH i bjørkenever frå sju prøvefelt i Åmotsdalen overvakingsområde. – pH in bark of* Betula pubescens *from seven study plots in Lund monitoring site.*

År/*year*	1	2	3	4	5	6	7	Median	Min	Max
1991	3.5	3.8	3.6	3.6	3.4			3.6	3.4	3.8
1996	3.3	3.2	3.5	3.2	3.3			3.3	3.2	3.5
2001	3.5	3.8	3.7	3.6	3.9			3.7	3.5	3.9
2006	4.0	4.0	4.2	4.3	3.8	3.6	4.0	4.0	3.6	4.3

5.3 Resultat frå Lund

Prøvefelta og undersøkingstrea
Overvakingsområdet Lund (**figur 5.6**) ligg i Lund kommune, Rogaland fylke, kartblad 1312 III Ørsdalsvatnet, og er i privat eige. Prøvefelta for epifyttisk lav ligg i ei nordaustvendt li sørvest for Kjørmotjørnan med 20 m høgdeforskjell mellom felta, frå 370 til 410 m o.h. Lia har samanhengande og høgvaksen bjørkeskog med innslag av andre treslag som rogn, osp og furu, klassifisert som blåbærskrubbærtypen av blåbærbjørkeskog. Det beitar noko sau i Urddalen. Grunneigaren driv også med lyngbrenning; det var sist brent i Urddalen våren 1996, og det er planer for ny brenning i 2007.

Det vart totalt analysert 40 tre i 2006. Dette inkluderer 31 av dei trea som opphavleg vart lagt ut i 1991, og dei fem suppleringstrea som vart lagt ut i 1995. I tillegg har det vore nødvendig å supplere i alt 4 tre som har vore hogd i løpet av heile overvakingsperioden (**vedlegg 5.1b**). Det var problematisk å finne att felta og undersøkingstrea. GPS-posisjonar for felta var mangelfulle, og algeveksten på trea hadde dekt over dei gule malingsflekkane og delvis også kartnålene. I tillegg var dei aller fleste fastmerka og pinnane som markerte midtpunkt i felta forsvunne. Etter ein del leiting vart alle felta funne, og nøyaktig GPS-posisjon er no vel dokumentert. Trass i store nedbørsmengder i løpet av feltperioden vart feltarbeidet gjennomført som planlagt.



Figur 5.6 *Kart som viser plasseringa av fem prøvefelt i overvakingsområdet Lund. – Postion of five study plots in Lund monitoring site.*

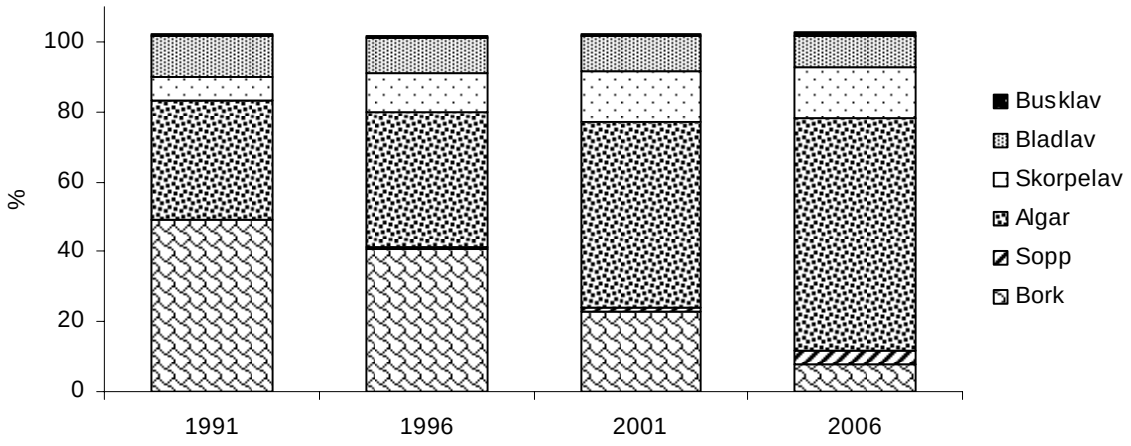
Tabell 5.7 *Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i fem prøvefelt i Lund. Gjennomsnitt av 7 tre i 1991 og 8 tre i 1996, 2001 og 2006, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Lund monitoring site. Mean of 7 trees in 1991 and 8 trees in 1996, 2001 and 2006, with standard deviation.*

	prøvefelt/site					
år/year	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt/mean**
	trehøgde/tree height (m)					
1991	9,6 ± 1,0	11,1 ± 0,9	11,9 ± 0,5	10,9 ± 0,9	12,4 ± 0,7	11,2 ± 1,2
1996	12,3 ± 1,1	11,6 ± 1,4	12,4 ± 0,5	11,2 ± 1,8	12,0 ± 1,6	11,9 ± 1,4
2001	12,7 ± 1,4	11,9 ± 1,7	-	-	-	12,3 ± 1,5
2006	13,1 ± 1,1	12,6 ± 1,3	11,8 ± 2,3	11,8 ± 2,1	12,3 ± 2,1	12,3 ± 1,9
	omkrets/circumference (cm)					
1991	47 ± 7	41 ± 6	45 ± 5	45 ± 6	46 ± 4	45 ± 6
1996	48 ± 7	42 ± 5	45 ± 6	47 ± 6	47 ± 3	46 ± 6
2001	48 ± 7	43 ± 5	46 ± 6	48 ± 6	47 ± 3	46 ± 6
2006	49 ± 8	44 ± 5	49 ± 7	50 ± 7	48 ± 3	48 ± 6

Det har vore ein svak auke i snitt stammeomkrins gjennom perioden frå 45 til 48 cm, men endringa gjennom perioden er ikkje signifikant (p=0,072). Det er signifikant skilnad i omkrins mellom felta (p=0,002), men det er særleg felt 2 som skil seg ut med noko grannare tre enn dei andre felta (**tabell 5.7**). Høgdemålingane på trea i Lund er noko ufullstendige ettersom det ikkje vart målt høgde i tre av felta i 2001. Eksisterande målingar viser at trea har vorte signifikant høgare gjennom åra (p<0,001) frå eit snitt på 11,2 m i 1991 til 12,3 m i 2001 og 2006. Det er ikkje signifikant skilnad i høgde mellom felta (p=0,095).

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2006

Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Lund i 2006 var på 94,7 % (**figur 5.7, tabell 5.8**). Algar utgjer 66,6 % av dekninga og er såleis den heilt dominerande artsgruppa på bjørkestammane. Skorpelav er den lavgruppa som har størst dekning (14,3 %), bladlav dekkjer 9 %, medan busklav, sopp og bladmosar også er representert på stammene. Summen av epifyttvegetasjon og naken bork er noko over 100 %, ettersom artane i blant veks over kvarandre.



Figur 5.7 *Fordelinga av epifyttar og naken bork på bjørkestammar i overvakingsområdet i Lund i 1991-2006. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks over/oppå kvarandre. – Distribution of algae (algar), fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on* Betula pubescens *trunks in the Lund monitoring site in 1991-2006. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.*

Det er registrert totalt 36 takson på undersøkingstrea i 2006 (**tabell 5.9**). Dette er nokon fleire enn tidlegare år, og talet på takson har auka noko for kvar registrering. Dei aller fleste nye takson er bladmosar. Ved basis av trea veks det gjerne mose. Det kan være vanskeleg å avgjere når mosar skal registrerast som epifyttiske i overgangen til skogsbotn, og dette kan truleg forklare noko av dette resultatet. Det er registrert fem nye skorpelavartar i 2006, og dei fleste artane er registrert på fleire tre. Dei nye artane er kornbønnelav, bjørkekantlav, *Lecanora fuscescens* coll., *Lepraria incana* og *Micarea prasina.* Skorpelaven *Ochrolechia microstictoides* og busklaven elghornslav har vore registrert alle tidlegare år, men er ikkje funne i 2006.

Epifyttdekninga i 2006 varierer noko mellom dei 7 prøvefelta, og felt 4 har 85,2 % dekning, medan dei andre felta har mellom 93,4 % og 99,8 % (**tabell 5.8**).

Endring i epifyttvegetasjonen frå 1991-2006

Den klart mest synlege endringa i epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i Lund i perioden 1991-2006 er den kraftige auken i algedekning frå 34 % i 1991 til 66,6 % i 2006 (**figur 5.7, tabell 5.8**). Totaldekninga av epifyttar aukar også signifikant mellom kvart registreringsår ($p<0,001$). Årsaka til dette er den kraftige auken i algevekst gjennom perioden ($p<0,001$). Parvis samanlikning av kvart analysetidspunkt (post hoc Tukey-test) syner at auken ikkje var signifikant mellom 1991 og 1996 ($p=0,258$), men har etter dette auka signifikant mellom kvar registrering ($p<0,001$). Det er skilnad mellom algedekning i dei ulike felta ($p<0,001$), med minst dekning i felt 5 (45,7 %) og mest i felt 1 (76,9 %).

Tabell 5.8 *Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammmen av bjørk i fem prøvefelt i Lund. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of* Betula pubescens *in five study plots of the Lund monitoring site.*

	år/year	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav *fruticose lichens*	1991	0	0	0.3	0.7	2.3	0.7
	1996	0	0	0.1	0.7	2.0	0.6
	2001	0	0	0.3	1.0	2.7	0.8
	2006	0.04	0	0.7	0.5	3.4	0.9
Bladlav *foliose lichens*	1991	9.8	6.0	5.3	6.7	29.5	11.5
	1996	7.8	8.5	5.8	7.4	20.3	10.0
	2001	5.8	9.5	5.7	8.5	19.7	9.8
	2006	5.0	7.6	2.8	8.4	21.1	9.0
Skorpelav *crustose lichens*	1991	7.0	8.6	3.4	7.1	6.6	6.5
	1996	15.8	12.3	5.5	12.3	10.8	11.4
	2001	17.5	17.6	5.9	19.3	12.1	14.5
	2006	15.2	12.7	8.2	21.3	14.3	14.3
Algar *algae*	1991	44.2	31.2	46.3	29.6	18.5	34.0
	1996	40.8	31.1	54.4	37.5	28.9	38.5
	2001	54.1	48.4	60.9	55.9	46.4	53.1
	2006	76.9	73.8	71.7	64.8	45.7	66.6
Bladmosar/*bryophytes*	2006	0.05	0	0	0	0	0.01
Sopp *fungi*	1996	1.2	0.6	0	0	0.2	0.4
	2001	1.8	1.2	2.0	0.6	0.1	1.2
	2006	2.6	1.8	10.0	4.2	0.7	3.8
Epifyttar totalt *total epiphytes*	1991	61.0	45.8	55.4	44.2	57.0	52.7
	1996	65.6	52.5	65.9	57.9	62.1	60.8
	2001	79.1	76.7	74.9	85.3	81.0	79.4
	2006	99.8	95.9	93.4	99.2	85.2	94.7
Bork *bark*	1991	41.4	56.3	44.7	56.5	48.2	49.4
	1996	34.8	47.6	36.2	43.3	41.4	40.7
	2001	21.6	25.4	26.0	19.6	22.7	23.1
	2006	1.7	5.1	7.2	4.3	21.8	8.0

Tabell 5.9 *Førekomst av epifyttar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt innan overvakingsområdet Lund. – Occurrence of epiphytes found on trunks of* Betula pubescens *in five study plots of the Lund monitoring site (artsgruppe – species group, vitskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).*

artsgruppe/ vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens				dekning			
			1991	1996	2001	2006	1991	1996	2001	2006
Bladmosar										
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose		5	38	40		x	x	x
Hypnum cupressiforme	Hypn cup	Matteflette				3				x
Orthotrichum speciosum	Orth spe	Duskbustehette				5				0.01
Plagiothecium undulatum	Plag und	Kystjamnemose			5	8			x	x
Polytrichastrum formosum	Pola for	Kystbinnemose				3				x
Polytrichum sp.	Polytriz	Bjørnemose				3				x
Rhytidiadelphus loreus	Rhyt lor	Kystkransmose				5				x
Levermosar										
Lophozia longidens	Loph lon	Hornflik				3				x
Lophozia sp.	Lophoziz	Flikmose			3				x	
Lophozia ventricosa	Loph ven	Grokornflik				3				x
Ptilidium pulcherrimum	Ptil pul	Barkfrynse			3				x	
Busklav										
Cladonia chlorophaea	Cla chlo	Pulverbrunbeger			3				x	
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav	54	63	83	85	0.62	0.52	0.81	0.91
Cladonia squamosa	Cla squa	Fnaslav			3				x	
Pseudevernia furfuracea	Pse furf	Elghornslav	11	10	5		0.05	0.04	x	
Bladlav										
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanleg kvistlav	97	100	93	88	3.59	3.70	4.14	3.56
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav	9	5			x	x		
Parmelia saxatilis	Par saxa	Grå fargelav	54	73	68	63	0.83	0.90	0.83	1.00
Parmelia sp.	Parmelaz	Fargelav				3				0.01
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	11			3	0.28			x
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	69	75	73	65	0.13	0.21	0.22	0.31
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav		5	3	5		x	x	0.01
Platismatia glauca	Pla glau	Vanleg papirlav	83	88	78	70	6.65	5.18	4.66	4.11
Platismatia norvegica	Pla norv	Skrukkelav	3				x			
Skorpelav										
Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt	29	38	13	10	0.51	0.28	0.08	0.03
Buellia griseovirens	Bue gris	Kornbønnelav				3			x	0.03
Fuscidea cyathoides	Fus cyat	Klipperandlav	9	15	8	8	0.12	0.06	0.06	0.08
Fuscidea praeruptorum	Fus prae		17	55	65	10	0.26	0.69	0.86	0.32
Lecanora "subfusca"	Lca/subf			3	13	15		x	0.05	0.16
Lecanora circumborealis	Lca circ	Bjørkekantlav				5				0.01
Lecanora fuscescens coll.	Lca/fusc					10				0.04
Lecanora sp.	Lecanorz	Kantlav	3		3	3	x		0.03	x
Lecanora symmicta	Lca/symm	Halmkantlav			15				0.22	
Lecidea sp.	Lecideaz		6				x			
Lepraria caesioalba	Lep caes		6	15			0.26	0.35		
Lepraria incana	Lep inca					5				0.02
Lepraria sp.	Lepraria	Mellav	9	25	40	45	0.05	0.11	0.22	0.17
Micarea lignaria	Mic lign			38	35	50		0.11	0.12	0.18
Micarea peliocarpa	Mic peli			8	3	3		x	x	x
Micarea prasina	Mic pras					3				0.02
Micarea sp.	Micareaz	Ei puslelav-slekt			15	5			x	x
Mycoblastus affinis	Myc affi		9	3			0.04	0.06		
Mycoblastus fucatus	Myc fuca		97	100	100	100	4.77	9.55	12.72	13.14
Mycoblastus sanguinarius	Myc sang	Vanleg blodlav		10	8	8		0.04	0.09	0.09
Mycoblastus sp.	Mycoblaz	Blodlav	29	8	15		0.20	x	0.01	
Ochrolechia androgyna	Och andr	Grynkorkje	3	3		3	0.12	0.06		
Ochrolechia androgyna B	OchBandr			10	5			0.01	x	
Ochrolechia microstictoides	Och micr		14	10	3		0.21	0.03	0.02	
Ochrolechia sp.	Ochrolez	Korkje			3				x	
Algar										
Aerophytic algae, total	Algar	Algar, totalt	97	100	100	100	33.97	38.53	53.12	66.58
Sopp										
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikkje-likenisert sopp		35	75	80		0.40	1.15	3.85
Tremella licenicola	Tre lice				3				x	
Bork										
Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	93	49.39	40.67	23.05	8.00

Dekninga av bladlav og busklav har ikkje endra seg mellom dei ulike registreringsåra (Kruskal-Wallis; hhv p=0,850 og p=0,764). Det er ein signifikant skilnad i bladlavdekning mellom felta (Kruskal-Wallis; p<0,001). Dette skuldast svært høg dekning i felt 5 (om lag 20 % alle åra), medan dei andre felta har ei bladlavdekning på under 10 % ved alle registreringstidspunkt. Også dekninga av busklav varierer signifikant mellom felta (Kruskal-Wallis; p<0,001) der felt 5 skil seg ut med høgare dekning enn dei andre felta (**tabell 5.8**). Det har vore ein signifikant auke i skorpelavdekninga for heile perioden (p<0,001), men auken kom mellom dei to første analysetidspunkta. Auken er ikkje signifikant mellom 1996 og 2006 (p=0,10). Det er også ein signifikant skilnad mellom felta for dekning av skorpelav (p<0,001), der felt 3 har minst (5,8 %) og felt 4 har mest (15,3 %). Sopp vart ikkje registrert i 1991, men dekninga har auka etter 1996 (p<0,001) frå 0,4 % til 3,8 % i 2006. Det er noko skilnad mellom felta (p=0,033) frå felt 3 (10 %) til felt 5 (0,7 %).

På fellestre har det også vore ein signifikant auke av epifyttvegetasjonen over tid (p<0,001), og endringane er signifikante mellom kvart analysetidspunkt. Det er ikkje signifikant skilnad i epifyttdekning på fellestre mellom felta (p=0,327). Algedekninga har auka signifikant (p<0,001), men den store auken tok til etter 1996. Auken mellom 1991 og 1996 var ikkje signifikant (p=0,413). Skilnaden mellom felta er signifikant, og felt 5 har minst algar, medan felt 3 har mest. Dekninga av skorpelav har auka gjennom prosjektet, men ser ut til å ha stabilisert seg dei seinare åra. Auken var signifikant fram til 2001 (p<0,001), men ikkje mellom 2001 og 2006 (p=0,704). Dekninga av bladlav og busklav har ikkje endra seg signifikant over tid (Friedman; hhv p=0,515 og p=0,067).

Det er ikkje registrert hengande artar på nokon av trea i forsøksfelta i Lund.

Endringar i enkeltartar

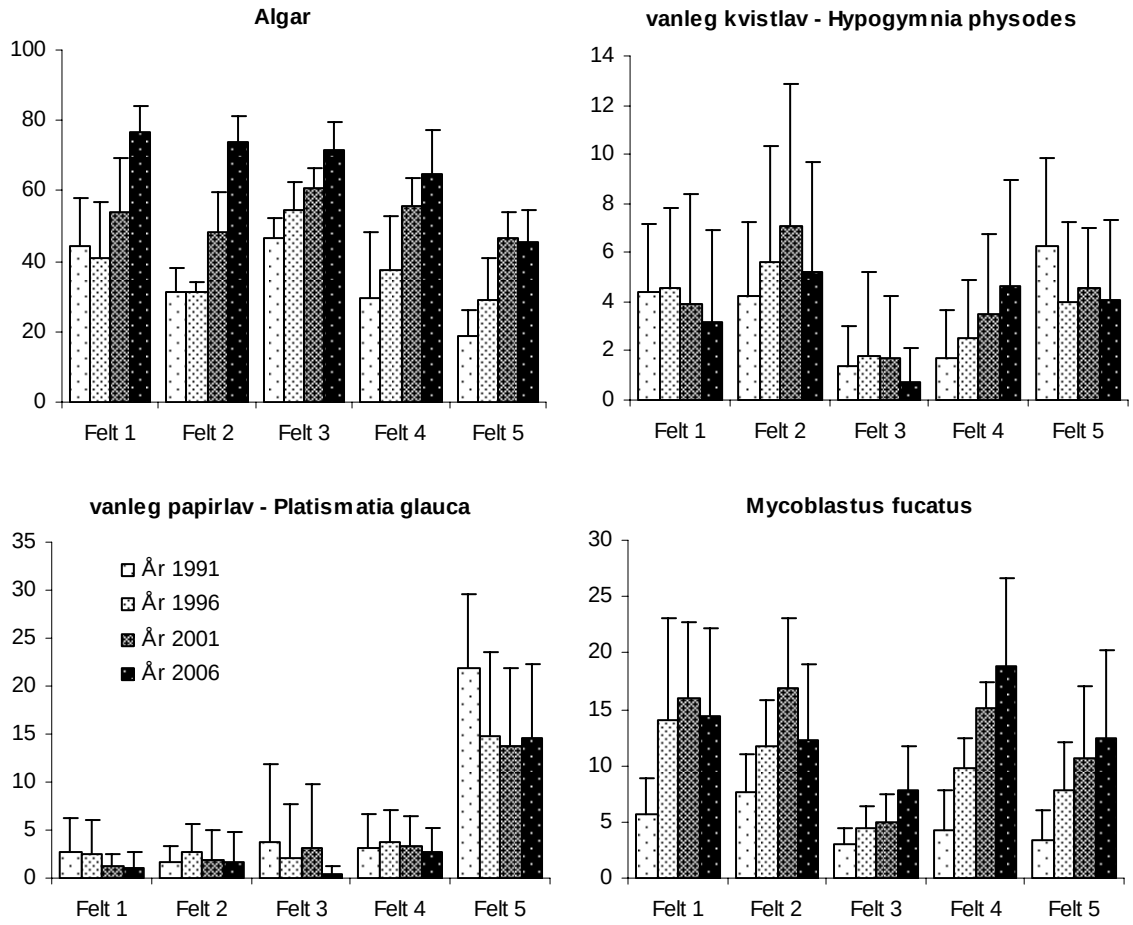
Vanleg papirlav er funne på 70% av trea i 2006, og har hatt ein svak og jamn nedgang i frekvens gjennom perioden (**tabell 5.9**). Dekninga av papirlav har gått svakt tilbake over år, men nedgangen er ikkje signifikant (Kruskal-Wallis; p=0,440). Det er ein signifikant skilnad mellom felta (Kruskal-Wallis; p<0,001), noko som skuldast klart høgare dekning av papirlav i felt 5 enn resten av felta (**figur 5.8**).

Vanleg kvistlav er funne på 88% av trea i 2006. I høve til registreringane i 1991 og 1996 er vanleg kvistlav blir mindre vanleg i Lund (**tabell 5.9, figur 5.8**). Dekning av vanleg kvistlav ligg på om lag 4%, og er ikkje signifikant endra over tid (Kruskal-Wallis; p=0,894). Det klaraste utviklingstrekket for vanleg kvistlav er den store auken i skadeomfang, som var nede i 28,5% i 1996, men er heilt oppe i 61,6% i 2006. Dekning av vanleg kvistlav varierer signifikant mellom felta (Kruskal-Wallis; p<0,001), der dekninga er lågast i felt 3 og høgast i felt 2.

Skorpelaven ***Mycoblastus fucatus*** er funne på alle trea i Lund i 2006 og er også den lavarten som har høgast dekning (**tabell 5.9)**. Dekninga har totalt sett auka over tid (p<0,001), men er uendra mellom 2001 og 2006 (p=0,985). Mellom dei to siste registreringane har arten auka i dekning i nokre av felta og minka i andre (**figur 5.8**). Det er også ein signifikant endring i dekning mellom felta, og *M. fucatus* har lågast dekning i felt 3.

Skadd lav

Det vart registrert skade på artane vanleg kvistlav, grå fargelav, gul stokklav og vanleg papirlav i Lund i 2006 (**tabell 5.10**). Skadeomfanget er generelt svært høgt i Lund, men utviklinga varierer noko mellom artane. Vanleg kvistlav har fått klart auka skadeomfang over tid (Chi-kvadrat; p<0,001), frå 42,5 % i 1990 til 61,6 % av dekninga i 2006. Skadeomfanget på vanleg papirlav har gått ned over tid (Chi-kvadrat; p<0,001). I 1991 var all vanleg papirlav registrert som skadd. Truleg har mange av desse individa døydd, og det er etablert nye individ som framleis er små og som truleg dermed ikkje enno har fått skader i like stort omfang. Same utviklingstrend har også gul stokklav, der bortimot alle registreringane var skadd i 1990, medan det no har kome til enkelte nye, friske individ. Grå fargelav har noko mindre skadeomfang i 2006 enn tidlegare år. Gul stokklav og grå fargelav er begge artar med under 1 % dekning i området (**tabell 5.9**).



Figur 5.8 *Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av algar, vanleg kvistlav, papirlav og skorpelaven* Mycoblastus fucatus *på bjørkestammar i fem overvakingsfelt i Lund i 1991-2006. – Mean cover and standard deviation of algae,* Hypogymnia physodes, Platismatia glauca *and* Mycoblastus fucatus *on* Betula pubescens *trunks at five sites in the Lund monitoring site in 1991-2006.*

Eksposisjon

Algane er så dominerande i Lund at dei har høgare dekning enn alle andre artsgrupper på alle sider av trestammane. Det er mest algar på nord- og på austsida av trea (**figur 5.9**). Skorpelav er den mest dominerande av lavgruppene, og saman med sopp prefererer dei tydeleg sørsida av stammane. Bladlavane har ein viss preferanse for vestsida av trea. Busklavane, som utgjer ein liten del av totaldekninga, ser ut til å preferere nord- og austsida av trestammane.

Skadd bladlav fordeler seg jamt rundt treet, i høve til fordelinga av artsgruppa generelt. Skadd busklav er registrert på aust- og vestsida av stammen, og ikkje på nordsida, der den største førekomsten av busklav er registrert.

Dersom data frå alle år blir samanlikna, er det tydeleg at algane aukar jamt på alle sider av trea. Skorpelavane var tidlegare jamt fordelt på alle sider, men har hatt ein klar framgang på sørsida og tilbakegang på nordsida av trea.

Tabell 5.10 *Gjennomsnittleg dekning og prosentvis andel skadd lav for fire lavartar på bjørkestammar i fem prøvefelt i Lund overvakingsområde 1991-2006. – Mean cover (dekning) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of* Betula pubescens *in five study plots of the Lund monitoring site 1991-2006.*

		Prøvefelt/*plots*											
		1		**2**		**3**		**4**		**5**		**totalt**	
Art/*species*	**År/*year***	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**
Vanleg kvistlav *Hypogymnia physodes*	1991	4.4	48.5	4.2	32.9	1.4	89.9	1.7	53.9	6.3	31.0	3.6	42.5
	1996	4.5	50.9	5.6	15.6	1.8	15.7	2.5	41.4	4.0	17.7	3.7	28.2
	2001	3.9	92.0	7.1	58.9	1.7	57.8	3.5	39.8	4.6	34.2	4.1	56.5
	2006	3.2	71.0	5.2	88.3	0.7	81.5	4.6	43.9	4.0	36.7	3.6	61.6
Grå fargelav *Parmelia saxatilis*	1991	2.3	78.3			0.1	100.0	1.3	91.0	0.4	85.0	0.8	83.4
	1996	0.6	75.9	0.2	72.5	1.9	90.2	0.6	55.1	1.2	60.8	0.9	75.1
	2001	0.6	78.2	0.5	85.8	1.0	84.6	1.0	95.3	1.1	40.5	0.8	74.8
	2006	0.6	75.8	0.4	75.6	1.4	30.8	0.6	39.1	2.0	32.2	1.0	41.0
Gul stokklav *Parmeliopsis ambigua*	1991	0.4	100.0	0.1				0.1	100.0	0.1	100.0	0.1	90.8
	1996	0.2	24.6					0.7	10.1	0.2		0.2	11.0
	2001	0.1	100.0	0.2				0.6		0.2		0.2	8.8
	2006	0.2		0.3	43.2	0.1		0.4	11.8	0.5	46.2	0.3	27.6
Vanleg papirlav *Platismatia glauca*	1991	2.7	100.0	1.8	96.1	3.7	100.0	3.2	100.0	21.9	100.0	6.6	99.8
	1996	2.5	98.3	2.7	41.0	2.1	80.3	3.7	87.1	14.9	95.9	5.2	87.9
	2001	1.2	100.0	1.8	86.3	3.0	73.3	3.4	80.2	13.8	66.9	4.7	72.9
	2006	1.0	100.0	1.7	100.0	0.5	82.4	2.8	82.6	14.6	82.0	4.1	84.5

Kjemiske analysar

Analyse av pH i bjørkenever frå 15 tre i 2006 viste verdiar mellom 4,4 og 4,6 med ein median på 4,5 (**tabell 5.11**). Parvis samanlikning mellom kvart analysetidspunkt (post Hoc Tukey-test) viser at dette er signifikant høgare enn analysane frå 1991 og 2001 (p<0,001), men på nivå med målingane frå 1996 (p=0,931).

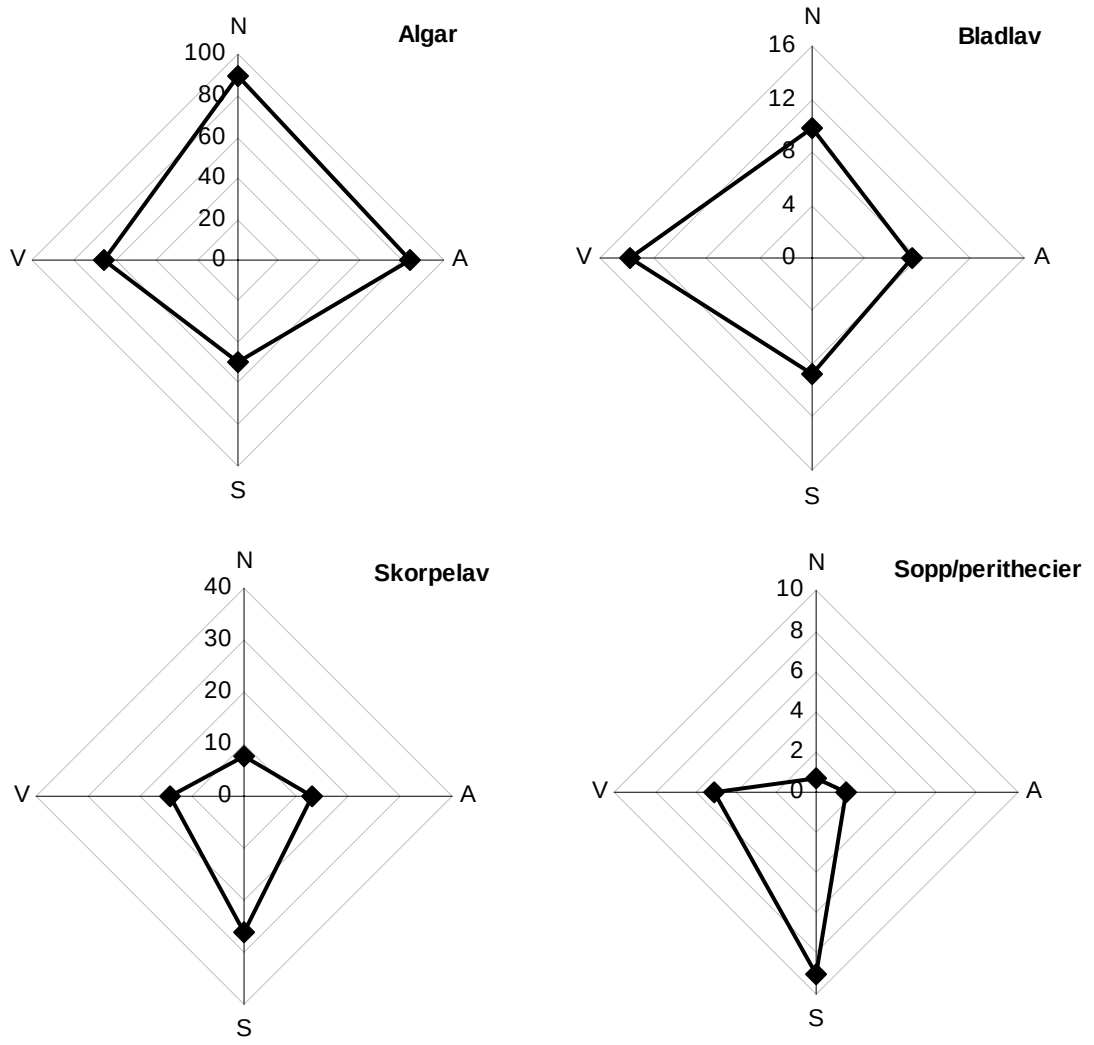
Tabell 5.11 *pH i bjørkenever frå fem prøvefelt i Lund overvakingsområde. – pH in bark of* Betula pubescens *from five study plots in Lund monitoring site.*

	Prøvefelt/*plots*							
År/*year*	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Median**	**Min**	**Max**
1991	4.1	4.1	4.1	4.0	4.1	4.1	4.0	4.1
1996	4.3	4.6	4.7	4.5	4.4	4.5	4.3	4.7
2001	4.1	4.1	4.4	4.2	4.1	4.1	4.1	4.4
2006	4.5	4.6	4.6	4.4	4.5	4.5	4.4	4.6

5.4 Diskusjon

Endringar i epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen

Det er registrert ein del endringar i epifyttvegetasjonen på bjørk i Åmotsdalen i perioden 1991-2006. Det klaraste utviklingstrekket er auken i totaldekning av lav, som spesielt skuldast auke i bladlav. Den totale dekninga er bortimot dobla i høve til første registrering. Det vart lagt ut to nye felt i 2004, for å forlenge den lokale klimagradienten i overvakinga. Registreringane i desse to felta påverka delvis totalresultata, samstundes som dei utlikna kvarande i høve til lavmengder og endringar for enkeltartar. Dei nye felta representerer ytterpunkta i kvar sin ende av gradienten. Den kraftige auken i totalførekomst av hengande artar skuldast at feltet nedst i dalen har svært stor dekning av hengande lavartar.



Figur 5.9 *Snitt dekning av algar, skorpelav, bladlav og sopp på alle bjørkestammar analysert i overvakingsområde Lund 2006, fordelt på stammeeksposisjonar. – Mean cover of algae (algar), crustose lichens (skorpelav), foliose lichens (bladlav) and fungi (sopp) on different aspects of birch trunks on all monitoring threes in Lund monitoring site 2006.*

Det er registrert ein auke i dekning av vanleg kvistlav i Åmotsdalen. Vanleg kvistlav er rekna som svakt varmekjær, og auken går att i mange av TOV-områda (sjå til dømes Hagen et al. 2006). Klimadata frå området syner ein temperaturauke i høve til normalen dei seinare åra. I Nederland er det registrert endringar i lavfloraen som blir tilskrive effekten av temperaturauke dei siste 10-15 åra (van Herk et al. 2002). Utviklinga i Nederland dei siste åra har gått i retning av ein meir varme- og næringskrevjande lavvegetasjon (van Herk 1999, van Herk et al. 2002). Auken i bladlavdekning som er registrert i Åmotsdalen, passar inn i dette mønsteret. Fleire andre TOV-område opplever parallelt med dette ein nedgang i dekning av snømållav (Bruteig & Wilmann 2004). I Åmotsdalen er det ikkje registrert ein tilsvarande nedgang. Dette kan skuldast at det framleis er relativt låg lavdekning på bjørk i Åmotsdalen, og at konkurransen mellom artar truleg er låg. Framgang av artar som aukar pga gunstige klimatilhøve, treng såleis ikkje gå ut over dekninga til andre artar. Vanleg kvistlav har framleis låg dekning i høve til dei to dominerande lavartane snømållav og bristlav, og det kan synest som om bristlav er den arten som best representerer det svakt varmekjære elementet i dette området.

Endringar i epifyttvegetasjonen i Lund

Det er markant endring av epifyttvegetasjonen i Lund frå 1991 til 2006. Det har vore kraftig auke i algevekst på trestammane, og algar dominerer fullstendig epifyttvegetasjonen i området. Algeveksten har auka mellom alle registreringstidspunkt i Lund, og sjølv om det er noko skilnad mellom felta, er det no ein eintydig algedominans i heile området. Inntrykket av grønt algebelegg er eit slåande førsteinntrykk på bjørkeskogen i området.



Eit av undersøkingstrea frå Lund. Algevekst dominerer nordsida av dei fleste trea. Foto: Dagmar Hagen

Den auka algeveksten skuldast truleg eit samspel mellom fleire forhold. Høge verdiar av langtransportert nitrogen i nedbør fører til ein gjødslingseffekt som kan gje epifyttisk algevekst (Bobbink et al. 2003). Reduksjon i svovelinnhaldet i nedbøren dei siste tiåra (Aas et al. 2006) kan ha medverka til auke i pH i borken. I tillegg viser klimadata at temperaturen har auka i denne delen av landet, og nedbørsmengden har låge litt over normalen (sjå kapittel 2). Sidan våren 2003 har óg antall døgn med nedbør i hovudsak låge over gjennomsnittet for dei siste 20 åra (data frå Meteorologisk institutt). Både endringane i forureiningssituasjonen og klimatilhøva verkar i retning auka algevekst. Dette samsvarer også med auken i mosedekket som er registrert i Lund og andre overvakingsområde i perioden (jf kap. 3.4 og 4; R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004b).

Det er lite lav på trea i Lund, og det er skorpelavane som dominerer lavvegetasjonen. Det finst ingen hengande artar og svært lite busklav, noko som truleg skuldast tidlegare eksponering for sur nedbør, saman med den kraftige algeveksten som tek opp plassen på trestammane. Både algar, lav og mosar prefererer nordsida av trea, der det er minst innstråling og mest stabilt og fuktig lokalklima (Barkman 1958, Smith 1982). Auken av algevekst går i liten grad ut over totaldekning av lavartar, men reduserer mengda naken bork.

Det er registrert stor mengde skadd lav i området. Fleire artar har hatt svært høg skadeandel gjennom heile perioden. Vanleg kvistlav har ein klar auke i skadeandel, medan vanleg papirlav og gul stokklav har hatt ein svak nedgang i skadeandel. Nedgangen skuldast truleg at dei gamle skadde individa har døydd og ramla av, og at det er etablert nye individ. Desse små individa har enno friske lobar, men dersom forureininga i området har akkumulativ effekt kan det forventast at desse individa etterkvart også blir skadd. Dersom individa døyr medan dei er små vil det over tid bli mindre og mindre lav i området. Nyrekruttringa kan stanse opp ettersom individa ikkje er store nok til å spreie seg vegetativt, eller i stand til å produsere sporar. I små doser er nitrogen gunstig for veksten av dei fleste lavartane, samtidig som dette medfører auka konkurranse mellom individa. Næringstilgangen kan svekke konkurranseevna, spesielt for surborksartar som vanleg papirlav, gul stokklav, grå fargelav og vanleg kvistlav (van Herk 1999). Dette er

artar som er tilpassa å vekse på sur bark, til dømes bjørk, i næringsfattige miljø. Dersom det foregår ei eutrofiering i Lund, og denne utviklinga held fram, kan vi forvente ein reduksjon i lavdekning i tida framover. I eutrofierte miljø i Storbritannia og Nederland er det registrert at surborksartane forsvinn og at det seinare kjem ein invasjon av nitrofile (næringskrevjande) artar (van Herk 1999, Wolseley et al. 2006). I Lund kan den store dekninga av algar truleg forhindre slik etablering av nitrofile artar.

Dekninga av skorpelav har auka over tid, men auken har stagnert dei seinare åra. Samstundes er registrert at skorpelavane blir pressa bort frå nordsida av trea og til sørsida, der det er minst algar. Den klart vanlegaste lavarten i Lund er skorpelavarten *Mycoblastus fucatus* (syn. *M. sterilis*). Dette er ein art som trivst best med noko høgare næringsverdiar (nitrogen) enn vanleg papirlav, gul stokklav, grå fargelav og vanleg kvistlav (Wirth 1991). Dette kan medverke til at *M. fucatus* klarer seg betre enn dei fleste andre lavartane. Skorpelav er generelt mindre utsett for luftforureining enn blad- og busklav, ettersom dei sitt heilt inntil borken og såleis er mindre eksponert (Ferry et al. 1973). Dersom trenden med auka algedekning held fram, vil truleg skorpelavane også bli fortrengt frå sørsida av stammene ettersom dette er einaste rommet som framleis er ledig for fortsatt algeekspansjon.

Konklusjon
Dekninga av epifyttar på bjørkestammar har auka i begge områda. I Åmotsdalen gjeld auken i hovudsak bladlav, medan det i Lund har vore ein kraftig auke i algedekning. Auken i epifyttdekning samsvarar med det som er funne i fleire av dei andre TOV-områda og med den registrerte auken av skogsmosar i dei same områda. Dette kan truleg relaterast til auke i temperatur og nedbør som er målt i områda dei siste tiåra. Algeveksten i Lund blir i tillegg relatert til langtransportert nitrogenforureining i nedbør.

Vedlegg 5.1a Undersøkingstrea i Åmotsdalen

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

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår					Merknad
101	338	6.3	35	5.5	91	96	01		05	Toppskaden har lækja seg sjølv
102	334	9.8	35	8.0	91	96	01		05	
103	188	10.6	36	6.0	91					Hogd (1996)
104	14	5.7	52	6.0	91	96	01		05	Sørsida av treet flassar sterkt
105	175	9.0	58	7.0	91	96	01		05	
106	260	6.3	42	8.5	91	96	01		05	
107	270	9.6	44	7.5	91	96	01		05	
108	40	2.9	37	6.5		96	01		05	
109	122	6.6	45	7.0		96	01		05	Treet flassar mykje
201	262	7.3	39	7.0	91					Hogd (1996)
202	275	2.3	41	5.5	91	96	01		05	Over linja er det fuglereir
203	305	5.6	40	7.5	91	96	01		05	
204	3	2.8	37	5.0	91					Hogd (1996)
205	371	7.8	35	5.5	91	96	01		05	Borehol av insekt i borken
206	292	9.9	45	8.0	91	96	01		05	
207	164	4.2	45	6.5	91	96	01		05	
208	5	3.1	51	7.0		96	01		05	
209	25	9.1	39	6.0		96	01		05	
210	332	4.9	30	7.5		96	01		05	
301	7	10.0	38	7.5	91	96	01		05	Treet flassar
302	276	6.3	36	9.0	91	96	01		05	Treet flassar
303	270	7.1	41	8.0	91	96	01		05	Treet flassar
304	38	8.5	44	5.0	91	96	01		05	Tørr topp
305	334	9.2	34	8.0	91	96	01		05	
306	155	7.8	37	5.5	91	96	01		05	Lita krone. Stort sår på S-sida
307	100	4.2	42	7.5	91	96	01		05	
308	100	4.6	33	5.5		96	01		05	
401	36	8.8	40	7.5	91	96	01		05	
402	280	5.7	41	7.0	91	96	01		05	Tørr topp. Borehol i bork
403	346	7.5	41	7.0	91	96	01		05	
404	90	5.1	43	8.0	91	96	01		05	
405	134	5.0	38	8.0	91	96	01		05	
406	227	9.0	47	8.0	91	96	01		05	
407	306	1.2	34	7.0	91	96	01		05	
408	110	5.8	32	7.5		96	01		05	
501	260	4.9	40	8.5	91	96	01		05	Treet flassar sterkt
502	140	10.0	40	7.0	91	96	01		05	
503	218	2.6	49	7.5	91	96	01		05	Treet flassar sterkt
504	252	8.5	45	9.5	91	96	01		05	Treet flassar
505	264	9.1	36	6.0	91	96	01		05	
506	185	5.0	45	8.5	91	96	01		05	Treet flassar
507	375	9.3	47	8.5	91	96	01		05	
508	138	6.7	33	7.5		96	01		05	
601	0	3.6	36	5.5				04	05	
602	30	6.3	30	5.0				04	05	
603	50	9.3	23	4.5				04	05	Sliteskader etter snø
604	153	5.1	24	4.0				04	05	
605	280	9.1	39	3.5				04	05	
606	310	7.4	40	5.5				04	05	
607	350	4.6	41	6.0				04	05	
608	370	4.9	37	5.5				04	05	
701	16	6.2	76	14.0				04	05	
702	25	6.0	48	12.5				04	05	
703	28	10.6	70	13.0				04	05	
704	30	4.3	53	13.0				04	05	Treet flassar
705	310	8.1	51	11.5				04	05	
706	366	9.7	62	13.0				04	05	Treet flassar mykje
707	370	9.3	59	12.5				04	05	
708	376	10.6	65	12.5				04	05	Treet flasser mykje

Vedlegg 5.1b Undersøkingstrea i Lund

Data om undersøkingstrea i Lund. Retning (g) og avstand (m) frå fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøgde (m) og analyseår. – Data of the investigation trees at the Lund monitoring area: Direction (g) and distance (m) from the site´s central point, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøgde	Analyseår				Merknad
101	6	3.8	43	11	91	96	01	06	
102	13	2.8	60	14	91	96	01	06	
103	57	9.9	35	12	91	96	01	06	Har svært lita krone
104	90	9.2	56	14	91	96	01	06	
105	127	6.5	46	14	91	96	01	06	
106	146	10	50	13	91	96	01	06	
107	204	8.9	55	14	91	96	01	06	
108	103	8.1	47	12.5		96	01	06	
201	66	8.9	44	11.5	91	96	01	06	
202	82	5.1	40	12.5	91	96	01	06	
203	148	5.6	42	10.5	91	96	01	06	
204	178	6.6	44	12	91	96	01	06	Liten knekk i toppen, frodig likevel
205	210	4.2	50	14.5	91	96	01	06	
206	322	6.5	51	14	91	96	01	06	
207	8	5.8	36	12	91	96	01	06	
208	204	3.9	47	13.5		96	01	06	
301	50	9.4	38	7	91	96	01		Ser ut til å ha døydd ei stund før 2006. Knekt topp, ståande, ustødig
302	98	6.5	53	8	91	96	01		Ser ut til å ha døydd ei stund før 2006. Knekt topp, ståande, ustødig
303	220	6.1	40	12	91	96	01	06	
304	350	7.4	52	13	91	96	01	06	
305	202	5.3	49	13.5	91	96	01	06	
306	190	8.1	50	13	91	96	01	06	
307	154	9.2	55	12.5	91	96	01	06	
308	50	9.4	43	13		96	01	06	
309	125	11	58	13.5				06	
310	325	5.9	48	12				06	
401	76	9.5	38	12	91	96	01	06	
402	165	1.4	45	10.5	91	96	01	06	
403	170	9.4	54	13	91	96	01	06	
404	172	8.8	44	10	91	96	01	06	
405	194	7.2	57	12.5	91	96	01	06	
406	114	3.6	47	7.5	91	96	01		Dødt, knekt i toppen, ståande. Truleg vore dødt i fleire år før 2006
407	250	7.4	58	14	91	96	01	06	
408	200	6.6	48	14		96	01	06	
409	320	8.5	58	13				06	
501	30	8	43	13	91	96	01	06	
502	46	1.1	52	11	91	96	01	06	Er bøyd i toppen, men intakt
503	54	8.1	41	12	91	96			Treet var dødt før 1996
504	108	4.2	50	14	91	96	01	06	
505	232	8.4	48	8	91	96	01	06	Hovudtoppen knekt. Treet lever, men er i dårleg forfatning.
506	324	7.2	46	11.5	91	96	01	06	Hovudtoppen knekt.
507	128	6.1	46	12.5	91	96	01	06	Truleg ein liten toppknekk
508	75	5.7	48	14		96	01	06	
509	348	5.8	49	14.5		96	01	06	

Vedlegg 5.2a Epifyttregistrering i Åmotsdalen 2006

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

	Kodenamn	Å101	Å102	Å104	Å105	Å106	Å107	Å108	Å109	Å202	Å203	Å205	Å206	Å207	Å208	Å209	Å210	Å301	Å302	Å303	Å304	Å305	Å306	Å307	Å308	Å401	Å402	Å403	Å404	Å405	Å406	Å407
Mosar	Mose						x										x															
Bladmosar	Dicranuz												x																			
	Hypn cup																															
	Polytriz																															
Levermosar	Barb lyc																															
	Frul dil											x																				
Busklav	Ale nigr																															
	Ale ochr																				0.9	x						x		x		
	Alectorz																															
	Bry dive																															
	Bry fusc																		x		x									x	x	
	Bry simp	3.3	0.6		x	x		x	x	2.0	x		x	1.6	x		x	x	2.3	1.0						x	x	0.6	x	0.5	4.8	0.6
	Bryoriaz	x		x	x		x					x		0.4	1.7	0.5	1.2					x	1.1	x	1.3			0.6				0.6
	Cet isla																															
	Cet niva																				x											
	Cla fimb						x																	x								
	Cla rang																															
	Cladoniz												x																x	x		
	Usn lapp			x														x												x		
	Usneaz	x	1.8	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	0.5	x	x	x		x				x	x	x	x	0.8	1.1
Bladlav	Cet chlo	x								0.5				x	0.8				x	x								x			0.9	
	Cet sepi																															
	Hyp aust			x								x																x				
	Hyp fari																															
	Hyp phys	2.4	4.7	6.0	8.9	3.6	2.3		0.9	1.2	x	0.6	2.1	5.7	3.8	x	4.8	0.5	1.8	10.1	x	6.3	1.6		x	x	3.5	5.2	4.5		7.3	8.7
	Hyp tubu	x				x	x	x		x				x				1.3	x	x	x							0.5			x	
	Ims aleu		x						x							x												x	x			
	Mel exaa																														0.4	
	Mel oliv	31.0	21.4	16.6		49.4	29.2	15.1	x	35.4	2.1	7.6	1.9	20.3	34.2	16.9	10.1	31.5		x	22.6	37.1	4.3	22.0	31.2	4.2	1.0	1.7		11.5	7.0	21.1
	Melanelz																															
	Par ambi	x	1.7	0.4	4.0		0.9	0.5	0.4	1.1	x	0.6	2.2	2.2	1.7	1.5	1.9		1.2	4.0	0.5	1.2	1.6	3.8		1.1	1.9	7.5	3.0	1.6		2.3
	Par hype		x			x	x	x		x		x	x	x	x	x	x	x		x	x			x				x		x		
	Par omph																											x				
	Par saxa	x																				x							x			
	Par sulc	9.1	22.9	19.0	14.2	9.3	9.9	13.4	15.0	17.8	5.0	4.6	4.6	8.6	7.2	2.0	14.3	10.0	11.2	13.1	31.5	8.3	5.3	8.9	4.9	18.4	20.5	18.6	18.8	15.0	17.1	14.1
	Par/sulc																															
	Pla glau																														x	
	Vul pina	x	x	x	0.4			x	0.5	x		x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x			1.2
Skorpelav	Bia pall																															
	Bue disc																															
	Candelaz					x																										
	Hyp leuc																											x				
	Lca circ														x			x							x							
	Lca/fusc	x	x	x	0.7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2.0	x	x	x	0.5	x	x	0.5	x	0.5	x	0.6	x	x	x	x
	Lca/symm	9.1	1.2	0.8	4.6	2.0		0.5	0.5	0.5	3.0	0.6	0.9	0.9	1.3		2.0	x	2.9		1.9	4.6	x	1.9	2.9	1.6	1.5	2.2	2.1	21.0	6.4	1.2
	Lci pull	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Lepraria																															
	Micareaz					x																										
	Myc affi																															
	Myc alpi																															
	Och andr	x					x																									
	Pyr cinn														x					x									x			
Sopp	Hys puli								x																							
	Perith	20.9		4.8	35.0	14.7	7.3	15.7	2.4		8.4	3.5	12.7	x	0.9	13.1	8.5	5.3	7.4	14.0	6.5	4.1	x	1.5	4.4	1.0	2.9		13.7	3.2	15.1	8.9
Bork	Bork	25.9	48.7	53.7	32.6	22.6	51.4	55.9	82.1	43.0	81.5	82.6	75.6	65.6	49.7	66.0	59.7	51.7	74.3	59.7	36.6	42.0	86.5	64.4	57.9	73.3	69.2	64.3	58.9	48.3	43.9	45.6

Vedlegg 5.2a (forts.)

	Kodenavn	Å501	Å502	Å503	Å504	Å505	Å506	Å507	Å508	Å601	Å602	Å603	Å604	Å605	Å606	Å607	Å608	Å701	Å702	Å703	Å704	Å705	Å706	Å707	Å708
Mosar	Mose																								
Bladmosar	Dicranuz												x	x					x				x		x
	Hypn cup																			x					
	Polytriz																								x
Levermosar	Barb lyc											x													
	Frul dil																	x	x	x					
Busklav	Ale nigr															0.5	x								
	Ale ochr																						0.3	x	
	Alectorz																								0.6
	Bry dive																								x
	Bry fusc		x																						
	Bry simp	x	x	x										0.6	0.5	1.0		1.6		11.8	x	x	3.5	4.4	5.1
	Bryoriaz				x	x	x	0.5		x	x	x	x	0.7	0.6	1.1	0.5	0.5	x				0.3		
	Cet isla																						x		
	Cet niva	x																						x	
	Cla fimb																								
	Cla rang																						x		
	Cladoniz																	x	x	x			x		x
	Usn lapp		x																				x		
	Usneaz	x	x		x	x	x		x						x	0.5	0.6	x	x	x	x	x	1.0	0.4	1.3
Bladlav	Cet chlo																		x	x			0.3	0.4	0.3
	Cet sepi															x							x	x	
	Hyp aust																							x	
	Hyp fari																		x					0.3	
	Hyp phys	x	5.4	1.9	4.4	17.8	x	1.1		3.3	0.9	x	3.4	12.9	3.5	9.1	2.4	1.6	0.8	5.6	2.8	x	4.8	2.6	9.0
	Hyp tubu		x		x	x				x		x			x	x	x		x	0.6				x	1.3
	Ims aleu																								x
	Mel exaa																								
	Mel oliv	x	16.4	0.4	x	12.1	x	x	0.6	15.5	34.6	29.8	44.0	x	x	62.0	39.3	0.8	x	2.2	0.4	x	1.0	2.2	x
	Melanelz																							x	
	Par ambi	x	2.6	1.7	x	7.2	x	0.9	x	1.1	2.0	x	0.9	9.2	6.7	1.5	1.5	0.8	0.4	1.2	0.8	x	1.3	4.5	5.7
	Par hype					x		x		x	x	x	x	x	1.0	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Par omph																								
	Par saxa																						x		x
	Par sulc	5.8	18.3	22.3	11.8	9.0	24.9	20.4	19.4	6.6	4.6		9.4	2.5	1.6	5.6	4.5	21.3	3.8	27.7	1.5	x	11.9	27.2	32.7
	Par/sulc											x													
	Pla glau															x								x	x
	Vul pina		x				x		x				x		0.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Skorpelav	Bia pall																	x							
	Bue disc							x										x		x			x	0.7	
	Candelaz																								x
	Hyp leuc																	x							
	Lca circ												x		x						x			x	x
	Lca/fusc	0.5	x	x	x	x	x	x	x	1.1			0.9	x	2.2	x	x	x	x	x	x	x		x	0.9
	Lca/symm	1.0	1.1	x	x	0.5	1.4	7.1	0.6		0.6	x		x	5.6			0.5	4.7	0.3	0.4	0.4	3.2	1.1	2.5
	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x		x	
	Lepprariz																	x		x		x		x	x
	Micareaz																								
	Myc affi																						x		
	Myc alpi																								x
	Och andr							x																	x
	Pyr cinn													x											
Sopp	Hys puli				x				x				x					x					0.3		2.5
	Perith	15.0	3.1	14.2	7.5	15.9	4.1	11.4	27.0	11.1	12.5	23.5	2.5	11.6	19.7	x	x	4.8	14.7	0.6	7.1	8.6	1.0	x	1.6
Bork	Bork	77.7	53.6	60.0	76.8	40.3	69.7	60.3	53.0	63.4	44.8	46.7	40.7	64.4	59.3	23.8	52.8	70.0	75.6	58.9	87.1	91.0	72.1	60.2	41.2

Vedlegg 5.2b Epifyttregistreringar i Lund 2006

Epifyttregistreringar i Åmotsdalen 2006. Gjennomsnittleg dekning pr tre. Det er også oppgitt om det er registrert skadde individ av artane, J/N.– Survey of epiphytic vegetation for the Børgefjell monitoring site. Mean cover per tree. Observations of damaged individs are indicated for each species, J (yes)/N (no).

	Kodenavn	Skadd	L101	L102	L103	L104	L105	L106	L107	L108	L201	L202	L203	L204	L205	L206	L207	L208	L303	L304	L305	L306	L307	L308	L309	L310
Bladmosar	Dicranuz	N												x					x	x			x			
	Hypn cup	N																		x						
	Orth spe	N						0.4																		
	Plag und	N					x	x																		
	Pola for	N																						x		
	Polytriz	N																	x							
	Rhyt lor	N																					x			
Levermosar	Loph lon	N																	x							
	Loph ven	N																								
Busklav	Cladoniz	J																					0.8			
	Cladoniz	N	x		x	x	x	0.4	x	x		x	x	x	x	x		x	x	3.4		x	0.8	0.5	x	x
Bladlav	Hyp phys	J	8.1	3.1		1.1	2.2		2.7	0.9		7.5	1.6	7.5	2.0	3.3	11.6	3.2		2.3					2.5	
	Hyp phys	N	3.8			1.5	0.4		1.2	0.4	x	1.0		1.9		0.4	1.1	0.5	x	0.4			x	x	0.7	
	Par ambi	J													1.2											
	Par ambi	N	x	1.0	x	0.4		x	x	0.4			1.6	x		x				0.4				x	x	0.5
	Par hype	J								0.4																
	Par hype	N	x																							
	Par saxa	J				0.4		0.8	2.3							2.4				1.2				2.3		
	Par saxa	N		x	x	0.4	x	0.4	0.4			x	x			0.8		x		0.8				2.8		4.3
	Par sulc	N																					x			
	Parmelaz	J																			0.4					
	Pla glau	J	3.8					3.8	0.4			8.0		5.2		0.4				1.5					1.1	0.9
	Pla glau	N			x						x		x		x				x	0.7						
Skorpelav	Bue gris	N																								
	Fus cyat	N			x									3.2										x		
	Fus prae	J																								
	Fus prae	N																								
	Lca circ	N																		0.4						2.0
	Lca/fusc	N																								
	Lca/subf	J																								
	Lca/subf	N							x																	0.8
	Lep inca	N						0.7				x														
	Lepraria	N			x				x				x	x					x	0.4	0.4	x		x		
	Mic lign	N		x	x	x	x	x	x	x		x	x				x	x				x				
	Mic peli	N	x																							
	Mic pras	N				0.8																				
	Micareaz	N																								
	Myc fuca	J	0.5	3.0	3.5	1.1				0.4		2.0								0.8						
	Myc fuca	N	15.7	7.6	25.9	15.1	17.3	6.6	4.3	14.6	12.0	14.0	24.3	6.1	6.8	13.5	16.2	3.2	5.5	8.1	14.0	10.8	3.4	10.1	7.0	2.1
	Myc sang	N	x					x	3.6																	
	Och andr	N																								
	Ubest	N					x	0.8													x					
Algar	Algar	N	70.1	82.2	63.3	78.2	75.7	83.5	85.2	76.8	80.2	64.1	70.0	74.2	80.7	77.6	63.3	80.2	71.5	72.4	72.0	76.4	78.3	81.8	58.3	62.8
Sopp	Perith	N	x	6.4	6.8	0.4	3.1	1.6		2.6	3.2	3.5		0.5	7.2		x		20.9	7.0	13.2	9.9	13.9		5.9	9.3
Bork	Bork	N	0.9		2.9	1.1	1.3	1.1	2.3	3.8	4.6		2.5	4.8	2.9	2.9	8.4	14.7	2.1	2.3		3.0	2.6	2.9	26.7	17.8

Vedlegg 5.2b (forts.)

	Kodenavn	Skadd	L401	L402	L403	L404	L405	L407	L408	L409	L501	L502	L504	L505	L506	L507	L508	L509
Bladmosar	Dicranuz	N	x	x	x	x		x		x	x		x	x		x	x	x
	Hypn cup	N																
	Orth spe	N											x					
	Plag und	N																x
	Pola for	N																
	Polytriz	N																
	Rhyt lor	N											x					
Levermosar	Loph lon	N																
	Loph ven	N		x														
Busklav	Cladoniz	J																
	Cladoniz	N		0.9	x	x	1.1	x	0.4	1.4	2.4	0.4	18.3	3.3		x	2.7	x
Bladlav	Hyp phys	J		5.9	1.2	1.8	2.1	1.5		3.9	1.9	1.1	1.7	1.7		5.5		
	Hyp phys	N	2.6	7.7	6.8	2.0	0.4	0.4	x	1.1	1.0	6.6	0.4	7.2	2.3	1.4	1.8	x
	Par ambi	J								0.3	1.9							
	Par ambi	N				0.4	x		0.4	1.7	0.5	x	x	x		x	1.8	x
	Par hype	J																
	Par hype	N																
	Par saxa	J	1.5		0.4								2.1	0.9		2.2		
	Par saxa	N		x	1.2	x	1.8				x	x		9.1		1.3	x	0.4
	Par sulc	N																
	Parmelaz	J																
	Pla glau	J				3.7	3.3	4.7	3.8	2.9	25.5	16.5	18.0	11.0	5.0	6.5	8.6	4.3
	Pla glau	N			x	1.4	2.2			0.4	1.0	1.6	0.4	10.9	4.5	0.9	1.7	
Skorpelav	Bue gris	N													1.4			
	Fus cyat	N																
	Fus prae	J	1.1															
	Fus prae	N	4.6		0.4	5.9									1.0			
	Lca circ	N	x															
	Lca/fusc	N					x			0.4			0.4		0.9			
	Lca/subf	J														2.8		
	Lca/subf	N										x			x	1.4		1.3
	Lep inca	N																
	Lepriz	N		x				x		x	0.5	x	2.5	2.1			0.9	x
	Mic lign	N					2.4	4.9	x	x	x	x		x		x		
	Mic peli	N																
	Mic pras	N																
	Micareaz	N										x						x
	Myc fuca	J	0.5							0.7								
	Myc fuca	N	9.0	24.1	7.6	16.5	23.6	15.7	27.0	26.3	9.5	9.5	4.9	1.3	11.8	23.7	15.4	22.8
	Myc sang	N																
	Och andr	N								x								
	Ubest	N											0.4					
Algar	Algar	N	80.8	58.3	76.3	43.3	64.2	69.7	70.9	55.1	40.5	49.4	58.8	33.6	53.8	37.8	40.8	51.1
Sopp	Perith	N	x	1.4	6.9	11.8	7.4		6.0			1.5	1.6	x	0.9	x	0.4	0.9
Bork	Bork	N	2.7	4.0	0.4	3.6	0.4	7.1	1.3	15.0	18.8	20.3	10.8	26.6	21.7	21.6	32.0	22.2

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 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 2006 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene og en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV.

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 Litle 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. Som i tidligere år var det også i 2006 noen problemer med gjenklappete feller, trolig på grunn av rein. Angrep av bjørkemålere har ført til skader på på lyng og andre endringer i makrvegetasjonen, foruten tap av bjørkelauv.

Børgefjell: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Fra og med 1991 foregår fangstene i Børgefjell i 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) som dekker de viktigste vegetasjonstypene i Viermadalen (granskog, bjørkeskog, myrkant, lavalpin hei), bl.a. knyttet til undersøkelsene av vegetasjonen (se beskrivelse

av transektene i Kålås et al. 1992). Disse transektene er enten helt tilsvarende de som ble benyttet i 1990, eller de dekker i stor grad de samme områdene (se Kålås et al. 1991b: figur 3.1).

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

Gutulia: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 4 fangsttransekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert langs med høydekotene i lia opp mot Gutulivola. Transektene dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei (se beskrivelse i Kålås et al. 1994: figur 6). Fellene sto ute et ekstra døgn i 2006.

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 Økland, 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 2006. Ved høstfangstene var det en del gjenklappete feller pga regnvær.

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 langsetter åssiden sørvest for Kjørmovatna (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.

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. 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 2006 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 gjenklappete feller pga kraftig regnvær eller andre forstyrrelser.

6.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2006 ble det kun fanget en spissmus (**tabell 6.1**). Dette representerer en absolutt bunn i gnagerbestandene i forhold til de generelt lave bestandsnivåene i foregående år (**figur 6.1**).

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen småpattedyr høsten 2006 (**tabell 6.1**). Dette viser en bunn i smågnagerbestandene fra toppen i 2005 (**figur 6.1**).

Tabell 6.1 *Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2006. 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 2006. Similar data are also given for the long-term small mammal trapping studies at Finse (combined for two trapping grids).*

område-area **periode-period**	**felledøgn** **trapnights**	**arter-species**									
		AS	**CG**	**CR**	**Crut**	**MA**	**MO**	**LL**	**Ubest.**	**Ssp**	**Sum**
Lund											
01–03 okt	400		2								2
Solhomfjell											
22–26 mai	1500									1	1
10–14 okt			5							1	6
Møsvatn											
18–20 sep	400		14	1		11	5			6	37
Gutulia											
12–15 sep	600										0
Åmotsdalen											
13–15 sep	400		3			7				7	17
Børgefjell											
04–06 sep	400										0
Dividalen											
13–16 sep	1500									1	1
Totalt TOV	6500		24	1		18	5			16	64
Finse											
30 jun – 04 jul	1600										0
04–08 sep	1600						2	1		2	5

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 - lemen (*Lemmus lemmus*), ubest - ubestemt *Microtus* pga manglende hode, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).

Åmotsdalen: Høsten 2006 ble det fanget 3 klatremus, 7 markmus og 7 spissmus (**tabell 6.1**), noe som indikerer en viss bestandsoppgang etter bunnen året før (**figur 6.1**). Av klatremusene var én hunn og én hann seksuelt modne og resten umodne hanner. Blant markmusene var én hunn og to hanner seksuelt modne og resten umodne hanner (**tabell 6.2**); én av hunnene var gravid (kullstørrelse 5).

Gutulia: Det ble heller ikke høsten 2006 fanget noen småpattedyr (**tabell 6.1**), noe som tilsier fortsatt bunn i bestandsnivået (**figur 6.1**).

Møsvatn: Høsten 2006 ble det fanget 37 individer av småpattedyr av ulike arter (**tabell 6.1**). Dette representerer en nedgang i smågnagerbestandene etter toppen året før (**figur 6.1**). Blant klatremusene var det tre seksuelt modne hunner (herav én gravid, kullstørrelse 6), resten var umodne (**tabell 6.2**). To av markmushunnene var seksuelt modne (herav ingen gravide), og blant fjellrottene var det én seksuelt moden hunn (gravid, kullstørrelse 4), resten av umodne (**tabell 6.2**).

Solhomfjell: Våren 2006 ble det kun fanget én spissmus. Om høsten ble det fanget 5 klatremus og én vanlig spissmus (**tabell 6.1**). Dette representerer dette en klar nedgang fra en lav bestandstopp året før (**figur 6.1**). Én hann og én hunn (gravid, kullstørrelse 6) av klatremusene ble klassifisert som modne (**tabell 6.2**).

Lund: Det ble kun fanget to klatremus høsten 2006, herav én seksuelt moden hunn og én umoden hann (**tabell 6.1**, **tabell 6.2**). Dette indikerer fortsatt meget lav høstbestand av smågnagere i dette området (**figur 6.1**).

Finse: Våren 2006 ble det ikke fanget noen småpattedyr i fangstfeltene, mens det om høsten kun ble fanget én lemen, to fjellrotter og to vanlig spissmus (**tabell 6.1**). I forhold til fangstinnsatsen representerer dette en tilnærmet bestandsbunn for smågnagerne (**figur 6.1**). Her var lemen en umoden hann og fjellrottene en hann og en hunn (reproduksjonsstatus ikke notert).

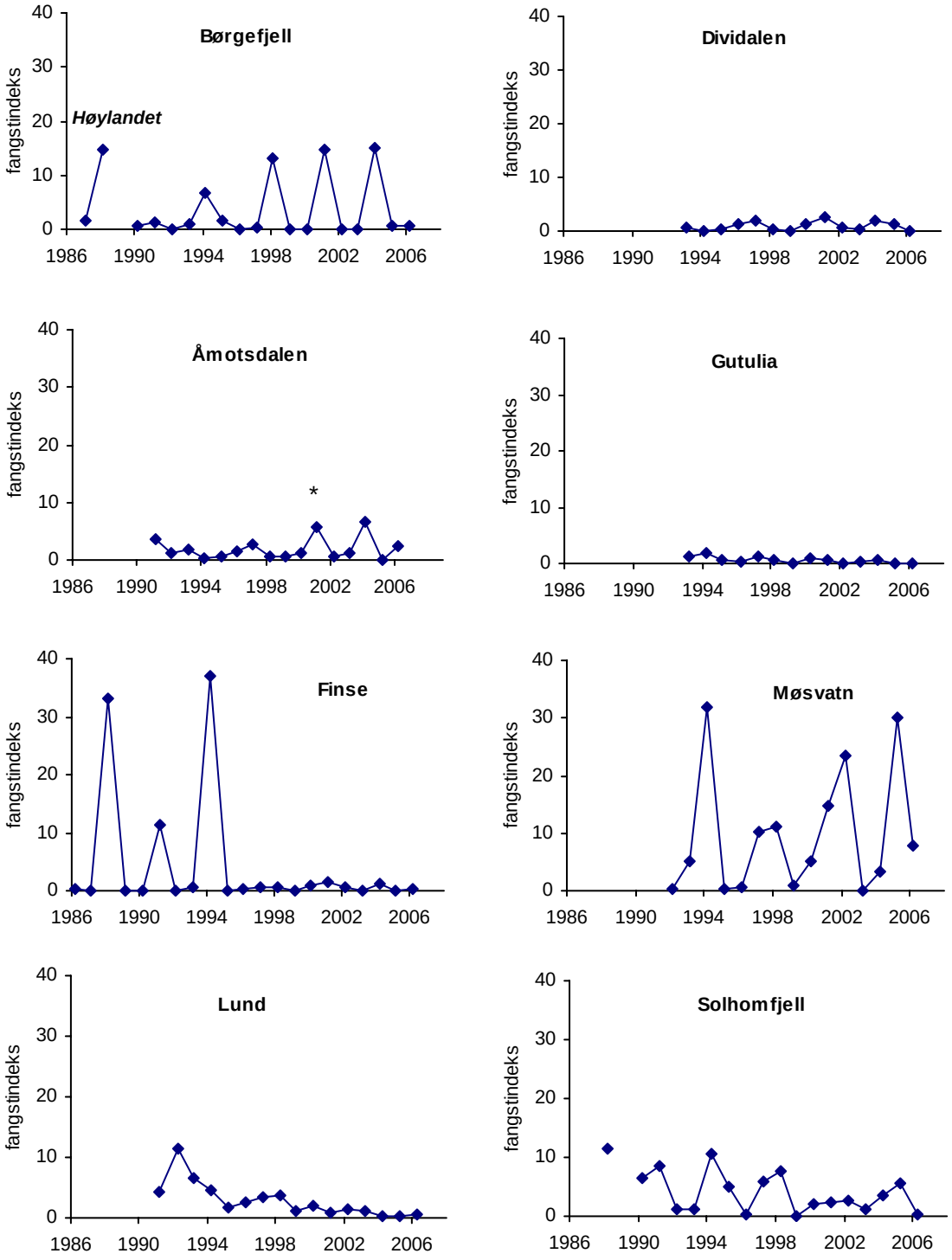
6.3 Diskusjon

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). 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 overvåkingsområdene er typiske bestadssvingninger særlig reflektert i fangstene fra Møsvatn, der vi har fått en ny topp i 2005 (**figur 6.1**). Fangstene viser også nokså regelmessige bestandssvingninger i Børgefjell siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001 og 2004 (**figur 6.1**, **tabell 6.3**). Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatnområdet og Børgefjell ligger på henholdsvis 9,6 og 3,2, med en varianskoeffisient (CV) >1, noe som tilsier en veksling mellom tydelige bestandstopper og -bunner for disse områdene.

I de andre nordboreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen, Gutulia og til dels Åmotsdalen har vi hatt lave smågnagerbestander uten utpregete bestandstopper (bedømt ut fra fangstene). Selv om både Dividalen og Åmotsdalen hadde noe høyere bestandsindeksverdier i 1997, 2001 og 2004 enn i mellomliggende år, er det bare bestandstoppene i Åmotsdalen i 2001 og 2004 som kan betegnes som lave topper (fangstindeks >5) (**figur 6.1**). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er ≤2, med en varianskoeffisient ≤1.

Tabell 5.2 *Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene. – Distribution of the catches of small rodents by sex and sexual maturity from the monitoring sites.*

område-area **art-species**	**periode** **period**	**hanner-males**		**hunner-females**	
		umodne **immatures**	**modne** **matures**	**umodne** **immatures**	**modne** **matures**
Lund	okt 05				
klatremus (CG)		1	0	0	1
Solhomfjell	okt 05				
klatremus (CG)		2	1	1	1
Møsvatn	sep 05				
klatremus (CG)		2	0	9	3
gråsidemus (CR)		1	0	0	0
markmus (MA)		5	0	4	2
fjellrotte (MO)		2	0	2	1
Åmotsdalen	sep 05				
klatremus (CG)		1	1	0	1
Klatremus (MA)		4	2	0	1



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 6.3 *År med bestandstopper for lemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, samt på Finse (basert på både vår- og høstfangster). 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). The site at Gutulia has such low populations and general lack of peaks that it is excluded here. Clear peaks (>4 catches per 100 trapnights) are indicated by bold types, other peaks larger than preceeding and following years by normal types.*

	lemen	**klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellrotte**
Møsvatn	**1994**, **2002**, **2005**	**1994**, **1997/1998**, **2001**, **2005**
Finse	**1991, 1994**, 1997, 2002, 2005	1991, 1994, 1998, 2001, 2005
Åmotsdalen	2001	1991, 1997, 2001, 2004
Børgefjell	1994, 1**998**, **2001**, **2004**	1994, 1998, **2001**, **2004**
Dividalen	1997, 2001	1996, 2001, 2004

I en analyse av kvalitative og kvantitative observasjonsserier for lemen fra hele Fennoskandia viste Angerbjörn et al. (2001) at det var betydelig grad av sammenfall i toppår for lemen mellom de ulike områdene. Deres analyse viste at lemenbestandene i fjellene i Sør-Norge (opp til og med Jotunheimen) hadde toppår ett år før det meste av de øvrige områdene, der toppene oftest falt sammen i tid. Bestandstoppene for alle smågnagere fra TOV-områdene i nordboreal og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell) viser snarere motsatt mønster (**tabell 6.3**), ved at Møsvatn hadde sine to siste topper (2002, 2005) ett år etter toppene i Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen. Bestandstoppene 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 1998-2004 (K.B. Strann & N.G. Yoccoz pers. medd.) at det lokalt har vært høye bestander (15-20 fangster pr 100 felledøgn) i flere av disse årene, f.eks. med topper i Kirkesdalen med 3 års mellomrom fra 1985 og ved Rundhaug (3 mil fra Dividalen) i 2001/02 og 2005. I nærliggende områder i Sverige (Abisko, Vassejaure) var det bestandstopp i 2001 (Olofsson et al. 2004). Tidligere fangster fra sentrale deler av Finnmarksvidda tyder også på mer eller mindre regelmessige fluktuasjoner i bestandene av smågnagere (utenom lemen), med topper i 1978-79, 1983-84, 1987-88, 1992 og 1998, med bestandsutbrudd av lemen i 1978 og 1988 (Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark (in litt.) tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002. Her regner N.G. Yoccoz (pers. medd.) med oppgang mot en topp i 2007. I lys av disse andre observasjonene er mangelen på tydelige bestandstopper fra TOV-området i Dividalen de siste årene overraskende. Det er tidligere postulert at gnagerbestander i Nord-Fennoskandia har lengre periode mellom toppene enn 3-4 år (Hanski et al. 1991), men i lys av andre fangster i regionen (jf Kirkesdalen) virker ikke dette som noen rimelig forklaring. Angerbjörn et al. (2001) fant heller ingen signifikante mønstre i antall år mellom bestandstopper av lemen i forhold til breddegrad, men de viste at særlig lemen i nordlige områder av Fennoskandia hadde lengre perioder uten tydelige bestandstopper. En annen mulighet kan være at bestandsnivå og svingningsmønster kan avhenge av det lokale produksjonsgrunnlaget og mekanismene for populasjonsregulering som henger sammen med dette (jf Oksanen et al. 1981, Ekerholm et al. 2001). Fangster foretatt på en rekke lokaliteter i Troms og Finnmark av N.G. Yoccoz og R.A. Ims de siste årene, tyder også på stor lokal eller regional variasjon i bestandssvingningene (N.G. Yoccoz pers. medd.). Etter som disse fangstene blir nærmere analysert, kan det være grunnlag for å vurdere hvordan bestandsvariasjonen i TOV-området i Dividalen ev. passer inn i et større regionalt mønster.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001 og 2004 (**figur 6.1**, **tabell 6.3**). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad upubl.). Fangster av smågnagere i årene 1996-2005 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogndalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997 og middels høye i 2001 og 2004, en bunn i 2005 og svak oppgang i 2006 (T. Spidsø, pers. medd.). Dersom bestandene av ulike gnagerarter i nordre del av Nord-Trøndelag kan antas å samvariere, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med topper i 1988, 1994, 1998, 2001 og 2004 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-4 år de siste 10 årene, mens perioden de tidligere årene kan ha vært noe lengre (6 år) og mer uregelmessig enn for typiske smågnagersvingninger. Tilsvarende uregelmessige eller utstrakte bestandssvingninger er imidlertid også observert andre steder i det nordlige Fennoskandia, spesielt de siste 20 årene (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001).

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, selv om fangstene i Åmotsdalen viste tydelige bestandstopper i 2001 og 2004 (**figur 6.1**). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det en stor bestandstopp av lemen i 2001, men svært lave gnagerbestander i 2002 og 2003 (J.O. Gjershaug, pers. medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det derimot forholdsvis høye gnagerbestander i 2002-2004, med bunn i 2005-2006 (V. Selås, pers. medd.). Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnagertopper i 1993 og 1996, mens studier av smågnagere i høyereliggende skogstrakter nær Hamar og ved Elverum påviste topper i 1994 og 1997 (G. Sonerud, pers. medd.). Mens smågnagerfangster i Lillehammer og Brandbu 1992-2001 tyder på topper i 1992, 1996-1998 og 2000 (Lillehammer) og i 2000-2001 (Brandbu) (Olsen & Grønlien 2002). I Varaldskogen nær Kongsvinger var det små til middels topper i høstbestandene av smågnagere (mest klatremus) i 1994 og 1999 og en stor topp i 2002, med en god del klatremus også i 2003 (P. Wegge & J. Rolstad, pers. medd.). TOV-området i Gutulia er lavproduktivt og har kanskje aldri store lokale bestander av gnagere. Både områdene i Åmotsdalen og Gutulia er dessuten beitet av sau og/eller rein, noe som er postulert å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre planteetere. Hypotesen om at beiteinduserte planteforsvarsstoffer kan begrense gnageres reproduksjon og overlevelse slik at bestandene ikke utvikler seg normalt, vil kunne forklare en ev. mangel på vanlige smågnagersvingninger (jf Seldal et al. (1994) for en utlegging av teorien om planteforsvarsstoffers virkning på gnagere). Vi har imidlertid ikke data til å relatere en slik hypotese til observasjonene av bestandssvingninger i overvåkingsområdene. Nyere undersøkelser av sauebeitings effekter på smågnagere tyder dessuten på at moderat beiting ikke har negativ effekt på gnagerne, men heller kan virke positivt (Steen et al. 2005). Det synes ellers ikke å være godt belegg for at beiteindusert planteforsvar er noen plausibel forklaring på bestandssvingningene hos smågnagere (jf Korpimäki et al. 2004, Ims & Fuglei 2005). I lys av disse områdenes overraskende lave bestandsnivåer av gnagere over lang tid, kan det være grunn til å vurdere områdenes habitatkvalitet og påvirkning fra andre faktorer nærmere.

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 smågnagerbestandene i Møsvatnområdet seg på et middels høyt nivå, med en typisk nedgang til svært lavt nivå i 1999 og oppgang mot en ny stor topp i 2002. Etter svært lavt bestandsnivå i 2003 og oppgang i 2004 fikk vi en ny stor bestandstopp i 2005. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende variasjon som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppene i 1998, 2001 og 2004 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 6.1**, **tabell 6.3**). På Finse kan det se ut til at den forventete bestandsøkningen mot topper i hhv 1998, 2002 og 2005 har blitt avbrutt av kollaps i bestandene foregående vinter eller vår. I 2005 var det en tydelig oppgang for vårfangstene, men deretter kollapset bestanden i løpet av sommeren. Smågnagerbestandene i et barskogsområde i Kongsberg ca 500 m o.h. viser en god del variasjon både i periode og ikke minst i bestandsnivåer, med bl.a. middels store topper (>5 fangster pr 100 felledøgn) i 1994, 1997, 2000 og 2005 (Østbye et al. 2005) og bunn i 2006 (E. Østbye,

pers. medd.). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene viser seg mao også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smågnagerbestandene.

I de lavereliggende og sørlige overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smågnagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuasjoner (**figur 6.1**). I Lund ser bestandene ut til å ha blitt liggende på et lavt nivå etter en middels stor bestand i 1992. Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, men vi vil ikke vente typiske smågnagersvingninger i dette området, bl.a. pga mildt vinterklima (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Hansson & Henttonen 1988). Et liknende bestandsmønster som i Lund er også vist for gnagere i Ås-området, der klatremus viser forholdsvis stabil bestand, mens skogmus viser svært uregelmessige bestandsfluktuasjoner (G. Sonerud, pers. medd.). I Solhomfjell viser fangstene større grad av regelmessige svingninger, med sterk reduksjon i bestandene etter middels høyt nivå høsten 1998 og bare gradvis økning etter dette mot en foreløpig topp i 2005. Også i nærliggende Vegårshei ble det observert en betydelig bestandstopp i 2005 og nokså lav bestand i 2006 (V. Selås, pers. medd.). Mer stabile eller uregelmessige bestandssvingninger kan imidlertid forventes i dette området som følge av variasjoner i snødekket om vinteren (jf også Lindström & Hörnfeldt 1994). Selås (1997) har dessuten påpekt at det er betydelig samvariasjon mellom bestander av skogmus og tilgangen på eikenøtter, mens variasjon i bestandene av klatremus kan ha sammenheng med fruktproduksjonen hos bl.a. blåbær (jf også Selås et al. 2002). Slike interaksjoner med viktige næringsplanter kan generelt være viktige for gnageres bestandsdynamikk, men kanskje særlig i områder der snødekket og effekter som henger sammen med dette, ikke er like regelmessige og sterke som i mer typiske boreale og alpine områder.

Mer stabile eller ganske uregelmessige bestandsnivåer i sørlige områder som Lund og Solhomfjell er som forventet i områder med uregelmessig vinterklima. Derimot er det uventet at smågnagere i flere av de øvrige overvåkingsområdene i nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, spesielt i Gutulia, Åmotsdalen og Dividalen, ikke viser mer utpregete bestandstopper. Spesielt Gutulia-området har lav produktivitet og vil kanskje ikke tillate oppbygging av høye bestander. Observasjoner av gnagerbestander fra enkelte nærliggende områder kan tyde på at lokale fangster slik som i TOV-områdene kanskje ikke gir et helt dekkende bilde av bestandssituasjonen regionalt (jf rapporter fra andre fangster i Troms og Finnmark), men vi er ikke kjent med at det er observert betydelige bestandstopper i andre områder rundt Gutulia eller Åmotsdalen i overvåkingsperioden. Erfaringer fra langtidsstudiene av smågnagere på Finse (jf Framstad et al. 1997) tilsier dessuten behov for lange tidsserier før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme variasjonen i smågnagernes bestandsfluktuasjoner. Over tid vil vi forvente at smågnagerfangstene i TOV-områdene vil synliggjøre variasjonsmønsteret for smågnagerbestandene i regionen rundt overvåkingsområdene. I Sverige og Finland har flere forskere pekt på en betydelig endring i fluktuasjonsmønstret for smågnagere i boreal skog siden 1970-tallet (jf Hörnfeldt 2004), med mindre utpregete bestandstopper, mer uregelmessige svingninger og generelt lavere bestandsnivå. Med mulig unntak for reduserte bestandsfluktuasjoner på Finse de siste 10 årene (**figur 6.1**), er det foreløpig ikke noe ved fangstene fra TOV-områdene som tyder på at vi har å gjøre med et tilsvarende fenomen i disse områdene.

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 og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001, 2006). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensninger. Begge disse artene er oppført som nær truet (NT) på 'Norsk Rødliste 2006' (Kålås et al. 2006).

7.1 Metoder

I 2006 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Av økonomiske årsaker er det ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen og Gutulia. Når det gjelder Gutulia, har vi i gang dialog med Carl Knoff om mulig inkludering i TOV av et relevant utvalg av de kongeørnterritoriene han leder overvåking av i Hedmark. Vi vil videreføre denne dialogen i 2007.

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).

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 revurdert 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. 2007). 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.

Dersom det er mulig å komme fram til reirplassen, ringmerkes kongeørnungene ved ca 50 dagers alder. Dette gjøres for å få informasjon om forflytninger og overlevelse etter at reiret forlates, og for å få kunnskap om rekruttering til hekkebestanden. I 2006 ble det på TOV-lokaliteter ringmerket 5 kongeørnunger (Åmotsdalsområdet) og 7 jaktfalkunger (Møsvatn).

7.2 Resultater

Børgefjell
I 2006 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 10 av de 13 territorier vi overvåker i Børgefjell. Det var ikke indikasjoner på egglegging/ruging i noen av disse territoriene og dermed ble det ikke produsert noen unger i de inkluderte terriroriene i Børgefjell i 2006. Kongeørnterritoriene som overvåkes i Børgefjell, hadde i årene 2004 og 2005 en svært god ungeproduksjon med hele 26 produserte unger fra 13 territorier. Dette er nesten dobbelt så mye som det gjennomsnitt man kan forvente fra en slik kongeørnpopulasjon. Det var derfor ikke overraskende med det lave produksjonsresultatet i 2006, særlig sett i forhold til at det også syntes å være lave bestander av småvilt i dette området høsten 2005.

I 2006 ble det observert jaktfalk i 4 av de 10 undersøkte territoriene. Det ble konstatert egglegging i 1 av territoriene, og fra dette ble det produsert 2 unger. Også jaktfalk hadde i 2004 og 2005 god ungeproduksjon i dette området, med 26 produserte unger fra de 10 undersøkte territoriene.

Åmotsdalen
I 2006 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller påbygging/pynting av reir) ved 11 av de 15 kongeørnterritorier som nå inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 8 av territoriene, og 4 av disse produserte til sammen 6 unger. Sammenlignet med de øvrige TOV-områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnunger i 8-års perioden 1995-2002. I perioden 2003-2006 har vi imidlertid målt relativt god produksjon for kongeørn i dette TOV-området.

I 2006 ble det observert jaktfalk ved 4 av de 11 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 1 av disse territoriene, og det ble her produsert 3 unger.

Møsvatn
I 2006 ble det registrert aktivitet (observert voksne fugler og/eller påbygging/pynting av reir) av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritoriene som er inkludert i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 7 av disse territoriene, og fra 4 av disse ble det produsert til sammen 4 unger.

For jaktfalk ble det i 2006 observert voksne fugler i 9 av de 11 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av territoriene, og disse produserte til sammen 16 unger. Dette er beste produksjonsresultatet i dette området siden overvåkingen startet i 1991.

Lund
I Lund-området ble det i 2006 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som fra 2006 inkluderes i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 8 av territoriene. Totalt ble det produsert 7 unger fra 6 av disse territoriene.

Solhomfjell
I 2006 ble det registrert aktivitet av kongeørn i alle de 11 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 8 av teritoriene. Hekkingen ble avbrutt i rugefasen for 1 og i ungefasen for 1 av disse. De øvrige 6 produserte 1 unge hver. Vi har dermed hatt to påfølgende år med relativt god produksjon for kongeørn i dette området, etter en forutgående femårsperiode (1999 - 2003) med meget dårlig ungeproduksjon.

7.3 Diskusjon

For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger.

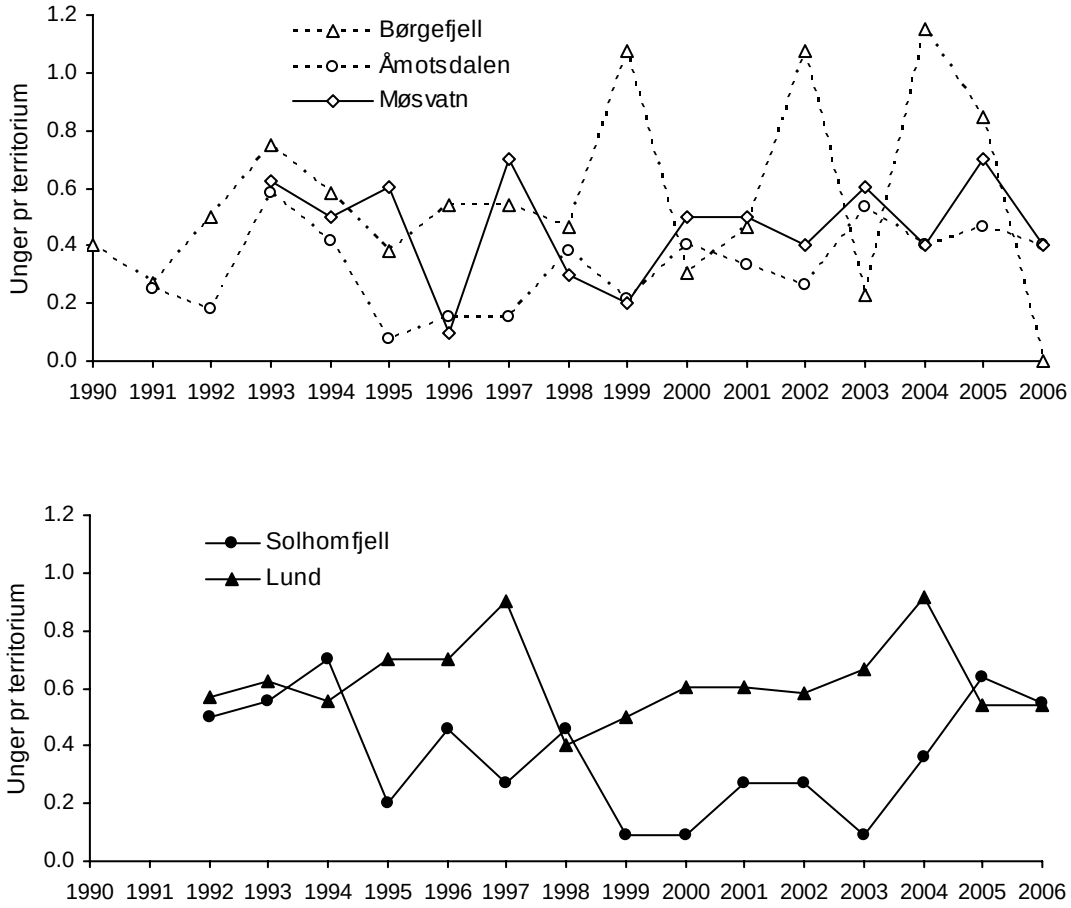
I 2006 var det i forhold til perioden 1993-2005 relativt god produksjon for kongeørn i Solhomfjell (0,55 unger pr. territorium) og Åmotsdalsområdet (0,40 unger pr. territorium), mens produksjonen var middels eller litt under middels i Møsvatn (0,40 unger pr. territorium) og Lund (0,54 unger pr. territorium). For Børgefjell ble det ikke produsert noen unger i de inkluderte territoriene i 2006. Dette er første tilfelle der vi har målt 'null' som produksjon for kongeørn i et TOV-område. Imidlertid var ikke dette så overraskende basert på at disse territoriene har hatt svært god produksjon de forutgående 2 årene, samtidig som det også syntes å være lave bestander av småvilt i dette området høsten 2005. Vår tidsserie for kongeørn (1993-2006), viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,63 $\pm$ 0,14 (sd)) etterfulgt av Børgefjell (0,60 unger pr. territorium, $\pm$ 0,34 (sd)), Møsvatn (0,47 $\pm$ 0,18 (sd)), Solhomfjell (0,36 $\pm$ 0,21 (sd)) og Åmotsdalsområdet (0,34 $\pm$ 0,15 (sd)) **figur 7.1**).

For våre tilgjengelige tidsserier ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det var imidlertid lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i 5 års perioden 1999 – 2003 (**figur 7.1**). En ekstra feltinnsats i dette området i 2004-2006 viste at det i dette området var mye avbrutt hekking i 2004, men relativt god produksjon både i 2005 og 2006.

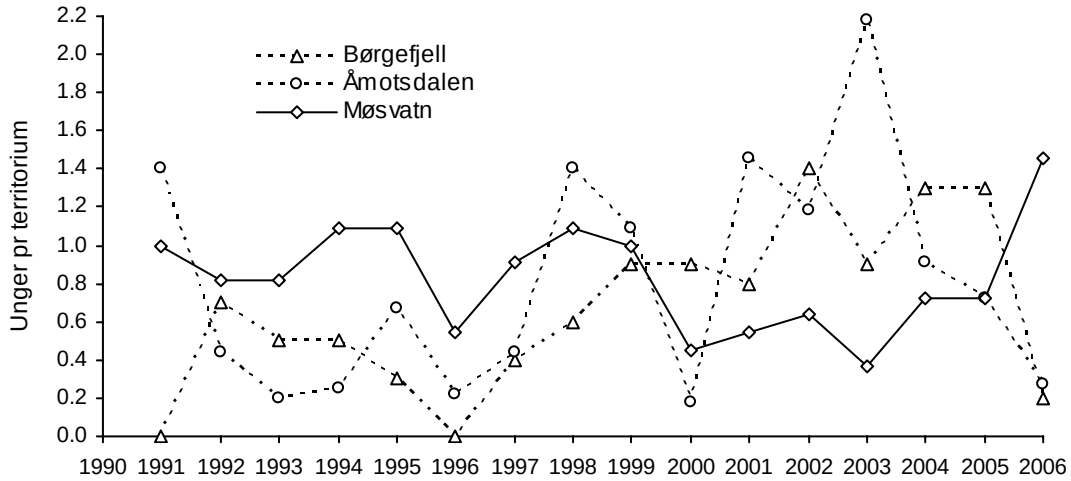
For jaktfalk var det i 2006 meget god produksjonen av unger i Møsvatn (1,45 unger pr. territorium), mens det var lav produksjon i Åmotsdalsområdet (0,27 unger pr. territorium) og Børgefjell (0,20 unger pr. territorium) (**figur 7.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-2006 (**figur 7.2**). Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,81 unger pr. territorium, $\pm$ 0,59 (sd)). Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene i perioden 1991-2006 viser relativt lik produksjon, men med høyest gjennomsnitt i Møsvatn (gjennomsnitt 0,83 $\pm$ 0,29 (sd)) etterfulgt av Åmotsdalen og Børgefjell (0,67 $\pm$ 0,44 (sd)).

Lirype er vanligvis et viktig byttedyr for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomster av lirype er også en klar indikasjon på gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Dette venter vi særlig skal være tilfelle for de nordligste områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalen, 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 in press). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn i de 3 øvrige områdene der denne arten overvåkes. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte her, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Vår informasjon om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2006 gir forventninger om begrenset ungeproduksjon i 2007 for både kongeørn og jaktfalk i alle områdene som overvåkes, med mulig unntak for Solhomfjell der det er indikasjoner på at viltbestanden nå er relativt god.



Figur 7.1 *Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1990-2006. – Chick production for golden eagle (*Aquila chrysaetos*) at the monitoring sites. Filled symbols are used for the sites most heavily influenced by long-range transported atmospheric pollution.*



Figur 7.2 *Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2006. – Chick production for gyrfalcon (*Falco rusticolus*) at the monitoring sites.*

8 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype. Lirypa inngår som en viktig art i de nordboreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i såvel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirypa er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og det felles årlig mer enn 500 000 liryper i Norge.

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

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 taksere høstbestanden. Det er her valgt å foreta linjetakseringer med bruk av stående fuglehund. Tidligere undersøkelser har vist at denne metoden gir et brukbart estimat av bestanden (Moksnes 1971, Aabakken & Myrberget 1975, Myrberget et al. 1976, Pedersen et al. 1999). Samtidig med at områdene bestandstakseres, får en også informasjon om kyllingproduksjon.

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

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km^2): D = N/(L x W x CD), hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetkoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene oppdages) (se Pedersen et al. 1999).

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

Målet med rypetakseringene er i første rekke å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk samt for vurderinger av bestandsendringer for småfugl. Takseringsfeltene er lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype og ikke for å representere lirypetetthetene i et område. Resultatene her er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil kvaliteten på takserte arealer variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de enkelte TOV-områdene.

Dividalen
Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III) og ved Høgskaret (linje IV og V). Tilsvarende taksering i Høgskaret har pågått siden 1982 og i Havga-

vuobmi siden 1991. Det ble i 2006 taksert totalt 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km^2). Linje I ble taksert 18 august, linje II 19 august, linje III 20 august, linjene IV 19 august og linje V 20 august. Vitringsforholdene varierte fra middels til relativt gode. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger- og Fiskerforening og i samarbeid med Statskog. For linjene i Høgskaret var det mangelfull rapportering av avstand fra observasjonssted til takseringslinja. Ved beregning av tetthet av lirype har vi derfor for disse to linjene lagt inn den forutsetning at andel observasjoner innenfor 50 m avstand til takseringslinja i 2006 var lik gjennomsnitt for perioden 1995-2005.

Børgefjell
Det ble utført takseringer ved 2 av de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 18,5 km med en stripebredde på 100 m (1,85 km^2). Linje I ble ikke takseret i 2006 delvis på grunn av mye tamrein i området og delvis på grunn av begrenset kapasitet på hunden som ble brukt. Linje II ble taksert 5 september og linje III 4 september. Det var gode forhold ved takseringene. Takseringen ble utført i regi av Statskog Nordland og feltarbeid ble utført av Lars Lorentzen og Jo Inge Breisjøberget.

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 km^2). Linje I ble taksert 17 august, linje II 16 august, linje III 11 august og linje IV 9 august. Takseringene ble utført av S.L. Svartaas med assistanse fra D.H. Svartaas, K. Pedersen og B. Frøysa. Vitringsforholdene ble vurdert som middels til 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 km^2). Linje I ble taksert 6 august, linje II 5 august og linje III 7 august av S.L. Svartaas med assistanse av B. Frøysa. Vitringsforholdene ble vurdert til å være relativt gode.

Møsvatn
Som for tidligere år er takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten benyttet for takseringer av liryper ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 30,0 km med en stripebredde på 100 m (3,00 km^2). Linje I ble taksert 3 august, linje II 2 august og linje III 1 august av S.L. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert til å være middels til gode.

Lund
I 2006 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,5 km med en stripebredde på 100 m (2,25 km^2). Linje I ble taksert 22 august, linje II 21 august og linje III 30 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra E. Reed. Vitringsforholdene 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 statistikk fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsefugl. Fra 2001/02 jaktsesongen inkluderer denne statistikken også informasjon fra en gruppe Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i Gjerstad Jeger- og Fiskerforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15 % av totalmaterialet. Noe omlegging på rutiner for jaktkortsalg (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 i jaktsesongen 2006/07.

8.2 Resultater

Dividalen
I 2006 ble det ved takseringene i Dividalen registrert en tetthet på totalt 42 ryper/km^2. Dette er en klar reduksjon sett i forhold til året før (**figur 8.1**). Beregnet kyllingproduksjon var relativt lav i 2006 (2,3 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**).

Børgefjell
Takseringen i Børgefjell i 2006 indikerte en svært lav tetthet av lirype (7 ryper/km^2). Dette er på samme nivå som målt i 2005 og blant de laveste tettheter vi har registrert i dette området for hele perioden 1990-2006. Antall observasjoner var så lavt at vi ikke kan lage noe produksjons-estimat (**tabell 8.1**).

Statskog Nordland sin innsamling av vingeprøver fra rype viste noe bedre produksjon i 2006 sammenlignet med 2005 både for lirype (3,3 kyllinger pr. 2 voksne fugler) og for fjellrype (1,2 kyllinger pr. 2 voksne fugler), og indikerer at produksjonen var relativt god i 2006. Totalt antall mottatte vingeprøver var på samme lave nivå som for 2005/06 (for 2006/07 sesongen hen-holdsvis 129 liryper og 24 fjellryper).

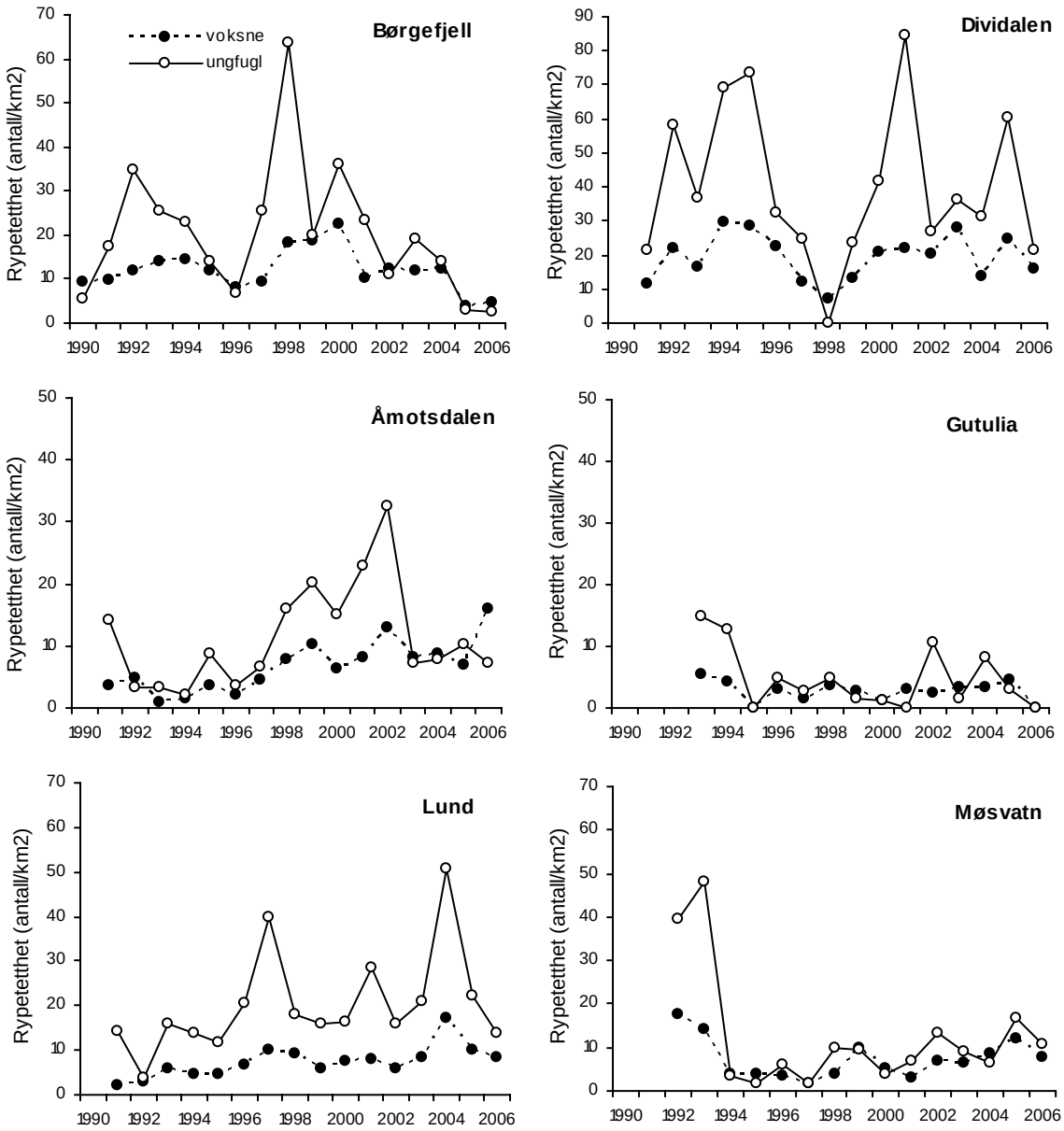
Åmotsdalen
Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 23 liryper/km^2. Dette er en liten økning sett i forhold til perioden 2003-2005, og dette skyldes utelukkende en økning i tettheten av voksne fugler (**figur 8.1**). Andel ungfugler var lav, og det ble bare observert 1,6 kyllinger pr. to voksne liryper, noe som indikerer at det var en svært dårlig ungeproduksjon i dette området i 2006.

Gutulia
I 2006 observerte vi i Gutulia ingen liryper innenfor det 100 m brede beltet langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet (0 ryper/km^2). Utenfor dette beltet ble det observert til sammen 6 voksne liryper og 4 ungfugler. Dette indikerer at bestanden av lirype var svært lav i dette området i 2006 (**tabell 8.1**).

Møsvatn
Takseringene i Møsvatn indikerer en nedgang i lirypebestanden i dette området fra 2005 (19 ryper/km^2). 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 relativt lav i dette området i 2006 (2,6 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**).

Lund
Våre takseringer for Lund-området indikerer en høstbestand av lirype i 2006 (21 ryper/km^2) litt under middels for perioden 1993 - 2005 (**figur 8.1**). Sammenlignet med denne perioden synes også produksjonen av ungfugl å ha vært relativt lav i 2006 (3,3 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**).

Solhomfjell
Fellingsstatistikk fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktsesongen 2006/07 ble felt 78 orrfugl, 31 harer og ingen liryper på totalt 403 jaktdager. Fellingsindeksen for orrfugl blir da 19,4 felte fugl pr. 100 jaktdag. Dette er en klar økning fra 2005, og indikerer at vi nå er inne i en periode med bestandstopp for orrfugl i dette området (**figur 8.2**).



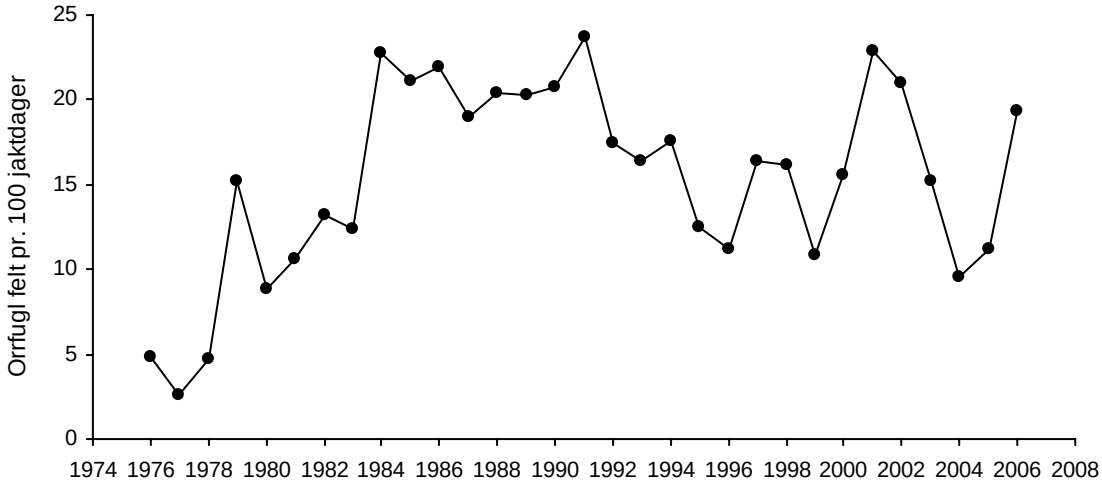
Figur 8.1 *Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund. – Estmated densities of willow grouse (*Lagopus lagopus*) at the monitoring sites. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.*

Tabell 8.1 *Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2006. ( ) angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner. – Observations of willow grouse (*Lagopus lagopus*) along the census transects included in the monitoring programme, august 2006.*

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	1	2	3		6		0,25
Linje II	19	18	5		47		1,25
Linje III	3	3	1		17		0,30
Linje IV	11	8	3		20		0,95
Linje V	4	4	1		9		1,25
Totalt	38	35	13		99	2,3	4,00
Børgefjell							
Linje I	-	-	-	-	-		0
Linje II	2	1	4		4		0,90
Linje III	0	0	0		0		0,95
Totalt	2	1	4		4	(-)	1,85
Åmotsdalen							
Linje I	7	1	8		1		0,80
Linje II	1	0	2		0		0,90
Linje III	6	5	4		31		1,20
Linje IV	13	4	19		25		1,05
Totalt	27	10	33		57	1,6	3,95
Gutulia							
Linje I	2	1	3		4		1,20
Linje II	0	0	0		0		0,90
Linje III	0	0	0		0		1,20
Totalt	2	1	3		4	(-)	3,30
Møsvatn							
Linje I	5	4	0		5		0,95
Linje II	6	4	0		16		1,05
Linje III	1	1	0		6		1,00
Totalt	12	9	0		27	2,6	3,00
Lund							
Linje I	2	2	0		9		0,45
Linje II	5	5	0		17		1,00
Linje III	0	0	3		2		0,75
Totalt	7	7	3		28	(3,3)	2,20

8.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels eller relativt lave bestander i 2006 i alle de 6 områdene med slike takseringer (**figur 8.1**). Jaktstatistikken fra Solhomfjell antyder at vi nå er inne i en periode med relativt god bestand for orrfugl i dette området. For perioden 1991-2006 indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000 og 2003. For Åmotsdalsområdet tyder tellingene våre på bestandstopper i 1991, 1995, 1999 og 2002, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-2006, men med litt høyere bestander i 1993-94, 2002 og 2004. For Møsvatn har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-2006 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002 og 2005. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2006, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001 og 2004. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirypas hekkeområder



Figur 8.2 *Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell. Data fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening v/Arne Gunnerud. – Bags of black grouse (*Tetrao tetrix*) from the hunting area surrounding the monitoring site at Solhomfjell.*

i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-20 felte fugl pr. 100 jaktdag) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 20-24 felte fugl pr. 100 jaktdag) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2006 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (for denne perioden ca 5 felte fugl pr. 100 jaktdag). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02 og nå i 2006 (**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 7.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr. km^2. Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen et og samme område (Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr. km^2; Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr. km^2).

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorer er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbelte vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja) vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst ± 20% for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lund-området 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 ($\geq$3 fugler) enn en enslig fugl ellere 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 beregningene gir våre tetthets- og produksjonsmål, 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 eventuelle forurensninger, samt at de forventes å bli påvirket av eventuelle klimaendringer. Når det gjelder forurensning, inkluderer dette blant annet redusert reproduksjon i forsurede områder (Ormerod et al. 1988, Rosseland et al 1990, Graveland et al. 1994) og i områder forurenset med metaller (Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensede områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 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 uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende fugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring, se Gregory & Vorisek (2003) og http://www.ebcc.info/index.php?a=cat.7&basket=adc4556c6c2adbff62fc612bd8d0f9db). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse 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 mere nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989).

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Hvert punkt er lagt ut med 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkter skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2006 ble det ikke inkludert nytt feltpersonell.

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 instrukser (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2006-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2005. Samtidig presenterer vi en oversikt over variasjoner for totalt antall observerte fugl av de arter som har høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulært forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbene (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 og kjøttmeis. For disse artene er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensning (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Artene er lette å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992). Kjøttmeis er i motsetning til svarthvit fluesnapper stasjonær hele året. Datamengden for kjøttmeis blir imidlertid betydelig mindre enn for svarthvit fluesnapper. Hovedvekten av reproduksjonsovervåkingen legges derfor på svarthvit fluesnapper.

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper og kjøttmeis. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område. Kassene settes opp i to rekker à 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene og mellom rekkene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uken fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til svarthvit fluesnapperenes 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, ødelagte/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt $\geq$14 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt.

Vi definerer dato for siste egg lagt som eggleggingsdato. Denne datoen er beregnet ut fra at det legges ett egg daglig etter at eggleggingen har startet. I enkelte tilfeller har vi også benyttet oss av klekkedato for å beregne egglegging. I slike tilfeller har vi gått ut fra en rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) på 14 dager for svarthvit fluesnapper og 15 dager for kjøttmeis. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på $\pm$ 1 dag. Ved beregning av områdevise eggleggingstidspunkt benytter vi median dato for 'første'-kull. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen ($\geq$14 dager etter at tredje kull i det aktuelle området er ferdiglagt).

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996 – 2006 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2006
Dividalen. 187 av de 200 punktene ble taksert i perioden 17-20 juni og 9-10 juli. Uegnede værforhold i deler av den planlagt takseringsperiode gjorde at 13 av tellepunktene ikke ble besøkt og at to av takseringslinjene ble gjennomført noe senere enn planlagt. Takseringene ble utført av K.-O. Jacobsen og S.Ø. Nilsen.

Børgefjell. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 15-19 juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen og Ø. Spjøtvoll.

Åmotsdalen. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 10-14 juni av E. Thesen og K.A. Solbakken. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (1, 8, 15, 21 og 28 juni og 6 juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2006 benyttet plasttuter for beskyttelse på reiråpningene. Plasttutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet.

Gutulia. De 200 punktene ble taksert i perioden 7-11 juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (27 mai, 5, 12, 23 juni og 1, 10 og 17 juli).

Møsvatn. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 19-24 juni og 5-6 juli av E. Edvardsen og F. Haga.

Lund. De 200 punktene ble taksert i perioden 19 mai til 5 juni av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, O. Steinberg og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger av B. Skjærpe (20 og 29 mai og 4, 11, 18 og 25 juni).

Solhomfjell. I Solhomfjell ble de 200 punktene taksert av E. Edvardsen og F. Haga i perioden 30 mai til 7 juni. Fuglekassene ble kontrollert 9 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (14, 21 og 28 mai, 4, 10, 17 og 25 juni og 1 og 12 juli).

9.2 Resultater

Dividalen
Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 1085 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 9.1**). Dette er en liten reduksjon fra året før når det gjelder antall observasjoner, men det er økning for antall arter. Reduksjonen i antall observasjoner er særlig forårsaket av færre observasjoner for løvsanger og bjørkefink, mens det var klar økning for gråsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det totalt beregnet 820 individ noe som er litt over median antall for perioden 1993-2005 (**figur 9.1**).

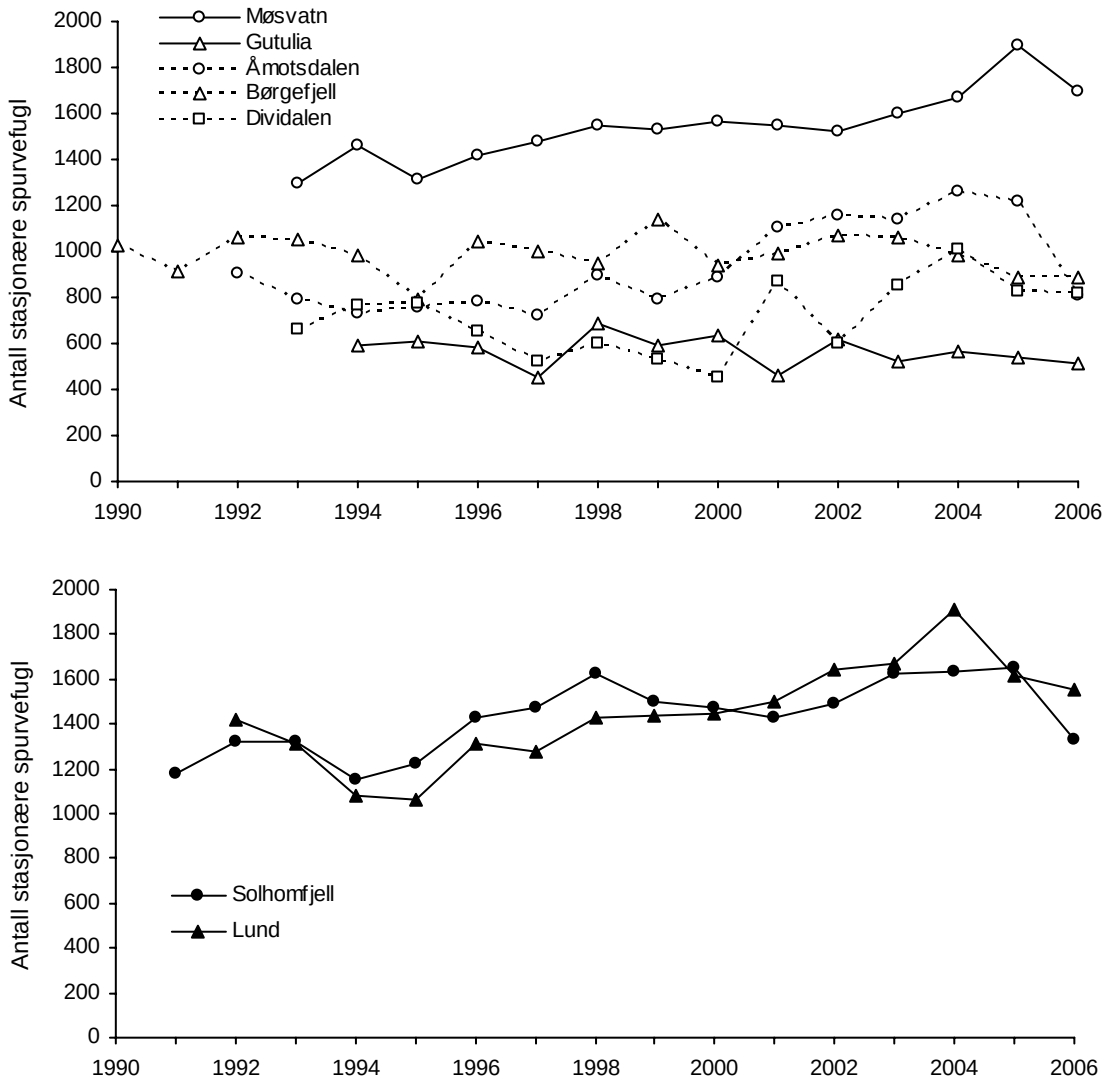
Børgefjell
Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Børgefjell i 2006 resulterte i 1009 observerte spurvefugler fordelt på 22 arter (**tabell 9.2**). Dette er et litt lavere antall observasjoner enn det som ble gjort i 2005. For de vanligste artene var det særlig en økning i antall observasjoner av løvsanger og en reduksjon for bjørkefink og heipiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 884 individ i 2006. Dette er omtrent tilsvarende som for 2005 og litt under median antall observert i perioden 1990-2005 (**figur 9.1**).

Åmotsdalen
Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 958 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 9.3**). Dette er klart lavere enn foregående 5-årsperiode. Reduksjonen fra 2005 gjelder alle de 5 vanliste artene, men er særlig framtredende for heipiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 810 individ i 2006, noe som er klart lavere enn median antall i perioden 1992-2005 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2006 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. For 20 av disse ble egglegging fullført i perioden 1-13 juni (median eggleggingsdato for disse var 7 juni). De øvrige 2 kullene ble ferdiglagt 15 juni. Kullstørrelsen for de 20 kullene som var lagt før 14 juni var i gjennomsnitt 6,20 egg (**tabell 9.4**). Ett av disse 20 reira ble predert/skydd i rugefasen. For de øvrige reirene klekte 90 % av eggene, og 98 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 2 av kassene. Begge disse reirene ble fullagt før 2 juni, og det ble produsert 6 flyvedyktige unger fra hvert av disse reirene.

Gutulia
Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 657 observerte spurvefugler fordelt på 40 arter (**tabell 9.5**). Dette er et litt lavere antall enn for 2005, og det var en liten reduksjon for de fleste av de vanligst forekommende artene. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 515 individ i 2006, noe som også er litt lavere enn for 2005. Dette tallet ligger litt under medianverdien i perioden 1994-2005 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Gutulia var det i 2006 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 8 av kassene. For alle disse ble siste egg lagt i tidsrommet 6-13 juni (median eggleggingsdato var 8,5 juni). Kullstørrelsen for disse 8 kullene var i gjennomsnitt 6,63 egg (**tabell 9.4**). To av disse reirene ble enten forlatt eller predert i ungeperioden. For de 8 reirene med vellykket klekking ble 96 % av eggene klekt, og for de 6 reirene med produksjon nådde 100 % av ungene en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 1 av kassene. Dette kullet ble fullagt 6 juni, og produserte 8 flyvedyktige unger.



Figur 9.1 *Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2006, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber) For tilfeller der ikke alle punkter er taksert, er totaltall beregnet under forutsetningen at endringer for ikketakserte punkter har vært tilsvarende som for de takserte punktene. – Number of passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points at each of the seven monitoring sites during 1990-2006. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution. In cases where some points have not been included in the census, total numbers have been calculated under the assumption that changes for censused and non-censused points are similar.*

Tabell 9.1 *Spurvefugler observert på de 187 takserte punktene i Dividalen, 2006. – Observed passerine birds at the 187 census points in Dividalen. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind
Løvsanger	124	289
Bjørkefink	102	197
Heipiplerke	69	122
Gråsisik	77	112
Rødstjert	56	78
Rødvingetrost	54	67
Gråtrost	25	31
Kråke	23	28
Steinskvett	24	27
Blåstrupe	17	21
Måltrost	15	17
Jernspurv	13	14
Sivspurv	11	12
Svarthvit fluesnapper	10	10
Gråfluesnapper	8	8
Korsnebb	2	8
Ravn	4	7
Granmeis	6	7
Trepiplerke	7	7
Kjøttmeis	5	6
Lappspurv	3	4
Sidensvans	2	2
Tretåspett	1	1
Gjerdesmett	1	1
Ringtrost	1	1
Svarttrost	1	1
Munk	1	1
Hagesanger	1	1
Linerle	1	1
Gulerle	1	1
Grønnsisik	1	1
Bokfink	1	1
Sandsvale	1	1
Sum	187	1085

Tabell 9.2 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2006. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	180	532
Bjørkefink	66	89
Rødvingetrost	71	88
Heipiplerke	50	70
Blåstrupe	38	40
Sivspurv	39	40
Gråsisik	30	38
Gråtrost	17	23
Rødstjert	18	18
Steinskvett	11	12
Måltrost	11	12
Ringtrost	11	11
Gulerle	7	9
Jernspurv	8	8
Lappspurv	4	5
Ravn	4	4
Granmeis	2	3
Kråke	2	2
Korsnebb	1	2
Kjøttmeis	1	1
Gransanger	1	1
Snøspurv	1	1
Sum	200	1009

Møsvatn

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1889 observerte spurvefugler fordelt på 36 arter (**tabell 9.6**). Dette er klart lavere enn for 2005. Størst nedgang var det for rødvingetrost som ble registrert særlig tallrik i 2005, men mange av de mer tallrike artene viste en liten nedgang fra 2005. Det var imidlertid en økning i antall observasjoener for noen av disse artene, særlig for bokfink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1695 individ i 2006. Dette er klart lavere enn for 2005, men likevel det nest høyeste antall som er registrert i hele perioden 1993-06 (**figur 9.1**).

Lund

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Lund i 2006 resulterte i 1659 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 9.7**). Dette er et litt lavere antall observasjoner enn i 2005, og det er særlig forårsaket av færre observasjoner av bokfink, gjerdesmett og rødvingetrost. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1558 individ i 2006. Dette er litt lavere enn for 2005, men over median antall observasjoner gjort i dette området i perioden 1992-05 (**figur 9.1**).

Tabell 9.3 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2006. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	132	330
Bjørkefink	69	119
Heipiplerke	63	101
Steinskvett	44	59
Blåstrupe	33	46
Sivspurv	39	43
Gråtrost	25	36
Gråsisik	21	29
Trepiplerke	24	27
Svarthvit fluesnapper	18	24
Ringtrost	19	20
Jernspurv	14	15
Rødvingetrost	11	14
Rødstjert	11	12
Måltrost	11	12
Kråke	6	10
Rødstrupe	7	10
Bokfink	10	10
Gulsanger	5	6
Munk	5	6
Stjertmeis	2	4
Ravn	2	3
Kjøttmeis	3	3
Svarttrost	2	3
Gråfluesnapper	3	3
Granmeis	2	2
Gjerdesmett	2	2
Dompap	2	2
Snøspurv	2	2
Møller	2	2
Bøksanger	1	1
Gulerle	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	958

Tabell 9.4 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2006. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	102	148
Bjørkefink	82	103
Rødstjert	74	92
Heipiplerke	39	43
Måltrost	30	32
Steinskvett	29	30
Trepiplerke	27	27
Kråke	17	17
Duetrost	15	15
Korsnebb sp.	10	14
Svarthvit fluesnapper	12	13
Grønnsisik	10	13
Gråsisik	10	12
Bokfink	11	11
Ringtrost	8	9
Rødvingetrost	9	9
Sivspurv	7	8
Granmeis	6	7
Gråtrost	6	7
Jernspurv	7	7
Rødstrupe	5	5
Fuglekonge	5	5
Gulerle	4	4
Lappspurv	2	3
Ravn	1	2
Kjøttmeis	2	2
Fossekall	2	2
Blåstrupe	2	2
Gransanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Møller	2	2
Lavskrike	1	1
Trekryper	1	1
Gjerdesmett	1	1
Svarttrost	1	1
Munk	1	1
Bøksanger	1	1
Linerle	1	1
Dompap	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	657

Reproduksjonsovervåking. I Lund var det i 2006 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16, og kjøttmeis i 6 av de 50 fuglekassene. Det var et godt produksjonsår for disse artene også i 2006. Femten av fluesnapperkullene ble ferdiglagt i perioden 18 mai – 2 juni (median eggleggingsdato 25 mai). Kullstørrelsen for disse var i gjennomsnitt 6,20 egg (**tabell 9.4**). Det var i tillegg ett fluesnapperkull med 5 egg, men dette hadde en unormal utvikling med en eggleggingsperiode på over 10 dager og er derfor utelatt. Det var ingen predasjon og ingen reir ble forlatt verken i rugefasen eller i ungefasen. For de 15 reirene ble 98 % av eggene klekt, og alle disse ungene nådde en alder på > 10 dager. For 4 av de 6 kjøttmeisreirene var eggleggingen ferdig før 20 mai. Alle disse reirene hadde vellykket produksjon og dette resulterte i 35 flyvedyktige unger.

Tabell 9.5 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2006. - Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	180	717
Gråtrost	89	186
Rødvingetrost	87	143
Heipiplerke	62	142
Bjørkefink	87	138
Sivspurv	97	123
Bokfink	67	100
Måltrost	70	93
Svarttrost	21	27
Gråsisik	22	26
Ringtrost	17	24
Kråke	17	21
Steinskvett	16	19
Trepiplerke	14	17
Grønnsisik	15	17
Ravn	8	14
Blåstrupe	12	14
Jernspurv	14	14
Granmeis	8	8
Gulerle	6	8
Korsnebb sp.	4	7
Rødstjert	6	6
Linerle	4	6
Rødstrupe	3	3
Gjerdesmett	2	2
Gulsanger	2	2
Bergirisk	2	2
Grønnfink	1	2
Kjøttmeis	1	1
Blåmeis	1	1
Buskskvett	1	1
Tornsanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Tornskate	1	1
Lappspurv	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	1889

Tabell 9.6 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2006. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. Ind. No. of ind.
Løvsanger	197	613
Bokfink	143	192
Trepiplerke	112	144
Rødstrupe	79	95
Svarttrost	66	79
Gråsisik	56	70
Gjerdesmett	65	69
Rødvingetrost	53	58
Jernspurv	49	56
Tornsanger	37	47
Svarthvit fluesnapper	32	35
Kjøttmeis	24	31
Sivspurv	27	29
Måltrost	26	28
Grønnsisik	24	27
Granmeis	14	16
Rødstjert	15	16
Buskskvett	5	6
Duetrost	5	6
Munk	6	6
Bjørkefink	4	4
Blåmeis	3	3
Ringtrost	3	3
Heipiplerke	3	3
Linerle	3	3
Stjertmeis	3	3
Meis sp.	2	3
Ravn	2	2
Løvmeis	2	2
Steinskvett	1	2
Gråfluesnapper	2	2
Kråke	1	1
Nøtteskrike	1	1
Gråtrost	1	1
Fuglekonge	1	1
Dompap	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	1659

Solhomfjell

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1500 registrerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 9.8**). Dette er klart færre observasjoner enn i 2005. Dette skyldes færre observasjoner av de aller fleste av de mest vanlig forkommende artene, med unntak av to av de mer nomadiske artene (grønnsisik og gråsisik) som viste en økning i antall registreringer. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1330 individ i 2006. Dette er klart mindre enn i 2005 og også lavere enn median antall observert i dette området i perioden 1991-05 (**figur 9.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2006 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 20 av de 50 fuglekassene. Kullstørrelsen for de 17 kullene ferdiglagt i tidsrommet 17 mai – 2 juni (median eggleggingsdato 25 mai), var i gjennomsnitt 6,59 egg. To av kullene ble forlatt/predert i rugefasen, og 4 ble forlatt/predert i ungefasen. For de 15 reirene med vellykket klekking ble 93 % av eggene klekt, og for de 11 reirene med vellykket produksjon nådde 98 %

Tabell 9.7 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2006. – Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	169	362
Trepiplerke	176	322
Bokfink	133	196
Rødstjert	77	91
Grønnsisik	67	84
Gråsisik	49	59
Tornsanger	43	57
Svarttrost	31	33
Sivspurv	27	33
Svarthvit fluesnapper	26	32
Korsnebb sp.	20	30
Buskskvett	25	29
Kjøttmeis	25	27
Rødstrupe	24	24
Gråfluesnapper	10	13
Jernspurv	13	13
Granmeis	11	12
Tornskate	12	12
Duetrost	8	9
Måltrost	8	8
Hagesanger	7	8
Ringtrost	5	7
Møller	5	5
Toppmeis	3	4
Steinskvett	2	4
Heipiplerke	3	4
Ravn	3	3
Kråke	3	3
Munk	3	3
Svartmeis	2	2
Gjerdesmett	2	2
Fuglekonge	2	2
Nøtteskrike	1	1
Spettmeis	1	1
Trekryper	1	1
Rødvingetrost	1	1
Linerle	1	1
Dompap	1	1
Bjørkefink	1	1
Sum	200	1500

av ungene en alder på >10 dager (**tabell 9.4**). Det var egglegging av kjøttmeis i 2 av kassene i 2006. Begge disse ble fullagte før 22 mai, men ingen av dem produserte unger.

9.3 Diskusjon

Antall observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var i 2006 lavere enn i 2005 for alle de 7 TOV-områdene. Særlig stor nedgang i antall observerte spurvefugl ble registrert i Solhomfjell, Åmotsdalen og Møsvatn, mens det bare var en liten nedgang i Lund, Gutulia, Børgefjell og Dividalen. For Lund, Møsvatn og Dividalen var antall observasjoner høyere enn median antall observert for perioden 1991/94-05, mens antall observasjoner var i størrelsesorden 10 % under medianen for de øvrige fire områdene (**figur 9.1**). Våre tidsserier for bestandsstørrelser for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. Når det gjelder artene med mest typisk invasjonsartet opptreden, registrerte vi i 2006 relativt lave bestander både for bjørkefink, gråsisik og grønnsisik i de fleste områdene. Unntaket her var bra bestander av gråsisik og grønnsisik i Solhomfjell og av gråsisik i Dividalen. Alle områdene hadde lave bestander av målerlarver i 2006.

For svarthvit fluesnapper var det i 2006 relativt få par som brukte fuglekassene i de fire TOV-områdene med slik overvåking. Tilsvarende situasjon hadde vi også i 2005. For de parene som brukte kassene målte vi imidlertid relativt god produksjon i alle de aktuelle områdene. For klekkesuksess og produksjon fra reir med vellykket klekke-/hekkeresultat, som vi bruker som mål på produksjon sett i forhold til effekter av forurensning, registrerte vi verdier tilsvarende det som har vært vanlig for de forskjellige områdene i siste 10-års periode.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder 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 (≤ 95 %). For årene 1997-2006 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (87-97 %), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97 %). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy (≥ 92 %) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur**

9.2). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2006, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

Tabell 9.8 *Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2006. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget. – Reproduction for the Pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) breeding in nest-boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2006. 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.*

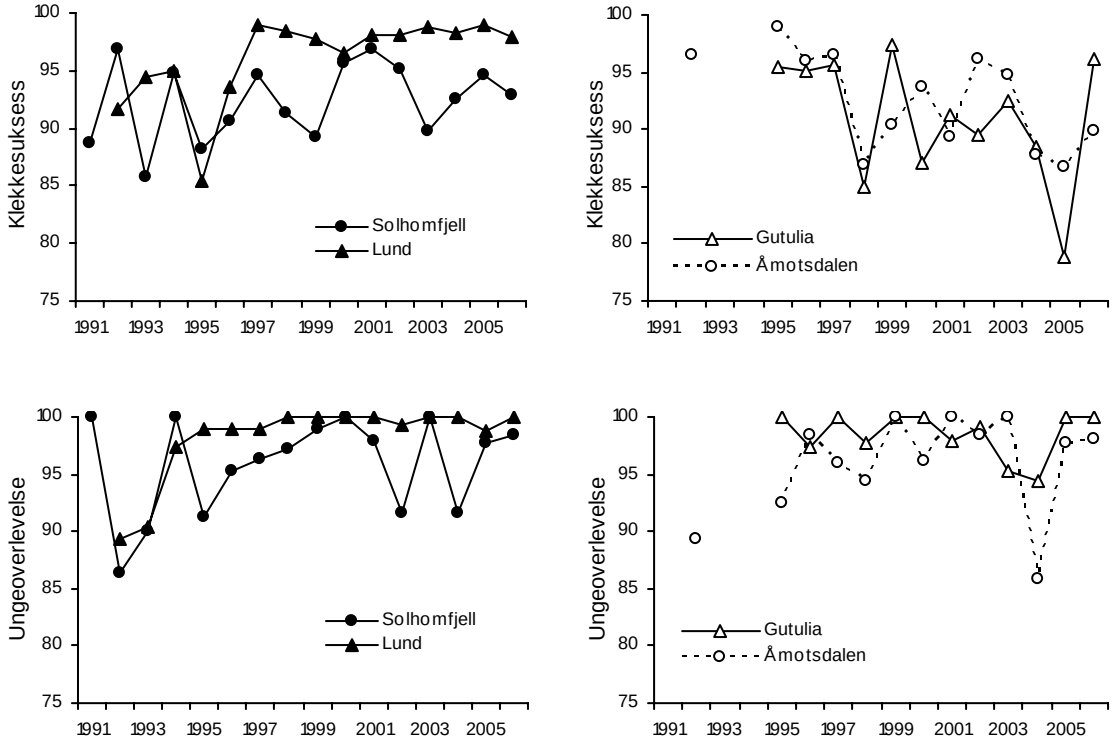
Art **Species**	**Kullstørrelse/Clutch size**	**sd**	**n**	**% Klekkesuksess** **Hatching success**		**% Ungeoverlevelse** **Chick survival**	
Åmotsdalen	6,20	0,83	(20)	90	(118)	98	(106)
Gutulia	6,63	0,52	(8)	96	(53)	100	(32)
Lund	6,20	0,68	(15)	98	(93)	100	(91)
Solhomfjell	6,59	0,87	(17)	93	(98)	98	(64)

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 parametre 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 1992-2006 (**figur 9.3a**), og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og klimaet om våren (mai-temperatur) (**figur 9.3b**). Hvilke effekter tidligere egglegging som følge av et eventuelt mildere klima vil gi er usikkert. Tidlige kull er ofte større enn sene kull og unger som er selvstendige tidlig på året har forventet større sannsynlighet til å nå reproduktiv alder enn senere klekte unger. For 2004 så vi imidlertid at en tidlig vår sammen med lave temperaturer i juni medførte at en betydelig andel av hekkebestanden gav opp forsøket på reproduksjon. I 2005 fikk vi så en situasjon med meget sein og kald vår i store deler av våre fjellområder. I kassefeltene i Gutulia og Åmotsdalen, som også ligger høyest til fjells, resulterte dette i sein egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Hvordan dette påvirket bestanden av fugl generelt er vanskelig å si, men det er påfallende at vi registrerte færre fugl i 2006 enn i foregående år i samtlige områder og særlig i Åmotsdalenområdet som var særlig utsatt for ugunstige klimatiske forhold våren 2005.

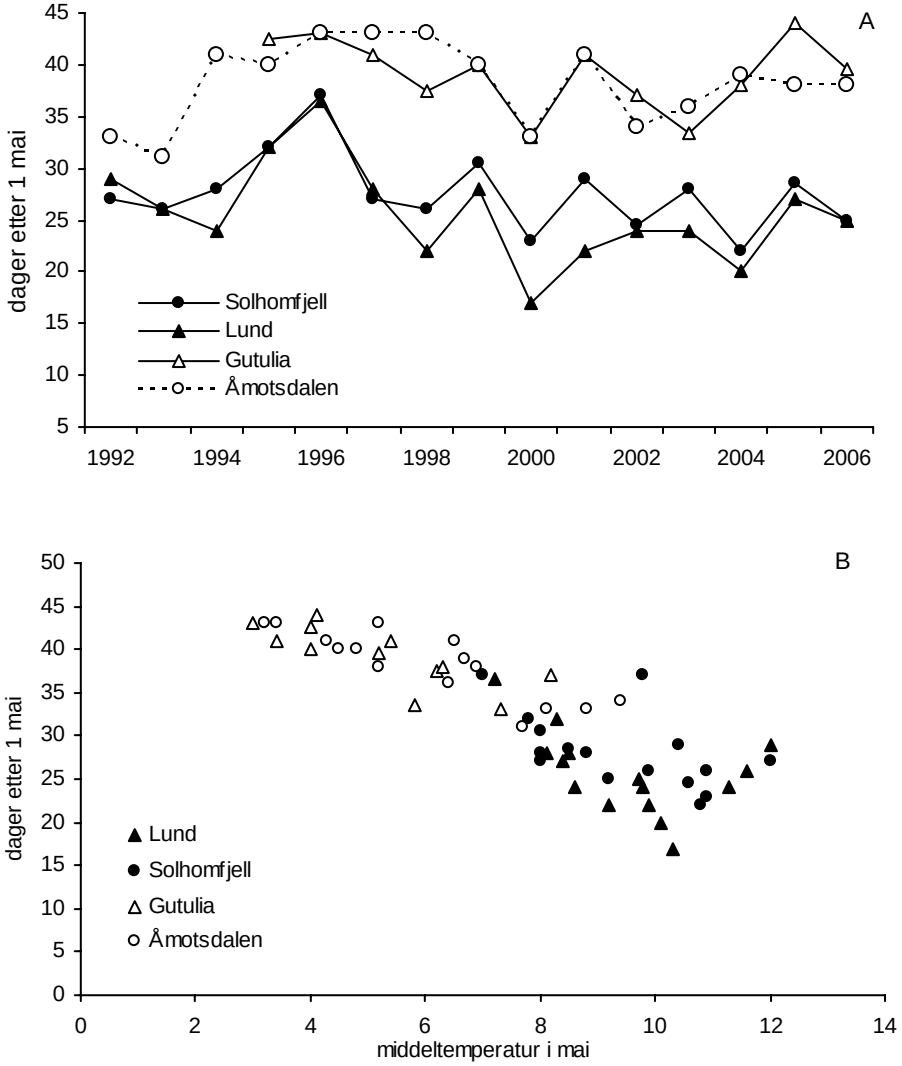
I våre fjellområder kan vi, slik klimasituasjonen nå er, forvente hele spekteret av utviklinger for vårsituasjonen fra tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabilt og ugunstige værforhold, til sein vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med lange kuldeperioder etter at hekkeforsøk er påbegynt. Basert på dette, vil vi med den klimautviklingen vi nå ser forvente større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Hva gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke så blir, gjenstår å se.



Figur 9.2 *Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i TOV-områdene, 1991-2006. 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 pied flycatchers breeding in nest boxes at the monitoring sites. 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.*

Fugletakseringene i de 5 nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa +/- 200 m hoh) og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60 % klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig sub-alpin bjørkeskog), og ca 40 % over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved lengre hekkesesong (tidligere vår), fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl og da særlig ved mer gunstige forhold for skogsartene. En bestandsindeks basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i 5 av våre klassiske fjellområder (SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen) viser for perioden 1993-2006 en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater (r_p = 0,79, p < 0,001, n = 14), mens det ser ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder (r_p = 0,14, p = 0,63, n = 14) (**figur 9.4**). Trenden for økning i mengde fugl i fjellskogen er dermed fortsatt tydelig til tross for at det generelt sett ble målt relativt lave bestander av fugl i 2006.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebber som har en mer nomadisk opptreden) samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 5 hakkespettarter og 37 spurvefuglarter. For åpne områder inkluderes de spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper samt vadefugler, og i TOV datasettet inkluderer dette 20 arter, fordelt på 10 vadefuglarter og 10 spurvefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter, og det er

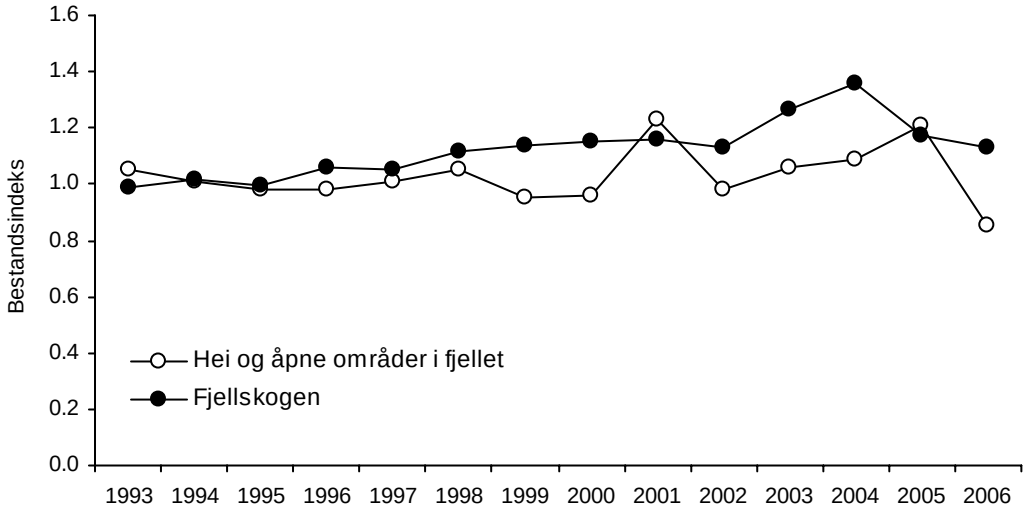


Figur 9.3 *A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første 12-dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2006. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai. – A) Time of egg laying (median date for last egg, only nests laid during the first 12 days of egg laying included) for pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) at four of the monitoring sites during 1990-2006. B) The relationship between time of egg laying and mean May temperature.*

medianindeks for de 5 inkluderte områdene som her presenteres (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96). Denne økningen i skog er som forventet ved mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsesong i fjellet. Siden økningen for skogsartene ikke ser ut til å ha skjedd ved en fortrengning av artene som hekker åpent, tolker vi de observerte endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre 'vekstsesong') enn som en effekt av endringer i habitat. Effekter på fuglefaunaen av direkte endringer i skogsareal (eksempelvis ved fortetting av skogen og heving av skoggrensa) forventer vi imidlertid skal få større effekt på litt lengre sikt.

Det er verdt å legge merke til at det ble registrert et lavere antall fugl med tilknytning til fjellskogen både i 2005 og i 2006 sammenlignet med de forutgående 2 år. Deler av denne nedgangen vil vi anta kan tilskrives de ugunstige værforholdene vi hadde i store deler av våre fjellområder

våren 2005 (jf over). I 2005 registrerte vi en reduksjon i antall observerte skogsarter, men en økning for antall observasjoner av arter som foretrekker åpne områder langs og over skoggrensa (heipiplerke og steinskvett). Dette tolket vi som en effekt av de ugunstige værforholdene vi hadde i mange områder i 2005 med en sein vår og mye snø i de mellom- og høy-alpine områdene i fjellet. Dette medførte trolig at en betydelig andel av bestanden av disse fjellartene oppholdt seg på lavere høydenivå i 2005 enn det som er vanlig, og der hoveddelen av fugletakseringene utføres (Kålås 2006). Bestandsindeksen for hei-artene er derfor trolig litt overestimert i 2005. Vi vurderer det til å ha vært relativt gunstige værforhold for fugleartene i fjellet i 2006-sesongen. Vi forventer derfor en bestandsøkning for spurvefugl i TOV-områdene i 2007.



Figur 9.4 *Bestandsindekser for fugl som prefererer fjellskog, og for fugl som prefererer åpne naturtyper i fjell, basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: hakkespetter og spurvefugler som prefererer skog; åpne områder: vadefugl og spurvefugl som prefererer åpne naturtyper), og er gjennomsnitt av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten. – Population indices for bird species in mountain forest (Fjellskogen) and for bird species of open habitats along the tree line (Hei og åpne områder i fjellet), based on data from 1000 permanent sampling plots at the 5 TOV sites situated in mountains.*

Vedlegg 9.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2006, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2006, 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.

Trepiplerke	*Anthus trivialis*
Heipiplerke	*Anthus pratensis*
Gulerle	*Motacilla flava*
Gjerdesmett	*Troglodytes troglodytes*
Jernspurv	*Prunella modularis*
Rødstrupe	*Erithacus rubecula*
Blåstrupe	*Luscinia svecica*
Rødstjert	*Phoenicurus phoenicurus*
Buskskvett	*Saxicola rubetra*
Steinskvett	*Oenanthe oenanthe*
Ringtrost	*Turdus torquatus*
Svarttrost	*Turdus merula*
Gråtrost	*Turdus pilaris*
Måltrost	*Turdus philomelos*
Rødvingtrost	*Turdus iliacus*
Duetrost	*Turdus viscivorus*
Tornsanger	*Sylvia communis*
Hagesanger	*Sylvia borin*
Løvsanger	*Phylloscopus throchilus*
Svarthvit fluesnapper	*Ficedula hypoleuca*
Gråfluesnapper	*Muscicapa striata*
Granmeis	*Parus montanus*
Toppmeis	*Parus cristatus*
Kjøttmeis	*Parus major*
Kråke	*Corvus corone*
Bokfink	*Fringilla coelebs*
Bjørkefink	*Fringilla montifringilla*
Grønnsisik	*Carduelis spinus*
Gråsisik	*Carduelis flammea*
Korsnebb	*Loxia spp.*
Sivspurv	*Emberiza schoeniclus*

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.

Tårnseiler	*Apus apus*
Tretåspett	*Picoides tridactylus*
Trelerke	*Lullula arborea*
Fjellerke	*Eremophila alpestris*
Linerle	*Motacilla alba*
Sandsvale	*Riparia riparia*
Låvesvale	*Hirundo rustica*
Taksvale	*Delichon urbica*
Lappiplerke	*Anthus cervinus*
Sivsanger	*Acrocephalus schoenobaenus*
Gulsanger	*Hippolais icterina*
Munk	*Sylvia atricapilla*
Møller	*Sylvia currucua*
Bøksanger	*Phylloscopus sibilatrix*
Gransanger	*Phylloscopus collybita*
Lappsanger	*Phylloscopus borealis*
Østsanger	*Phylloscopus trochiloides*
Fuglekonge	*Regulus regulus*
Løvmeis	*Parus palustris*
Lappmeis	*Parus cinctus*
Svartmeis	*Parus ater*
Blåmeis	*Parus caeruleus*
Stjertmeis	*Aegithalos caudatus*
Spettmeis	*Sitta europaea*
Trekryper	*Certhia familiaris*
Pirol	*Oriolus oriolus*
Stær	*Sturnus vulgaris*
Tornskate	*Lanius collurio*
Varsler	*Lanius excubitor*
Ravn	*Corvus corax*
Skjære	*Pica pica*
Nøtteskrike	*Garrulus glandarius*
Lavskrike	*Perisoreus infaustus*
Sidensvans	*Bombycilla garrulus*
Fossekall	*Cinclus cinclus*
Grønnfink	*Carduelis chloris*
Tornirisk	*Carduelis cannabina*
Bergirisk	*Carduelis flavirostris*
Rosenfink	*Carpodacus erythrinus*
Konglebit	*Pinicola enucleator*
Dompap	*Pyrrhula pyrrhula*
Lappspurv	*Calcarius lapponicus*
Snøspurv	*Plectrophenax nivalis*
Dvergspurv	*Emberiza pusilla*
Gulspurv	*Emberitza citrinella*

10 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl

John Atle Kålås & Magne Husby

Som del av et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold i Norge er det aktuelt å inkludere kvantifisering av forekomster av utvalgte organismegrupper i et ekstensivt prøvenett (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), Høyskolen 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).

Her rapporterer vi resultatene fra arbeidet utført i 2006. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, og etablering av takseringsruter i regionen Øst-Norge (Østfold, Oslo/Akershus, Hedmark og Oppland). 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 nå i en tidlig etableringsfase. Dataene vi til nå har samlet inn om forekomster av fugl, sier derfor lite om bestandsendringer for fugl. Vi gir derfor i denne rapporten bare en summarisk oversikt over observasjonene av fugl i 2006 og rapporterer erfaringer med etablering av takseringsruter og gjennomføring av datainnsamling. Etter 2007-sesongen regner vi imidlertid med å ha data som kan si noe mer konkret om bestandsendringer og som kan inngå i den nasjonale bærekraftindeksen (se www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/Barekraftig_utvikling/Indikatorer_for_barekraftig_utvikling.html?id=85721)

10.1 Metoder

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

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

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) blir vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være $\geq$ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som er helt utilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tel-

lepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90^{o} med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, blir ruta rotert ytterligere 90^{o}, osv. I tilfeller der dette roteringssystemet ikke gir ønsket antall tellepunkt, blir ruta ekskludert.

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

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 20 mai - 10 juli. Metode for gjennomføring av disse takseringene er den samme som ble brukt i forprosjektet i 2001 og 2004, og ved oppstart i 2005: opptelling av fugl i en 5 min-periode på hvert tellepunkt, skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002). 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. Dersom angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig (f.eks. på grunn av topografi), kan tellepunktet som brukes ligge inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Om en må velge å bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, skal dette punktet rutinemessig anvendes ved alle senere takseringer.

I 2005 ble det trukket ut 89 telleruter for fugl i regionen Midt-Norge (36 i Nord-Trøndelag, 31 i Sør-Trøndelag og 22 i Møre og Romsdal). Av disse har det ved feltarbeid i 2005/2006 vist seg at 3 av rutene i Møre og Romsdal og 3 av rutene i Nord-Trøndelag ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av det standard design for utlegging av punkt som er brukt (se over). For ytterligere 3 ruter (1 i Sør-Trøndelag og 2 i Nord-Trøndelag) er tilgjengelighet vurdert av feltpersonell til å være såpass vanskelig at det må gjøres en ny vurdering av om rutene kan roteres eller eventuelt om de må ekskluderes (se **tabell 10.1**).

I 2006 ble nettverket videreført med uttrekking av telleruter i region Øst-Norge. Av de ca 1000 potensielle tellerutene gir for hele Norge, ligger 193 i denne regionen. Av disse ble 97 ruter tilfeldig trukket ut for inkludering i tellenettverket. Tilgjengeligheten ble vurdert ut fra kart, og 4 av rutene ble vurdert som ikke mulig å taksere i sin opprinnelige form på grunn av topografi/vann/sjø. For 3 av disse ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som ikke mulig selv etter rotasjon av rutesystemet (se over). Av de 94 tellerutene som etter disse justeringene ble vurdert som aktuelle for datainnsamling ligger 7 i Østfold, 1 i Oslo, 5 i Akershus, 45 i Hedmark og 36 i Oppland. For 1 rute i Oppland er tilgjengelighet vurdert til å være såpass vanskelig at det må gjøres en ny vurdering av om ruta kan roteres eller eventuelt om den må ekskluderes (se **tabell 10.1**).

Datainnsamlingen ble organisert av Norsk ornitologisk forening med Magne Husby som prosjektansvarlig. Lokale koordinatorer (Knut Eie for Øst-Norge og Torstein Myhre for Midt-Norge) er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For oversikt over de som har gjennomført takseringene i 2006 viser vi til **vedlegg 10.1**.

10.2 Resultater

Til sammen ble det fullført takseringer for 158 ruter i 2006. Dette inkluderer 77 av de 83 aktuelle takseringsrutene i Midt-Norge (93 %), og 81 av de 94 aktuelle rutene i Øst-Norge (86 %) (**tabell 10.1**). Lavest andel takserte ruter hadde vi for Oppland fylke (81 %), men i det hele ser vi på andel takserte ruter i 2006 som meget høy, og særlig når det gjelder region Øst-Norge der takseringsnettverket ble etablert i 2006. Av de 177 takseringsrutene som nå er etablert i regionene Øst-Norge og Midt-Norge er det fortsatt 4 ruter vi ikke har avklart tilgjengelighet for.

Tabell 10.1 *Fylkesvis oversikt over totalt antall potensielle telleruter for hekkefugl i det brukte nettverket, antall utvalgte ruter etter regionvis tilfeldig uttrekking av 50 % av rutene, antall utilgjengelige ruter, antall ruter der tilgjengelighet er vanskelig og der muligheter for gjennomføring må vurderes på ny, totalt antall etablerte takseringsruter og antall ruter taksert i 2006. ie - nettverket er foreløpig ikke etablert – Distribution of censusing routes in the different counties in Norway. Ie – the censusing system is not yet established.*

Fylke County	**Totalt i nettverket Total no.**	**Tilfeldig utvalgte Randomly selected**	**Ikke tilgjengelig Not available**	**Totalt antall etablert pr. 2006 Total no. established pr. 2006**	**Taksert i 2006 Censused in 2006**	**Uavklart tilgjengelighet Availability not verified**
Østfold	14	7	0	7	6	0
Akershus	14	6	1	5	5	0
Oslo	2	1	0	1	1	0
Hedmark	86	46	1	45	41	0
Oppland	77	37	1	36	29	1
Buskerud	48	*ie*				
Vestfold	7	*ie*				
Telemark	48	*ie*				
Aust-Agder	29	*ie*				
Vest-Agder	22	*ie*				
Rogaland	30	*ie*				
Hordaland	50	*ie*				
Sogn og Fjordane	60	*ie*				
Møre og Romsdal	47	22	3	19	18	0
Sør-Trøndelag	61	31	0	31	28	1
Nord-Trøndelag	70	36	3	33	31	2
Nordland	125	*ie*				
Troms	84	*ie*				
Finnmark	158	*ie*				
Sum	1032	186	9	177	159	4

Disse er vanskelige å gjennomføre, men vil bli forsøkt taksert igjen i 2007. Samlet sett er det altså mulig å gjennomføre taksering for vel 90 % av rutene i Midt-Norge og vel 95 % av rutene i Øst-Norge etter de regler som er gitt for når ruter må ekskluderes (≤ 12 besøkbare tellepunkt pr. rute selv etter roterasjon i henholdsvis 90^o, 180^o og 270^o).

For de 78 rutene i Midt-Norge ble det gjennomført opptellinger av fugl ved 1439 tellepunkt, mens det for de 81 rutene i Øst-Norge ble gjennomført opptellinger ved 1572 tellepunkt. I gjennomsnitt utgjør dette henholdsvis 18,4 og 19,4 punkt pr. rute. Største delen av punktene som ikke kunne besøkes, ligger enten i vann eller er svært vanskelig tilgjengelige på grunn av bratt terreng.

Totalt ble det ved punkttakseringene langs de 158 rutene som ble gjennomført i 2006 talt opp ca. 17100 par av 135 fuglearter (**tabell 10.2** og **10.3**). Av disse ble det registrert ca 7850 par i Midt-Norge og ca 9250 par i Øst-Norge. Dette gir i gjennomsnitt 108 par pr rute, og med et litt høyere gjennomsnitt for antall observerte par pr. punkt for Øst-Norge (5,9 par pr. punkt) enn for Midt-Norge (5,5 par pr. punkt). Det ble også registrert litt flere arter i Øst-Norge enn i Midt-Norge, henholdsvis 120 og 112 arter. Løvsanger hadde flest registreringer i begge områdene og utgjorde i 2006 20,6 % av observasjonene i Øst-Norge og 19,7 % observasjonene i Midt-Norge. For øvrig ser vi at bokfink og heipiplerke er med blant de 5 mest registrerte artene både i Midt-Norge og i Øst-Norge. I Øst-Norge er det ellers gjøk og trepiplerke som er med på '5 på topp' lista (**tabell 10.2**), mens de to resterende artene på '5 på topp' lista i Midt-Norge er rødvingetrost og bjørkefink (**tabell 10.3**).

Tabell 10.2 *Fugleobservasjoner gjort under punkttakseringene langs de 77 rutene (1439 punkt) som ble taksert i Midt-Norge våren 2006. Antall ruter med registrering, totalt antall par registrert, prosent av rutene med observasjoner av arter og gjennomsnittlig antall observerte par pr. rute med observasjoner av arten. –. Bird observations made during point counts for the 77 routes (1439 points) censused in Central Norway, 2006.*

Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. each route
Løvsanger	71	1546	92,2	21,8
Heipiplerke	49	552	63,6	11,3
Rødvingetrost	59	467	76,6	7,9
Bjørkefink	44	420	57,1	9,5
Bokfink	45	386	58,4	8,6
Gråtrost	45	329	58,4	7,3
Heilo	34	307	44,2	9,0
Gransanger	33	291	42,9	8,8
Gjøk	53	272	68,8	5,1
Måltrost	49	261	63,6	5,3
Rødstrupe	39	246	50,6	6,3
Trepiplerke	46	170	59,7	3,7
Svarttrost	33	136	42,9	4,1
Rødstilk	37	124	48,1	3,4
Kråke	34	120	44,2	3,5
Rødstjert	30	116	39,0	3,9
Gråsisik	39	114	50,6	2,9
Fiskemåke	25	101	32,5	4,0
Gjerdesmett	30	101	39,0	3,4
Steinskvett	26	95	33,8	3,7
Grønnsisik	23	93	29,9	4,0
Enkeltbekkasin	25	87	32,5	3,5
Jernspurv	33	81	42,9	2,5
Småspove	21	79	27,3	3,8
Kjøttmeis	33	78	42,9	2,4
Gluttsnipe	27	74	35,1	2,7
Sivspurv	24	73	31,2	3,0
Ringtrost	23	57	29,9	2,5
Grønnfink	14	54	18,2	3,9
Granmeis	30	53	39,0	1,8
Ringdue	22	53	28,6	2,4
Gråspurv	5	51	6,5	10,2
Svarthvit fluesnapper	20	41	26,0	2,1
Munk	15	34	19,5	2,3
Blåstrupe	13	33	16,9	2,5
Ravn	19	33	24,7	1,7
Strandsnipe	19	31	24,7	1,6
Gråhegre	5	30	6,5	6,0
Orrfugl	12	30	15,6	2,5
Skjære	10	29	13,0	2,9
Gråmåke	4	28	5,2	7,0
Sanglerke	1	28	1,3	28,0
Stær	7	28	9,1	4,0
Blåmeis	11	26	14,3	2,4
Tjeld	8	26	10,4	3,3
Gulerle	9	25	11,7	2,8
Linerle	11	25	14,3	2,3
Storspove	6	25	7,8	4,2
Fuglekonge	8	22	10,4	2,8
Gulspurv	10	21	13,0	2,1
Rødnebbterne	2	21	2,6	10,5
Buskskvett	8	17	10,4	2,1
Svartbak	2	17	2,6	8,5
Gulsanger	7	16	9,1	2,3
Fjellrype	5	14	6,5	2,8
Grønnstilk	4	12	5,2	3,0
Sivsanger	2	11	2,6	5,5
Storlom	7	11	9,1	1,6
Tornsanger	6	11	7,8	1,8
Bergirisk	3	10	3,9	3,3
Dompap	6	10	7,8	1,7

***Tabell 10.2** (forts.)*

Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. each route
Hagesanger	4	10	5,2	2,5
Lirype	8	10	10,4	1,3
Grankorsnebb	3	9	3,9	
Gråfluesnapper	8	8	10,4	
Låvesvale	4	8	5,2	
Svartmeis	8	8	10,4	
Trane	6	8	7,8	
Lavskrike	6	7	7,8	
Smålom	6	7	7,8	
Møller	5	6	6,5	
Stokkand	4	6	5,2	
Toppmeis	6	6	7,8	
Grågås	1	5	1,3	
Sidensvans	1	5	1,3	
Vipe	4	5	5,2	
Krikkand	3	4	3,9	
Lappspurv	2	4	2,6	
Nøtteskrike	4	4	5,2	
Rugde	3	4	3,9	
Taksvale	2	4	2,6	
Trekryper	3	4	3,9	
Fjellerke	1	3	1,3	
Flaggspett	1	3	1,3	
Fossekall	3	3	3,9	
Kvinand	3	3	3,9	
Siland	3	3	3,9	
Spettmeis	3	3	3,9	
Svartand	3	3	3,9	
Svartspett	3	3	3,9	
Fjelljo	2	2	2,6	
Furukorsnebb	1	2	1,3	
Grønnspett	2	2	2,6	
Hettemåke	1	2	1,3	
Kaie	1	2	1,3	
Kanadagås	1	2	1,3	
Myrsnipe	2	2	2,6	
Svømmesnipe	2	2	2,6	
Tretåspett	2	2	2,6	
Dvergfalk	1	1	1,3	
Gravand	1	1	1,3	
Havelle	1	1	1,3	
Havørn	1	1	1,3	
Hvitryggspett	1	1	1,3	
Kongeørn	1	1	1,3	
Løvmeis	1	1	1,3	
Sangsvane	1	1	1,3	
Skogsnipe	1	1	1,3	
Storfugl	1	1	1,3	
Toppand	1	1	1,3	
Tårnfalk	1	1	1,3	
Varsler	1	1	1,3	
Vierspurv	1	1	1,3	
"Fugl", ubest.	4	8	5,2	
"Korsnebb", ubest.	1	1	1,3	
"Terne", ubest.	1	1	1,3	

Tabell 10.3 *Fugleobservasjoner gjort under punkttakseringene langs de 81 rutene (1572 punkt) som ble taksert i Øst-Norge våren 2006. Antall ruter med registrering, totalt antall par registrert, prosent av rutene med observasjoner av arter og gjennomsnittlig antall observerte par pr. rute med observasjoner av arten. – Bird observations made during point counts for the 81 routes (1572 points) censused in Eastern Norway, 2006.*

Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. each route
Løvsanger	73	1903	90,1	26,1
Bokfink	55	1152	67,9	20,9
Gjøk	60	369	74,1	6,2
Heipiplerke	30	353	37,0	11,8
Trepiplerke	48	342	59,3	7,1
Rødvingetrost	52	312	64,2	6,0
Gråtrost	49	298	60,5	6,1
Måltrost	57	283	70,4	5,0
Bjørkefink	40	257	49,4	6,4
Ringdue	38	249	46,9	6,6
Rødstrupe	39	246	48,1	6,3
Svarttrost	39	241	48,1	6,2
Heilo	29	234	35,8	8,1
Grønnsisik	40	219	49,4	5,5
Rødstjert	28	168	34,6	6,0
Grankorsnebb	26	149	32,1	5,7
Kjøttmeis	34	133	42,0	3,9
Sivspurv	21	120	25,9	5,7
Kråke	39	105	48,1	2,7
Gulspurv	19	103	23,5	5,4
Jernspurv	28	89	34,6	3,2
Fuglekonge	29	88	35,8	3,0
Steinskvett	22	81	27,2	3,7
Munk	19	80	23,5	4,2
Orrfugl	22	68	27,2	3,1
Granmeis	31	68	38,3	2,2
Møller	30	64	37,0	2,1
Fiskemåke	23	63	28,4	2,7
Gjerdesmett	23	55	28,4	2,4
Hagesanger	15	51	18,5	3,4
Duetrost	14	49	17,3	3,5
Småspove	13	49	16,0	3,8
Gransanger	4	49	4,9	12,3
Grønnfink	19	49	23,5	2,6
Enkeltbekkasin	18	45	22,2	2,5
Blåstrupe	13	44	16,0	3,4
Gråfluesnapper	18	41	22,2	2,3
Sanglerke	8	41	9,9	5,1
Gråsisik	12	40	14,8	3,3
Flaggspett	21	38	25,9	1,8
Svarthvit fluesnapper	20	36	24,7	1,8
Buskskvett	16	33	19,8	2,1
Blåmeis	13	32	16,0	2,5
Skjære	14	32	17,3	2,3
Toppmeis	15	30	18,5	2,0
Tårnseiler	10	28	12,3	2,8
Svartmeis	17	27	21,0	1,6
Linerle	14	26	17,3	1,9
Svartspett	17	25	21,0	1,5
Låvesvale	9	25	11,1	2,8
Toppand	7	23	8,6	3,3
Gluttsnipe	18	23	22,2	1,3
Gulerle	12	23	14,8	1,9
Rødstilk	11	22	13,6	2,0
Grønnstilk	11	21	13,6	1,9
Dompap	12	21	14,8	1,8
Snøspurv	7	21	8,6	3,0
Lirype	16	20	19,8	1,3
Lappspurv	4	19	4,9	4,8
Nøtteskrike	12	18	14,8	1,5
Sjøorre	3	17	3,7	5,7

Tabell 10.3 *(forts.)*

Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. each route
Vipe	8	17	9,9	2,1
Kaie	4	15	4,9	3,8
Ravn	8	13	9,9	1,6
Trekryper	9	13	11,1	1,4
Kvinand	4	12	4,9	3,0
Skogsnipe	10	12	12,3	1,2
Strandsnipe	10	12	12,3	1,2
Storspove	3	11	3,7	3,7
Tornsanger	3	11	3,7	3,7
Stær	5	11	6,2	2,2
Gulsanger	7	10	8,6	1,4
Furukorsnebb	4	10	4,9	2,5
Kanadagås	4	9	4,9	
Trane	8	9	9,9	
Hettemåke	5	9	6,2	
Taksvale	3	7	3,7	
Rosenfink	3	7	3,7	
Grønnspett	6	6	7,4	
Tornskate	5	6	6,2	
Storlom	5	5	6,2	
Stokkand	5	5	6,2	
Musvåk	2	5	2,5	
Fjellrype	4	5	4,9	
Rugde	5	5	6,2	
Rødnebbterne	2	5	2,5	
Vendehals	4	5	4,9	
Pilfink	1	5	1,2	
Dobbeltbekkasin	2	4	2,5	
Gråmåke	3	4	3,7	
Ringtrost	3	4	3,7	
Spettmeis	4	4	4,9	
Krikkand	3	3	3,7	
Spurvehauk	3	3	3,7	
Boltit	2	3	2,5	
Myrsnipe	2	3	2,5	
Tretåspett	3	3	3,7	
Løvmeis	2	3	2,5	
Gråspurv	2	3	2,5	
Smålom	2	2	2,5	
Bergand	1	2	1,2	
Svartand	1	2	1,2	
Laksand	1	2	1,2	
Tårnfalk	2	2	2,5	
Storfugl	2	2	2,5	
Lavskrike	2	2	2,5	
Gråhegre	1	1	1,2	
Sangsvane	1	1	1,2	
Hønsehauk	1	1	1,2	
Kongeørn	1	1	1,2	
Fiskeørn	1	1	1,2	
Dvergfalk	1	1	1,2	
Jerpe	1	1	1,2	
Makrellterne	1	1	1,2	
Klippedue var. domestica	1	1	1,2	
Fjellerke	1	1	1,2	
Sandsvale	1	1	1,2	
Vintererle	1	1	1,2	
Stjertmeis	1	1	1,2	
Varsler	1	1	1,2	
"Fugl", ubest.	6	25	7,3	
"Korsnebb", ubest.	2	3	2,4	
"Terne", ubest.	1	1	1,2	

Tellingene ved forflytning mellom tellepunktene av et utvalg av mindre tallrike fuglearter (alle arter som ikke er spurvefugler, unntatt måker og ringdue, samt noen utvalgte spurvefuglarter) resulterte i observasjoner av 49 arter og 326 'par' i region Midt-Norge, og 61 arter og 340 'par' i region Øst-Norge (**tabell 10.4**). Når det gjelder denne type opptellinger har vi registrert at det for en relativt stor andel av tellerutene ikke observeres noen par av slike arter. For 2006 gjelder dette for 17 % av rutene i Midt-Norge og for 12 % av rutene i Øst-Norge.

10.3 Diskusjon

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (eks. 80 % sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30 % bestandsnedgang i løpet av en 10-års periode med 95 % signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter. De tellinger som ble utført i 2006 indikerer at dette vil være tilfelle for i størrelsesorden 20 arter både for regionen Midt-Norge og for regionen Øst-Norge, om man ser på regionene separat. Ved bruk av kombinert informasjon fra begge disse regionene vil vi forvente et tilsvarende presisjonsnivå for ca 35 arter. Tellingene fra Midt- og Øst-Norge antyder videre at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene fra 2006 at nettverket, slik det nå er under etablering, vi få en relativt dårlig dekning for arter som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet (eks. sanglerke, stær, taksvale, låvesvale, vipe etc.). Om ikke nettverket blir fortettet for denne type habitater vil vi, for arter som er knyttet til slike naturtyper, få mindre presis kunnskap om bestandsendringer.

Av de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 20 spurvefuglarter, 4 vadefuglarter samt ringdue, gjøk og fiskemåke (i 2006 observert på > 25 % av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Det inngår imidlertid også et knippe av arter som har sin hovedforekomst i åpne områder og i fjellet (ca 10 arter).

Vi er nå i en tidlig etableringsfase for den ekstensive overvåkingen av fugl i Norge. Takseringsnettverket ble etablert i regionen Midt-Norge i 2005, og 2006 er første år med repeterte takseringer av telleruter. Etablering av tellerutene gjøres samtidig med første års taksering. Dette krever en god del ekstra oppmerksomhet bl.a. knyttet til det å finne fram til og etablere tellepunkt, gjennomføring av registreringer av habitatforhold etc. Første års besøk og opptellinger for takseringsrutene vil derfor ikke kunne inngå som fullverdige datasett for vurdering av bestandsendringer. Tellingene våre for 2005 og 2006 er derfor ikke egnet til dokumentasjon av bestandsendringer. Om vi likevel sammenligner antall registreringer av fugl for de 61 takseringsrutene i region Midt-Norge som ble taksert både i 2005 og 2006, har vi ca 10 % økning i antall registreringer i 2006. En foreløpig grov sortering av arter i skogsarter (36 arter), fjellarter (11 arter) og arter knyttet til jordbrukslandskapet (12 arter) viser grovt sett litt over 10 % økning for skog- og fjellartene, mens det er ingen endring for artene knyttet til jordbrukslandskapet. Deler av økningen antar vi, som nevnt over, er et resultat av litt lavere oppmerksomhet knyttet til selve opptellingen av fugl det året takseringsrutene etableres. Dessuten påpekte vi i rapporten for 2005 at våren var meget sein og kald i hele Midt-Norge dette året, og vi forventet av den grunn at antall observasjoner av fugl i gjennomsnitt ville være noe høyere enn det som var tilfelle i 2005 (Kålås & Husby 2006).

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av fugl skal inngå som en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling (www.regjeringen.no/nb/dep/fin/tema/Barekraftig_utvikling/Indikatorer_for_barekraftig_utvikling.html?id=85721). Etter 2007-sesongen regner vi med å ha data som kan si litt mer konkret om bestandsendringer og som kan inngå i denne indeksen. Dette er tiltenkt å være flerartsindekser som skal representere endringer i naturtypene jordbrukslandskapet, skogen og fjellet. Basert på den informasjon som nå er tilgjengelig, bør det nå gjøres en ny vurdering av prinsippene for hvilke arter eller arealer som skal inkluderes i disse indeksene. I prinsippet kan dette være rene artsindekser eller rene habitatindekser.

Tabell 10.4 *Observasjoner av mer sjeldne arter mellom takseringspunktene for henholdsvis Midt-Norge og Øst-Norge, 2006. – Observations of less common bird species between sampling points for the two Norwegian regions where censusing have been established pr. 2006.*

Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs	Art/ Species	Antall ruter med observasjoner/ No. routes with observations	Antall par/ Number of pairs
A) Midt-Norge/Central Norway			**B) Øst-Norge/Eastern Norway**		
Heilo	20	35	Lirype	22	41
Ringtrost	13	26	Heilo	8	31
Rødstilk	16	25	Orrfugl	12	21
Enkeltbekkasin	15	21	Storfugl	12	16
Lirype	14	20	Flaggspett	12	12
Strandsnipe	16	17	Sanglerke	5	12
Gluttsnipe	10	13	Enkeltbekkasin	10	11
Småspove	11	12	Skogsnipe	6	11
Tjeld	2	12	Småspove	7	10
Fjellrype	6	10	Strandsnipe	7	9
Storlom	5	10	Svartspett	8	9
Trane	9	9	Trane	8	8
Stokkand	7	9	Krikkand	6	8
Orrfugl	4	9	Lavskrike	4	8
Rugde	7	8	Lappspurv	2	8
Siland	4	7	Vipe	3	7
Smålom	6	6	Rødstilk	4	6
Gråhegre	4	6	Toppand	3	6
Storspove	4	6	Sandlo	2	6
Toppand	3	5	Gluttsnipe	4	5
Svartand	2	5	Rugde	5	5
Krikkand	4	4	Fjellrype	4	5
Kvinand	4	4	Dvergfalk	5	5
Gulsanger	4	4	Grønnspett	4	5
Dvergfalk	3	3	Rosenfink	3	5
Flaggspett	3	3	Stokkand	4	4
Fossekall	3	3	Kvinand	4	4
Storfugl	2	3	Kongeørn	4	4
Grønnstilk	2	3	Jerpe	3	4
Kanadagås	2	2	Ringtrost	3	3
Havørn	2	2	Smålom	3	3
Sandlo	2	2	Storlom	3	3
Vipe	2	2	Storspove	3	3
Fjæreplytt	2	2	Sjøorre	2	3
Lavskrike	2	2	Musvåk	3	3
Sanglerke	1	2	Boltit	2	3
Sivsanger	1	2	Duetrost	3	3
Horndykker	1	1	Svartand	1	2
Brunnakke	1	1	Grønnstilk	2	2
Sangsvane	1	1	Spurvehauk	2	2
Fjellvåk	1	1	Svømmesnipe	1	2
Kongeørn	1	1	Tretåspett	2	2
Jaktfalk	1	1	Tornskate	2	2
Vandrefalk	1	1	Gulsanger	1	1
Jerpe	1	1	Fossekall	1	1
Myrsnipe	1	1	Kanadagås	1	1
Gråspett	1	1	Brunnakke	1	1
Sidensvans	1	1	Sangsvane	1	1
Varsler	1	1	Fjellvåk	1	1
			Jaktfalk	1	1
			Laksand	1	1
			Havelle	1	1
			Hønsehauk	1	1
			Myrhauk	1	1
			Lerkefalk	1	1
			Tårnfalk	1	1
			Dobbeltbekkasin	1	1
			Vendehals	1	1
			Fjellerke	1	1
			Vierspurv	1	1
			Vintererle	1	1
Sum		**326**			**340**

Når det gjelder rene artsindekser for naturtyper finnes det forslag til dette på europeisk nivå (http://www.ebcc.info/pecbm.html). Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag sin etablering av et Fuglekunnskapskurs som blir en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Feltpersonell kan her delta på feltkurs, trene i artskunnskap via internett, og de må ta en nettbasert eksamen (mer infomasjon på www.hint.no/fuglekjennskap/). Når frivillig personell skal gjøre arbeidet, vil de ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i relevant tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2006 ble 93 % av rutene i Midt-Norge og 86 % av rutene i Øst-Norge taksert. Dette betrakter vi som et meget godt resultat, og da særlig for region Øst-Norge der takseringssystemet ble etablert i 2006.

For å holde kostnadene til registrering av takseringsresultater og informasjon vedrørende takseringsforholdene fra feltpersonell til database lavest mulig er det viktig å få utviklet et nettbasert rapporteringssystem. Det ble utført forberedelser til nettbasert rapportering av takseringsresultatene for fugl i 2006, ved at en grov kravspesifikasjon til et slikt system ble utviklet. Dette arbeidet er direkte rapportert til DN i møte mellom DN og NINA den 28. mars 2007. Her ble også planer for det videre arbeidet innen dette feltet diskutert.

Vedlegg 10.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Fylkesvis oversikt over personer som gjennomførte feltarbeid og antall ruter de respektive takserte i det ekstensive fugletakseringsnettverket i 2006. – Overwiev for people doing the censusing work, 2006.

Fylke County	N ruter No. Routes	Navn Name	N ruter hver No. routes each
Østfold	6	Nicholas Clarke	1
		Morten Hage	5
Akershus	5	Håkan Billing	1
		Knut Eie	1
		Eric Roualet	1
		Ole Skimmeland	2
Oslo	1	Audun Brekke Skrindo	1
Hedmark	41	Jon Bekken	1
		Morten Brandsnes	1
		Knut Eie	1
		Ingvald Ekeland	1
		Knut Fure	1
		Per Jan Hagevik	5
		Stein Ola Haugom	1
		Jan Erik Heggelund	5
		Dagfinn Henriksen	1
		Lars Kapelrud	2
		Rune Karlstad	2
		Jonas Langbråten	5
		Jon Lurås	5
		Eric Roualet	1
		Roar Svenkerud	1
		Trond Voldmo	3
		Tommy Wernberg	3
		Ragnar Ødegaard	1
		Egil Østby	1
Oppland	29	Svein Bekkum	1
		Tom Skånsar Borgersen	2
		Olav Brendjord	1
		Per Bådshaug	2
		Even Dehli	1
		Helge Grønlien	2
		Knut Gundersen	1
		John Martin Mjelde	1
		Per Nesset	1
		Øyvind Pedersen	2
		Jan K Roang	1
		Hans Sagstuen	1
		Tore Semb	2
		Svein Erik Ski	1
		Ståle Skogen	1
		Hans Skuterud	2
		Kjell Mork Soot	5
		Ragnar Ødegård	1
		Thor Østby	1

Fylke County	N ruter No. Routes	Navn Name	N ruter hver No. routes each
Møre og Romsdal	18	Frank Grønningsæter	3
		Hans Martin Høiby	1
		Christer Kamsvåg	6
		Kjell Mork Soot	3
		Ståle Sætre	2
		Tor Ålbu	2
		Øystein Ålbu	1
Sør-Trøndelag	28	Gunnar Borgos	1
		Per Willy Bøe	1
		Hans Martin Høiby	1
		Atle Karlstrøm	1
		Camilla Knutsen	1
		Andreas Landrø	1
		Arild Lindgaard	1
		Morten Martinsen	1
		Ståle Prestøy	2
		Livar Ramvik	1
		Tore Reinsborg	1
		Hans Einar Ring	1
		Jostein Sandvik	2
		Beata E. Solbakken	1
		Kjetil Aadne Solbakken	1
		Tore Storli	3
		Thorleif Thorsen	2
		Knut Totland	2
		Morten Venås	1
		Per Inge Værnesbranden	2
		Ingebrigt Sakse Åsen	1
Nord-Trøndelag	31	Inge Hafstad	5
		Terje Kolaas	5
		Trygve Lullau	1
		Erlend Moen	1
		Torstein Myhre	1
		Pål Mølnvik	2
		Torbjørn Opheim	2
		Tore Reinsborg	1
		Torfinn Sellæg	1
		Henry Skevik	2
		Helge Staven	1
		Kjartan Trana	2
		Geir Erik Vie	4
		Per Inge Værnesbranden	3

11 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

Overvåkingen i TOV er lagt opp for å dekke viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. De ulike komponentene vil delvis dekke viktige næringskjeder i disse systemene, f.eks. planter, smågnagere/ryper, rovfugl. Til sammen er det forventet at de valgte overvåkingsparameterne vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Vi har her ikke foretatt en grundig analyse av sammenhenger mellom endringene i de ulike overvåkingsparameterne og mulige påvirkningsfaktorer, men vi kan gi en kvalitativ vurdering av noen hovedmønstre i slike sammenhenger.

Klimaendringer
Flere av de overvåkete komponentene i TOV-områdene viser endringer som kan knyttes til klimavariasjoner siden 1990. Generelt er det en sammenheng mellom planteartenes kjente temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet, som uttrykk for en lokal temperaturgradient (Bakkestuen et al. 2005). Det er følgelig gode muligheter for å fange opp endringer i plantearters forekomst i TOV-områdene som svar på endringer i klimaet. Mosers vekst svarer umiddelbart på klimaforholdene, og de viser tydelige endringsmønstre. Særlig har store moser i markvegetasjonen i sørlige områder økt i mengde (R. Økland & Nordbakken 2004, kap. 3 og 4). Tilsvarende mønstre er også vist ved vegetasjonsovervåkingen i granskog i regi av Norsk institutt for skog og landskap (T. Økland et al. 2004a). En hovedgrunn til dette er lengre vekstsesong for moser i overvåkingsperioden. I enkelte av de nordlige områdene som Åmotsdalen og Gutulia har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vokseforhold.

På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake (Bruteig 2002). Endringene i artssammensetning hos lav på bjørk i Åmotsdalen viste framgang for varmekjære arter som vanlig kvistlav og bristlav. Foreløpig er lavdekningen relativt lav i dette området, slik at snømållav har greid å opprettholde sin forekomst. Også den kraftige framgangen for alger i Lund har delvis sammenheng med et mildere og fuktigere klima i dette området (men se også Langtransporterte forurensninger, under).

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, noe den sene og kalde våren i flere av overvåkingsområdene i 2005 ga klart inntrykk av. Da fikk vi vesentlig senere hekking enn i mange av de foregående årene (jf kap. 9). I 2006 var klimaforholdene gunstige og ga en noe tidligere hekkestart.

Vi forventer at mildere klima og lengre produksjonssesong i fjellet vil gi økning i fuglebestandene i disse områdene. En bestandsindeks basert på informasjon fra 1000 faste tellepunkt i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater. Arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ser imidlertid ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling. Variasjoner i dette mønstret de siste to årene tolker vi som en konsekvens av den sene og kalde våren i 2005. Arter knyttet til åpne områder ble da trengt sammen nær skoggrensa. Generelt svak reproduksjon i 2005 synes dessuten å ha ført til lavere spurvefuglbestander i disse områdene i 2006.

Andre observasjoner av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 5-8), gir ellers ikke grunnlag for å knytte disse til spesifikke klimaendringer. Slike sammenhenger er sannsynligvis til stede, men sett i forhold til andre faktorer er de ikke tydelige nok til at vi har kunnet oppdage dem.

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

De tydeligste effektene av forurensningspåvirkning er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene (jf kap. 5). Spesielt i de sørlige og mest forurensningsbelastete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt forurensningsfølsomme arter som brunskjegg (jf Bruteig 2002, Bruteig & Wilmann 2004, Hilmo et al. 2004). Den generelle framgangen for lav og det reduserte skadeomfanget tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsuring de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. I siste periode ble det imidlertid registrert økt andel skadd lav, både i det lite forurensningsbelastete området i Åmotsdalen og det mer belastete området i Lund. 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 (kap. 5). Også for markvegetasjonen kan det nå se ut til at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen begyner å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf kap. 3 og 4; R. Økland & Nordbakken 2004). Tilsvarende mønstre er også påvist i enkelte granskogsområder overvåket av Norsk institutt for skog og landskap (T. Økland et al. 2004a). For markvegetasjonen synes tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen, å være reversert i løpet av den siste 5-årsperioden. Endelige konklusjoner om dette må avvente ytterligere undersøkelser (jf R. Økland & Nordbakken 2004). Overvåkingsområdet i Åmotsdalen er lite utsatt for langtransporterte forurensninger, og det er ingen indikasjoner på effekter av forsuring eller nitrogengjødsling i dette området.

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2006 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). 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 ryper og skogsfugl. Det drives jakt i en viss utstrekning i de fleste av overvåkingsområdene, men det er ikke noe i våre observasjoner som tilsier at disse artene overbeskattes. Variasjonen fra år til år og mellom områder, samt fordelingen av ungfugl og voksne for lirype, kan i hovedsak tilskrives naturlig variasjon i artenes bestandsdynamikk. Det må imidlertid understrekes at våre undersøkelser ikke er innrettet mot å avsløre ev. effekter av beskatning.

Heller ikke variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan 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 overgrep fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Mer omfattende overvåkingsinnsats i Solhomfjell i 2004-06 viser bedre reproduksjon i denne perioden, og årsakene til den svake reproduksjonen i dette området i perioden

1999-2003 er ikke avklart. Den reduserte produksjonen for kongeørn og jaktfalk i flere av områdene i 2006 skyldes i hovedsak dårlig tilgang på viktig bytte som småvilt.

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

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

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

- 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 oppvise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster kan vi se 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 (til dels også Åmotsdalen) 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 fjernet. Ved angrep i flere påfølgende år kan også treindivider 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 (f.eks. klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (f.eks. markmus). Masseforekomster av bjørkemålerlarver gir også et stort overskudd på næring for fugler, noe som kan utnyttes av arter med en nomadisk livsform som f.eks. bjørkefink. Alle disse endringene viste seg i Møsvatnområdet etter store bjørkemålerangrep rundt 2000 (se Framstad et al. 2003; http://www.nina.no/?io=1001450).

12 Litteratur

Aerts, R. & Berendse, F. 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. - Vegetatio 76: 63-69.

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.

Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen – tredje gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 32-38.

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn – reanalyser 2002. – NINA Oppdragsmelding 793: 10-16.

Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Framstad, E., Sloreid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. – NINA Rapport 52, 47s.

Bakkestuen, V. & Erikstad L. 2002. Terrestrisk overvåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. – NINA Oppdragsmelding 610: 1-46.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. In press. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 31.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørlie, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding 758: 1-46.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.

Barkman, J. J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. - Van Gorcum, Assen.

Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. - Academic Press.

Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Flückiger, W. & Van den Wyngaert, I. J. J. 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update.

Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons¬overvåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.

Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.

Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - Journal of Vegetation Science 8: 329-336.

Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. - Allforsk rapport 9: 1-40.

Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervaking. Samanstilling av epifyttovervakinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.

Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividal og Gutulia 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 39-60.

Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – Holarctic Ecology 6: 24-31.

Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. Volume VIII - Crows to finches. Oxford University Press. New York.

Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.

Dahl, E. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). – Cambridge Univ. Press. 297 s.

Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD thesis, NTNU, Trondheim.

DN 1997. Natur I endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.

Eeva, T. & Lehiokoinen, 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. & Lehiokoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - Oecologia 108: 631-639.

Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ectoparasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (Ficed*ula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - Can. J. Zool. 72: 624-635.

Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (Ficed*ula 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., Ollilla, T. & Kålås, J.A. 2007. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. - Naturvärdsverket, Stockholm (*in press*)

Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – Ecography 24: 555-568.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVII.Göttingen. 258 pp.

Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. - Auk 88: 323-342.

Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4 year period in northern Sweden. – Wahlenbergia 4: 1-114.

Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. Oecologia 70: 339-347.

Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. - Vegetatio 86: 143-150.

Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. - Vegetatio 95: 149-158.

Ferry, B.W., Baddeley, M.S. & Hawksworth, D.L. 1973. Air pollution and lichens. – The Athlone Press, London.

Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. 9.

Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.

Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologsk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.

Framstad, E., Sloreid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. – NINA Rapport 108, 41 s.

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., 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.

Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.

Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – NINA Temahefte 4: 1-104.

Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. - pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. Birds as Monitors of environmental Changes. Chapman & Hall, London.

Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwilk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - Nature 368: 446-448.

Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. Birds as Monitors of environmental Changes. Chapman & Hall, London.

Gregory, R.D. & Vorisek, P. 2003. Report on the Pan-European common bird monitoring workshop. – Bird Census News 16: 4-15.

Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – Biol. Cons. 43: 309-319.

Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – J. Animal. Ecol. 59: 743-752.

Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. - Acta Zool. Fenn. 83: 1-96.

Hagen, D., Bruteig, I. E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 150: 27-55.

Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.

Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – Biol. Cons. 58: 357-366.

Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – Oikos 106: 85-92.

Hanski, I., Hansson, L. & Henttonen, H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. – J. Anim. Ecol. 60: 353-367.

Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. – Nature 364: 232-235.

Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – Trends in Ecology and Evolution 3: 195-200.

Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. – Studies in Biology 66: 1-60.

Henttonen, H., McGuire, A.D. & Hansson, L. 1985. Comparisons of amplitude and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of Clethrionomys species. – Ann. Zool. Fennici 22: 221-227.

Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukisalmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – Oikos 50: 353-365.

Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefauna 11: 75-77.

Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding 834, 33s.

Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. - DN-notat 1992-3.

Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. – Vår fuglefauna 22: 5-9.

Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. – NILU Rapport OR 61/2002: 1-72.

Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. – Tapir akademisk forl., Trondheim.

Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-49.

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.

Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of the epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. – Water Air and Soil Pollution 154: 203-211.

Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. – BioScience 55: 311-322.

Insarova, I. D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. – Swedish Environmental Protection Agency Report 4007: 1-72.

Kålås, J.A. 2006. Spurvefugl. – s. 74-87 i Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2005. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. - NINA Rapport 150.

Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.

Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. 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. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – s. 67-70 i Framstad, E. (red). Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. - NINA Oppdragsmelding 839.

Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.

Kålås, J.A. & Husby, M. 2006. Ekstensiv bestandsovervåking av fugl i Midt-Norge. – Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2005. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 150: 88-93.

Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.

Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – Environmental Pollution 107: 21-29.

Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (Eds.) 2006. Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 416 s.

Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – BioScience 54: 1071-1079.

Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - Ann. Zool. Fennici 26: 153-166.

Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.

Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – Tema Nord 517: 1-125.

Lid, J., Elven, R., Alm, T. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utg. – Samlaget, Oslo.

Lindström, E., 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.

Lindström, E. & Hörnfeldt, B. 1994. Vole cycles, snow depth and fox predation. – Oikos 70: 156-160.

Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN-rapport 1989,8: 1-98.

Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. - T & A.D. Poyser, London.

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. hovedfagsoppgave.

Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – Oikos 24: 220 224.

Myrberget, S. 1984. Population cycles of willow grouse *Lagopus lagopus* on an island in northern Norway. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 7: 46-56.

Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. - Sterna 15: 149-156.

Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - Environ. Pollution 55: 29-40.

Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.

Nygård, T. & Gjershaug. J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. - Ecotoxicology 10: 285-290.

Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge - Utvikling over tid, og nye giftstoffer. - NINA Rapport 213: 1-42.

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.

Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.

Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - Environ. Res. 26: 363-371.

Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. Ecotoxicology of soil organisms. Lewis, Chelsee.

Nyholm, N.I.E. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - Oikos 29: 336-341.

Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - Svensk bot. Tidskr. 92: 227-232.

Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – Ecography 15: 226-236.

Oksanen, L., Fretwell, S.D, Arruda, J. & Niemela, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. – American Naturalist 118: 240-261.

Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – Oikos 106: 324-334.

Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.

Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. - Environmental Pollution 58: 179-194.

Pedersen, H.C., Steen, H, Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. - NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.

Pitelka, F.A. 1973. Cyclic pattern in lemming populations near Barrow, Alaska. – pp. 199-215 i Britton, M.E., red. Alaskan arctic tundra. Arctic Institute of North America, Technical Paper 25:.

Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - Nature 215: 208-210.

Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.

Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. Pl. Soil 199: 141-152.

Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. - Environmental Geochemistry and Health 12: 17-27.

Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. – Museum of Evolution, Uppsala Universitet, Uppsala.

Seaward, M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. – Symbiosis 37: 293-305.

Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – Oikos 70: 3-11.

Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. – Oikos 80: 257-268.

Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on symaptric populations of bank vole (Clethrionomys glareolus) and wood mouse (Apodemus sylvaticus) in southern Norway. – Journal of Zoology 258: 459-468.

Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - Oecologia (in press)

Smith, A. J. E. 1982. Epiphytes and epiliths. - I Smith, A. J. E., red. Bryophyte Ecology. Chapman & Hall, London and New York. S. 191-227.

SPSS. 2005. SPSS base 14.0: User guide package. - SPSS Inc,, Chigaco.

Stabbetorp, O.E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. &Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser i boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. – NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.

Steen, H., Mysterud, A. & Austrheim, G. 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. – Oecologia 143: 357-364.

Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – Oikos 87: 427-461.

Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The Biology of Lemmings. Academic Press, London.

St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.

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., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass Deschampsia flexuosa in boreal forest. - Canadian Journal of Botany 82: 430-435.

Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in M deposition. - Ambio 32: 91-97.

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.

Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.

Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. – Cambridge University Press, Cambridge.

van Herk, C.M. 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. – Lichenologist 31: 9-20.

van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. – Lichenologist 34: 141-154.

van Herk, C.M., Mathijssen-Spiekman, E. A. M. & de Zwart, D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. - Lichenologist 35: 347-359.

Wirth, V. 1991. Zeigerwerte von Flechten. - I Ellenberg, H., Weber, H. E., Dull, R., Wirth, W. & Ulissen, D., red. Scripta Geobotanica. Erich Goltze KG, Gottingen. S. 215-237, (http://statedv.boku.ac.at/zeigerwerte/?).

Wolseley, P., James, P.W., Theobald, M.R. & Sutton, M.A. 2006. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. - Lichenologist 38: 161-176.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. 3. utg. – Prentice Hall, New Jersey.

Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, S. Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.

Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - Sommerfeltia 16: 1-254.

Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.

Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – Nord. J. Bot. 8: 375-407.

Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – Journal of Vegetation Science 15: 437-448.

Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, rapport 2004, 06: 1-55.

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 Altavassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og fersk-vannsfisk, Trondheim.

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2005. NILU OR 36/2006.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

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

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

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

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

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

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

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

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

Mer informasjon på internett
Generell TOV informasjon finnes på DNs nettsider: http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=1838. Her finnes oversikt over samtlige TOV-rapporter i høyre marg. De fleste rapporter etter 2000 er produsert i pdf-format, og disse kan også gjenfinnes i høyre marg på internettsida. Trykte rapporter fåes ved henvendelse til den aktuelle institusjonen.
Overvåkingsdata fra områdene finnes på: http://dnweb2.dirnat.no/tov/

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

NINA Rapport 262

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-1824-5



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

Grafisk utforming: NINA
Omslagsfoto: Per Jordhøy, Børre Dervo,
Knut Kringstad, Tycho Anker-Nilssen NINA