

840

Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)

NINA Rapport



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

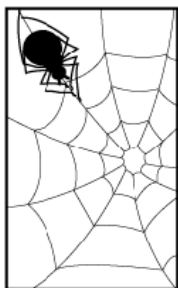
Annen publisering

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

Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 141

Finansiering: Direktoratet for naturforvaltning

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

Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 840. 107 s.

Oslo, mai 2012

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2435-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Adm.dir. Norunn S. Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum

FORSIDEBILDE

Registrering av epifytter i Åmotsdalen. Foto: René S. Larsen

NØKKEWORD

Terrestrisk miljø – overvåking – klimavariasjon – forurensinger – naturlig dynamikk – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – artssammensetning – Norge

KEY WORDS

Terrestrial environment – monitoring – climate variation – pollution – natural dynamics – ground vegetation – epiphytes – small mammals – birds – reproduction – population variation – species composition – Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 840. 107 s.

Overvåkingen i TOV omfatter viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. Det er forventet at overvåkingsvariablene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Her gis en kvalitativ vurdering av hovedmønstre i mulige påvirkninger.

Klimaendringer

Flere av komponentene som overvåkes i bjørkeskog og granskog, viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter ca 1990. Det er generell sammenheng mellom planteartenes temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet. Store moser i markvegetasjonen viser økt mengde i flere granskogområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong pga milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Økningen for store moser har ført til fortetting av bunnsjiktet, med reduksjon i mengden av mange små moser og redusert artsmangfold av spesielt levermoser. I enkelte nordlige områder med bjørkeskog (Åmotsdalen, Gutulia, Børgfjell) har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold. På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømallav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). I 2011 var hekkestart i Lund og Solhomfjell litt tidligere enn forventet ut fra maitemperaturen, mens hekkestart var som forventet i Åmotsdalen og litt senere enn forventet i Gutulia. Mildere klima og lengre produksjonssesong bør gi økning i fuglebestandene i fjellet. En bestandsindeks for fugler i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgfjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2011, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. De siste årene ser det ut til å være noe mer variasjon i dette mønsteret, med nedgang for begge grupper, men mest for artene tilknyttet åpne naturtyper. Dette kan skyldes episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sen og kald vår med forskyvninger i artenes arealbruk som følge.

Langtransporterte forurensinger

Ulike effekter av langtransporterte forurensinger, som forsurening fra svovelforbindelser, gjødsling (eutrofiering) fra nitrogenforbindelser og akkumulering av miljøgifter, kan påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Effektene av slik forurensing kan vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensing i forhold til områder lenger nord med lavere belastning. De tydeligste effektene av endringer i forurensingsnivåer er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene, der særlig de sørlige og mest forurensete områdene viser en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forurensingsfølsomme arter som brunskjegg. Dette tyder på at reduksjon i svovelnedfall og forsurening de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mengden av alger på trærne i det sørligste området Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima, men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen. En sterk økning av graset blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning. Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn, Gutulia og Dividalen tyder på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen kan være i ferd med å påvirke floraen også i mer nordlige områder, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. I disse områdene kan også lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep bidra til de observerte endringene mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er slike gjødslingseffekter ikke like klare. I enkelte områder er det observert økning av smyle, tydeligst i det sørligste området der nitrogen tilførselen er størst, men i andre områder er det ingen slik framgang å observere for nitrogenelskende arter. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsva-

riasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene. I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, samt betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge, men dette har ikke gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

Andre påvirkningsfaktorer

De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder for å unngå arealinngrep og raske endringer i arealbruk, men endringer i bruken av utmarksarealene vil også påvirke disse områdene. Dette gjelder særlig endringer i beiteaktiviteter og annen høsting, oftest i form av redusert bruk av den biologiske produksjonen med økt gjengroing som resultat. I flere av TOV-områdene (f.eks. Åmotsdalen) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sau, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. Ellers synes utviklingen i artssammensetning av markvegetasjonen i bjørkeskogen snarere å indikere en viss gjengroing ved at lyngarter øker i mengde. Det er tendens til redusert produksjon for kongeørn i noen av områdene, tydeligst i Gutulia, noe som kan skyldes endret arealbruk. Også mer akutte effekter av arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til de observerte endringene i overvåkingsområdene.

Overvåkingsopplegget og metodene gir ikke grunnlag for å bedømme om det foregår overbeskatning av viltarter. Det har vært tegn som tyder på ulovlig etterstrebelse av rovfugl i Åmotsdalen i 2003, men det er usikkert om dette er årsaken til svak produksjon noen år hos kongeørn i enkelte andre områder.

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 kjente forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene, slik at fremmede arter kan forventes å dukke opp i disse områdene i nær framtid.

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Undersøkelsesmetodene i TOV er heller ikke innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter fra den norske rødlista er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: Gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) (nær truet), gryntjafs (*Evernia mesomorpha*) (nær truet), ulvelav (*Letharia vulpina*) (sårbar), jaktfalk (*Falco rusticolus*) (nær truet).

Svært mye av observerte endringer i TOV-områdene skyldes i stor grad naturlige variasjoner i nordlige økosystemer som er utsatt for betydelige endringer i fysiske og biologiske forhold fra år til år. Foruten variasjon i klimaet og snødekket vil også endringer i smågnagerbestandene og i mengden av bjørkemålere være viktige årsaker til endringer i andre deler av økosystemene. Smågnagere kan vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom, slik vi bl.a. har sett i TOV-områdene Møsvatn og Børgefjell. Det er overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen ikke viser like tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de generelt lave bestandsnivåene i disse områdene (selv om smågnagerbestanden i Gutulia viste en topp for første gang i 2010-2011). Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år, der også enkelttrær bli drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter, noe som kan endre livsbetingelser og artssammensetning for smågnagere og fugler, med kaskadeeffekter for næringsnettet. Det har vært indikasjoner på slike effekter i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn).

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2012. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2011: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 840. 107 pp.

The terrestrial ecosystem monitoring (TOV) includes important biological components of common boreal and low alpine ecosystems. It is expected that the monitoring variables will respond to various natural and anthropogenic impacts. Here, we give a qualitative assessment of the main patterns of potential impacts.

Climate change

Changes in several of the components monitored in birch and spruce forests can be related to climate variation observed after about 1990. There is a general relationship between plant species temperature sensitivity and their distribution with altitude. Large mosses in the ground vegetation show increased abundance in several sites of spruce forest, which is probably due to the longer growing season of mild autumns, particularly from the late 1990s. Increases for large species have led to a denser bottom layer, with a reduction in the amount of many small bryophytes and reduced number of species, especially for liverworts. In some of the northern birch forest sites (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell), the local climate has been more variable, and the ground vegetation has shown a tendency towards drier growing conditions. On examined trees in several monitoring sites, more thermophilic lichens (e.g. *Hypogymnia physodes*) have increased, whereas cold-tolerant species (e.g. *Melanelia olivacea*) have decreased and exhibited higher damage rates. The timing of egg laying in pied flycatchers shows close relationship with spring development (measured as May mean temperature). In 2011, the start of the breeding of Lund and Solhomfjell was a little earlier than expected from the May temperature, whereas nesting started as expected in Åmotsdalen and a little later than expected in Gutulia. A milder climate and longer production season should result in an increase in bird populations in the mountains. A bird population index for the five monitoring sites in the mountains (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) shows no significant change for species of forest habitats during 1990-2011, whereas species preferring open habitats have had a significant population decrease. In recent years, it seems to be more variation in this pattern, with decreases for both groups, but most for species associated with open habitats. This may be due to episodes of unfavorable weather conditions during the nesting season or a late and cold spring, with shifts in species' habitat use as a result.

Long-range pollution

Various effects of long-range pollutants, such as acidification from sulfur compounds, eutrophication from nitrogen compounds, and toxic compounds can affect flora and fauna of the monitoring sites. Effects may result in differences in species composition, population fluctuations or reproductive success between southern sites with the most pollution and sites further north with lower pollution loads. The most obvious effects of changes in pollution levels are observed for epiphytes on sample trees, where especially the southern and most contaminated sites show a decrease in damage to lichens, an increase in lichens in general and particularly for pollution-sensitive species such as *Bryoria*. This suggests that the reduction in sulfur deposition and acidification in recent decades has had a positive effect on lichens. The amount of algae on the trees in the most southern site Lund has risen sharply during the monitoring period. This may be due to a warmer and wetter climate, but probably also to an increased supply of nitrogen. A strong increase in the cover of the grass *Molinia caerulea* and observations of algae in the ground vegetation in Lund, are probably also related to eutrophication caused by high nitrogen deposition. Observations from birch forest in Møsvatn, Gutulia and Dividalen indicates that air-borne nitrogen also affects the vegetation at the more northern sites, by showing a decline of nitrogen-sensitive lichens and an increase for some nitrophilous vascular plants. However local effects from major moth attacks may also contribute to the fertilization of the ground vegetation at these sites. In spruce forest sites such fertilization effects are not as clear. In some sites, an increase of *Avenella flexuosa* is observed, most evident in southernmost sites where nitrogen supply is greatest, but in other sites, no increase of nitrophilous species

has been observed. Monitoring results do not indicate any effects on the fauna from pollution in the most exposed southern sites. In nationwide surveys from previous years elevated levels of various organic pollutants have been found in eggs of several species of birds of prey, as well as significant levels of lead and other toxic metals in grouse from southwestern Norway, but this did not result in observable effects on reproduction and population dynamics of the investigated species in the TOV sites.

Other impact factors

Most of the TOV sites are located in protected areas to avoid rapid changes in land use, but some changes in land use will also influence these sites. This applies in particular to changes in open range grazing and other harvesting, usually in the form of reduced use of the biological production, resulting in more woody vegetation. In several of the monitoring sites (e.g. Åmotsdalen) there is a high grazing pressure from sheep, and reindeer use Gutulia, Børgefjell and Dividalen. In some of these sites (Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen), damage to the vegetation has been observed that may be due to high grazing pressure. Other changes in the species composition of the ground vegetation, such as increases in ericaceous species, may indicate natural succession. Golden eagle chick production seems to decrease in several sites, most clearly in Gutulia, possibly as a result of land use change. Even more acute effects of land use can affect the monitoring areas, with damage to vegetation from motorized vehicles and logging or other destruction of the sample plots and trees. It is difficult to estimate to what extent such changes have caused the observed changes in the monitoring sites.

Monitoring systems and methods are not suitable for assessing whether there is overexploitation of game species. However, there have been signs of illegal pursuit of eagles and falcons in Åmotsdalen in 2003, but it is uncertain whether this is the cause of low production for golden eagles in some years in some other sites.

So far in the TOV programme, no non-native species have been observed in the monitoring sites. There are currently no known instances of such species near the TOV sites. Hence, no alien species should be expected to occur in these sites in the near future.

The TOV monitoring sites are located to common ecosystems where we would not expect to find many threatened (red-listed) species. Survey methods in TOV are not suited to finding such species, which are often rare. The following species from the Norwegian Red List have so far been observed in the monitoring sites: the lichens *Alectoria sarmentosa* (near threatened), *Evernia mesomorpha* (near threatened), and *Letharia vulpina* (vulnerable), as well as gyrfalcon (*Falco rusticolus*) (near threatened).

Much of observed changes in the TOV sites are due to natural variations in northern ecosystems subject to extensive inter-annual changes in physical and biological conditions. In addition to variations in climate and snow cover, changes in rodent populations and the amount of birch-defoliating moths are important causes of changes in other parts of the ecosystems. Small rodents can show pronounced population fluctuations, often with fairly regular variation with population peaks each 3-4 years, as seen in the TOV sites Møsvatn and Børgefjell. However, it is surprising that small rodents in Gutulia and Dividalen do not seem to show similar population peaks or regular fluctuations. We have no good explanation for the generally low population levels in these sites (although rodent populations in Gutulia showed a peak for the first time in 2010-2011). During major attacks of birch-defoliating moths, leaves on birch trees, other deciduous trees and shrubs could be completely overgrazed. Milder winters could result in major attacks in several consecutive years, where individual trees can be killed on a large scale. This changes the growing conditions and species composition of the ground vegetation, and changes in the living conditions and species composition of small rodents and birds, with cascading effects on the food web. Indications of such effects have been observed in some of the TOV mountain sites, including Møsvatn.

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

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Beskrivelse av TOV-områdene.....	12
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011.....	17
3.1 Metoder.....	17
3.2 Påvirkningsfaktorer	17
3.3 Endringer i Lund	18
3.4 Endringer i Åmotsdalen	22
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011.....	30
4.1 Områdebeskrivelse og metoder	30
4.2 Endringer i perioden 1988-2011 i rutene i Grytdalen	32
4.3 Oppsummering av vegetasjonsendringene i Grytdalen	36
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2011	39
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund i 2011.....	45
6.1 Resultater fra Åmotsdalen	45
6.2 Resultater fra Lund	51
6.3 Oppsummering	55
7 Smågnagere	57
7.1 Metoder.....	57
7.2 Resultater.....	58
7.3 Konklusjon	60
8 Rovfugler	64
8.1 Metoder.....	64
8.2 Resultater.....	65
8.3 Diskusjon	65
9 Hønsfugler.....	68
9.1 Metoder.....	68
9.2 Resultater.....	70
9.3 Diskusjon	73
10 Spurvefugler.....	74
10.1 Metoder.....	74
10.2 Resultater.....	76
10.3 Diskusjon	80
11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	87
11.1 Metoder.....	87
11.2 Resultater.....	90
11.3 Diskusjon	96
12 Referanser	100

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 7	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Per Arild Aarrestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (per.a.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 5	Tonje Økland, Norsk institutt for skog og landskap, Boks 115, 1431 Ås (tonje.okland@skogoglandskap.no)
Kap. 6	Inga E. Bruteig, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (inga.bruteig@nina.no)
Kap. 8, 9, 10, 11	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i 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 (unntatt i Ny-Ålesund). I 2009 ble det etablert ny vegetasjonsovervåking i Endalen på Svalbard i regi av Miljøovervåkingen på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). I TOV inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og pattedyr, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Direktoratet for naturforvaltning (DN) har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, mens vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo. Markvegetasjon er overvåket av Norsk institutt for skog og landskap i 10 granskogsområder siden 1988, hvorav 8 områder er videreført med støtte fra DN.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2011, i form av en felles, forenklet dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i Åmotsdalen, Lund og Grytdalen naturreservat (Telemark), epifytter i Åmotsdalen og Lund, og faunaen i alle aktuelle TOV-områder. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder og 6 bjørkeskogsområder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2011, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2011 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen takkes avd.ing. Jan Erik Jacobsen ved Skog og landskap og laboratoriet ved UMB for kjemisk analyse av jordprøver. John Vammervold, Hege Mellem og Ingeborg Stølen takkes for utleie av sætrær til feltarbeidet i Åmotsdalen.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Grytdalen naturreservat takkes Rune Halvorsen for artsbestemmelser av innsamlede moser. Takk også til kolleger som har deltatt i feltarbeidet i tidligere tidsperioder.
- For undersøkelsene av epifytter på trær i Lund og Åmotsdalen takkes Håkon Holien, Høgskolen i Nord-Trøndelag, for hjelp til artsbestemming av innsamlet skorpelev.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Torbjørn Berglund (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke en rekke kolleger i og utenfor NINA, samt Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening v/Johnny Brattbakk. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog - Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). Rypetakseringene er her utført i samarbeid med Røyrvik Jeger- og Fiskerforening v/Rune Skåren. Statskog Nordland v/ Per Lorentzen har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2011/12 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe og Oddvar Heggøy, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære og Per Willy Bøe. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad, Vegard Ankerstad Larsen, Kjell Ruud Mjølssnes og Øivind Egeland, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse og Vegard Moi har organisert rypetakseringene i Lund med assistanse fra Erik S. Surdal og Mette Møllerop. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen og Rune Bergstrøm og i Solhomfjell er slike takseringer utført av Rune Skåland, Erik Edvardsen og Jørn Helge Magnussen. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Statskog ved Kristian Eiken Olsen har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for jakt sesongen 2011. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av rovfugl i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har i den forbindelse hatt assistanse i felt av Helge Midtgard, Gjermund Geistad, Sigmund Holte og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført/organisert lrypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn med assistanse fra Bjørn Frøysa, Kjersti Pedersen, Steinar Karlsen, Robin B. Haaland, Einar Malm, og Rune Norli. For oversikt over alle deltagerne for fugletakseringer i de ekstensive fugletakseringene viser vi til kap. 11.

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

Oslo, mai 2012
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) tok i 1990 initiativet til "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 vernetede 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.

Motivasjonen for programmet ble i 2001 dreiet mot også 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 ekstensiv, arealrepresentativ overvåking som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

I 1988 etablerte Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006 Norsk institutt for skog og landskap) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 5.1**). Siden 2001 er resultatene fra denne vegetasjonsovervåkingen og fra TOVs vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (barskog i Solhomfjell) i økende grad sett i sammenheng. Fra 2005 har DN bidratt med midler til videreføring av vegetasjonsovervåkingen i granskog, og fra 2007 er det lagt opp til felles rapportering av resultatene fra vegetasjonsovervåkingen.

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

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

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter). Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smågnagere og lirype/orrfugl, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransporterte forurensninger sammenlignes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensninger. De mange artene av spurvefugl i overvåkingsområdene har ulike økologiske krav og kan dermed også forventes å svare forskjellig på endringer i klimaet eller i menneskers arealbruk.

Resultatene fra TOV inngår som viktig datagrunnlag for Naturindeksen for Norge (Nybø et al. 2001) og i annen rapportering om tilstanden for biologisk mangfold i Norge. Dataene blir også

brukt i ulike forskningsprosjekter og i vitenskapelig publisering av NINA-forskere og samarbeidspartnere. Så langt er en rekke vitenskapelig artikler publisert om endringene i markvegetasjonen og mulige årsaker til dette, hvorav noen av de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Rydgren et al. (2007), R.H. Økland & Bakkestuen (2004), T. Økland et al. (2004). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Gjershaug et al. (2008), Herzke et al. (2005), Mariussen et al. (2008), Pedersen et al. (2006), Vetter et al. (2008). For øvrige økosystemkomponenter med resultater fra TOV er det så langt publisert færre artikler (men jf bl.a. Selås & Kålås 2007, Selås et al. 2011a,b). Flere artikler er imidlertid under arbeid, bl.a. om dynamikken i markvegetasjonen og i epifyttsamfunnet, begge med fokus på effekter av forurensinger og klimaendringer.

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf Ims et al. 2010). Evalueringen anbefalte en reorientering av TOV med særlig vekt på effekter av klimaendringer. Dessuten ble det foreslått tettere samordning av de ulike fagaktivitetene, med styrking av overvåkingsdesign og analysemetoder for å fange opp klimaeffektene bedre enn dagens program er i stand til. Endelig ble det foreslått en annen rapporteringsform som i større grad tilgodeser brukernes behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er forsøkt fulgt opp gjennom 2011 og 2012, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye aktiviteter eller utvide de pågående aktivitetene, slik det hadde vært ønskelig.

Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2011 blir her rapportert i noe forenklet form, sammenlignet med tidligere år. Hovedvekten er lagt på å dokumentere resultatene, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, epifytter på trær og markvegetasjonen i bjørkeskog i Åmotsdalen (Sør-Trøndelag) og Lund (Rogaland), foruten undersøkelser av markvegetasjonen i granskog i Grytdalen naturreservat (Telemark), utført av Norsk institutt for skog og landskap. I tillegg inkluderer rapporten en oversikt over tidsutviklingen for noen sentrale arter i markvegetasjonen og en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugler. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år og mer detaljert diskusjon av resultatene, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen og til presentasjon av TOV på internett med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format: <http://www.nina.no/Overvåking/NaturovervåkingTOV.aspx> (jf også DNs nettsider for TOV-rapporter: <http://www.dirnat.no/content/1575/TOV-rapporter>).

2 Beskrivelse av TOV-områdene

Denne rapporten presenterer resultater for 2011 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**) (se kap. 4 og 5 for markvegetasjonen i granskogsområder). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord som reflekterer store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2009, 2010). Områdene dekker også vide gradienter i klima og geografiske forhold. Områdene er imidlertid plassert slik at de i liten grad er utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. De fleste områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. Se for øvrig **tabell 2.1** for karakteristika ved områdene. Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2**. Generelt har gjennomsnittstemperaturen pr kvartal ligget nær det normale på midten av 1990-tallet, men ellers noe over det normale for alle områder. Gjennomsnittsnedbøren har ligget nær det normale i det meste av perioden, med noe variasjon mellom områdene. Både temperatur og nedbør viser betydelig variasjon mellom ulike kvartaler og år.

Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene.

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

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



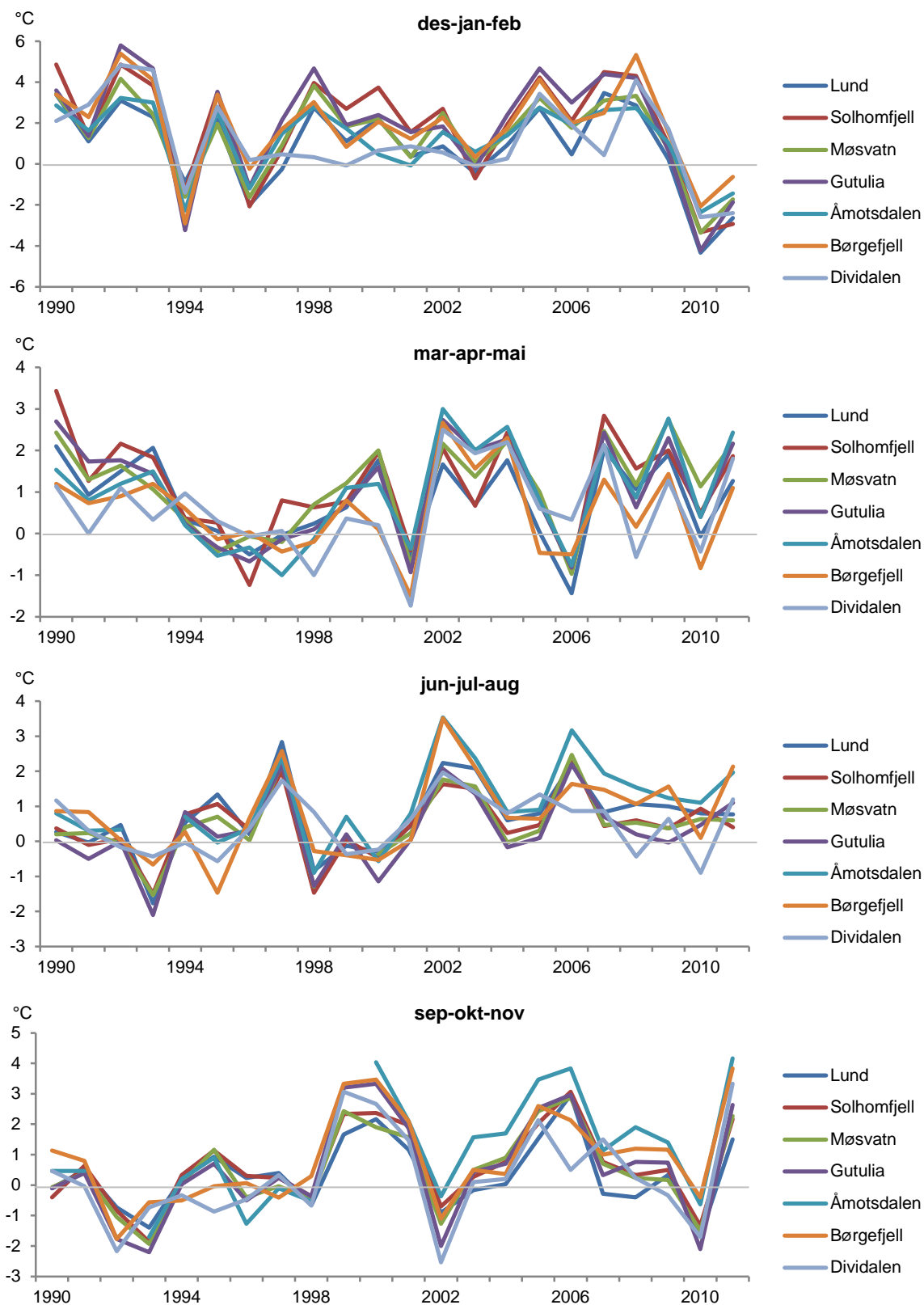
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV.

Dividalen

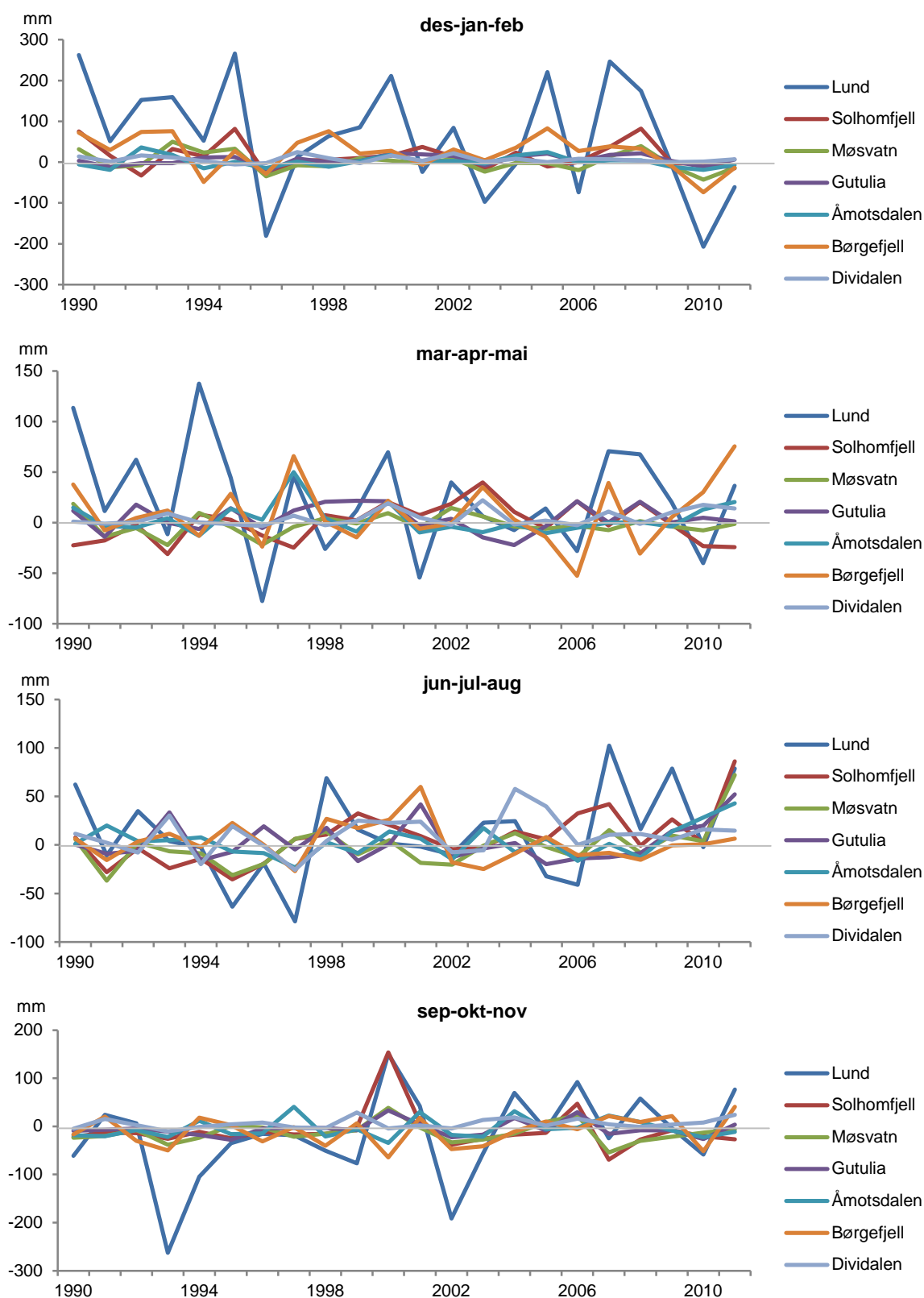
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 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. Heirområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogtyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).



Figur 2.2A Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsmiddeltemperaturer (°C) fra 30-årsnormalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2011.



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 2011.

Åmotsdalen

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

Gutulia

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

Møsvatn

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

Solhomfjell

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

Lund

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

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Heidi Myklebost, Anders Often, Odd Egil Stabbetorp og Kristine Westergaard

TOV-feltene Lund og Åmotsdalen ble første gang analysert i 1991 av Brattbakk et al. (1992) og deretter etter ny, standardisert metodikk i 1996 av Stabbetorp et al. (1999) og Bakkestuen et al. (1999). I 2001 ble gjenanalysene utført av Bakkestuen et al. (2002) og i 2006 av Bakkestuen et al. (2007). Hovedmålet i 2011 var gjenanalyse av makrvegetasjonen og jord, klarlegge eventuelle endringer, og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensning, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 15-årsperiode fra 1996 til 2011.

3.1 Metoder

Feltarbeidet i Lund ble utført i slutten av juli og i Åmotsdalen i begynnelsen av august 2011. Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo. En fullstendig beskrivelse av feltmetodikk og databehandling er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2010).

Jordprøver ble samlet inn og levert til Norsk institutt for skog og landskap for kjemiske analyser av pH (vanneksraksjon), pH (CaCl₂-ekstraksjon), ICP-kationanalyse av ammoniumnitrat-ekstraherbare kationer, utbyttbar aciditet, basemetning, utbyttingskapasitet, total elementanalyse ved syreoppløsning og Kjeldahl nitrogen (Ogner et al. 1999). I tillegg ble det lagt ut en datalogger av typen iBCod 22L i hvert vegetasjonsfelt for måling av jordtemperatur 5 cm under jordoverflaten hver tredje time (se Aarrestad et al. 2010). Loggerne vil bli avlest etter ett års målinger.

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

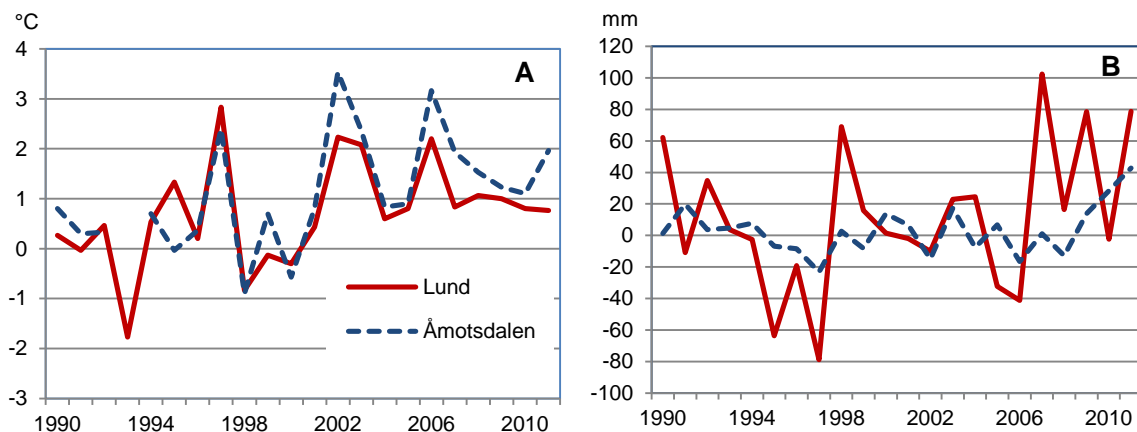
3.2 Påvirkningsfaktorer

Klimaendringer

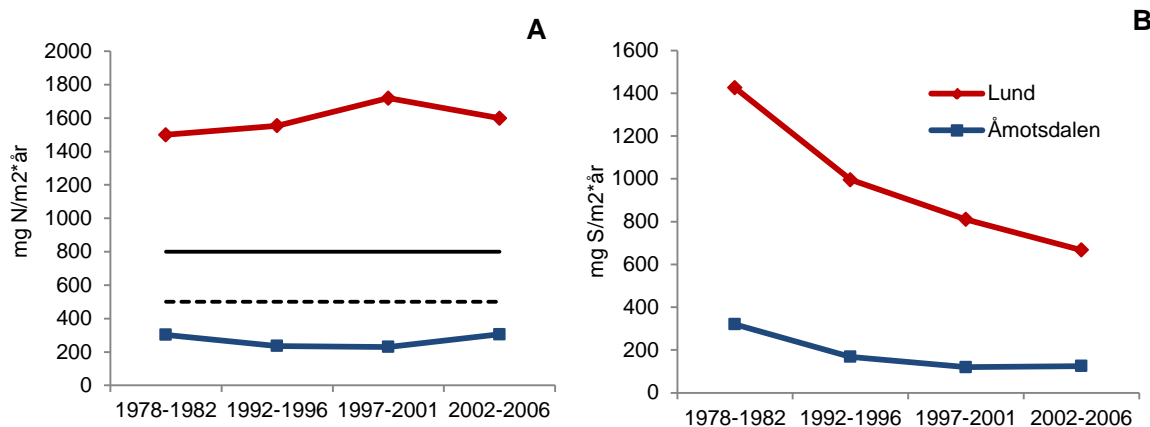
Middeltemperaturene i vekstsesongen juni-august har ligget godt over normalen i både Lund og Åmotsdalen siden 2001 (**figur 3.1A**). Nedbøren har vært særlig rikelig i Lund i vekstsesongen de siste 5 årene, mens det er først de siste par årene den har ligget noe særlig over normalen i Åmotsdalen (**figur 3.1B**).

Nitrogen og svovelavsetning

Den totale nitrogenavsetningen basert på klimaperiodene 1978-1982, 1992-1996, 1997-2001 og 2002-2006 (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008) viser en jevn stigning av nitrogenavsetning i Lund fram til perioden 1997-2001, men også høy avsetning i perioden 2002-2006. Avsetningen ligger betydelig over tålegrensen for fattig boreale lauvskoger (Bobbink & Hetteling 2011). Nitrogenavsetningen i Åmotsdalen ligger imidlertid godt under den nedre tålegrensen for vegetasjonstypen (**figur 3.2A**). Den totale svovelavsetningen i de samme klimaperiodene viser betydelig høyere verdier i Lund enn i Åmotsdalen, og avsetningene har avtatt jevnt fra 1978 til 2006 (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008) (**figur 3.2B**). Resultater fra senere år er ikke publisert ennå.



Figur 3.1 Avvik fra normalverdiene (1961-90) for månedsmiddeltemperaturen (A) og månedsnedbør (B) i overvåkingsområdene Lund og Åmotsdalen i vekstsesongen juni-august siden 1990.



Figur 3.2 Total nitrogenavsetning (A) og svovelavsetning (B) i overvåkingsområdene Lund og Åmotsdalen fra 1978 til 2006: For nitrogen er empiriske nitrogentålegrenser for boreal lauvskog også vist (øvre grense heltrukken linje, nedre grense stiplet linje).

Beitepåvirkning og vekstsesong

Det ble ikke registrert endringer i beiteforholdene i Lund som kunne påvirke artssammensetningen, ei heller andre menneskelige inngrep. Beitepresset vurderes som svakt.

Fram til 2011 var det i Åmotsdalen ikke registrert økning i beitepåvirkning av husdyr, men smånagertopper var registret i 2007 og 2010. I 2011 var feltene imidlertid utsatt for et sterkt husdyrbeite, og vegetasjonen i flere av analyserutene var nedbeitet. Det kunne virke som om vegetasjonen i Åmotsdalen var kommet noe kort i vekstsesongen, og at noe av endringer i mengdeforholdene mellom artene således kan forklares av dette.

3.3 Endringer i Lund

Endringer i totalt antall arter 1996-2011

Det ble i 2011 registrert totalt 75 arter i analyserutene i Lund: 33 karplanter, 24 bladmoser (inkludert torvmoser), 16 levermoser, én lav og ett algetaxon (**tabell 3.1**). Artsantallet har økt noe fra 2006, da det ble registrert totalt 69 arter.

Tabell 3.1. Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Lund i analyseårene og totalt.

Artsgruppe	Antall arter				Total
	1996	2001	2006	2011	
Karplanter	35	34	33	33	37
Bladmoser	19	20	21	24	25
Levermoser	15	16	15	16	23
Lav	0	1	0	1	1
Alger	0	0	0	1	1
Totalt pr år	69	71	69	75	87

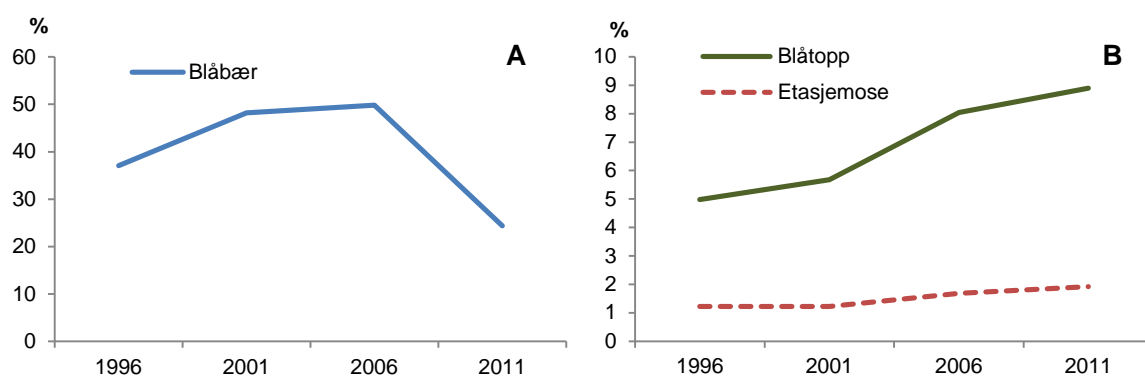
Nye arter i 2011 var gullris (*Solidago virgaurea*), stortaggmose (*Atrichum undulatum*), sprike-lundmose (*Brachythecium reflexum*), storstylte (*Bazzania trilobata*), piggrådmose (*Blepharostoma trichophyllum*) og en grønnalge (Chlorophyceae), totalt seks arter (**vedlegg 3.1**).

Arter som har forsvunnet i analyseperioden fra 1996 til 2011 er krekling (*Empetrum nigrum*), lusegras (*Huperzia selago*), knegras (*Danthonia decumbens*), småtveblad (*Listera cordata*), firtannmose (*Tetraphis pellucida*) skogskjeggmoser (*Barbilophozia barbata*), gåsefotskjeggmoser (*B. lycopodioides*), totannblonde (*Chiloscyphus coa-dunatus*), stripefoldmose (*Diplophyllum albicans*) og frynsemose (*Ptilidium ciliare*), totalt 10 arter. Noen har kommet til underveis (**vedlegg 3.1**).

Endringer i artsforekomst og artssammensetning

Tolv arter gikk signifikant tilbake og syv gikk fram enten i prosent dekning eller i frekvens i siste analyseperiode fra 2006 til 2011 (**tabell 3.2**). Tilbakegangen gjelder særlig bærlingartene blåbær (*Vaccinium myrtillus*) (**figur 3.3A**) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), bregna fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), urtene maiblom (*Maianthemum bifolium*) og skogstjerne (*Trientalis europaea*), samt mosene blanksigd (*Dicranum majus*), ribbesigd (*D. scoparium*) og glansjåmose (*Plagiothecium laetum*). Bortsett fra blanksigd (*Dicranum majus*) er dette arter som også har gått signifikant tilbake fra 1996 til 2011. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) forekom i alle 50 ruter hvert år, og den gjennomsnittlige dekningen økte noe i 2001 og 2006, mens tilbakegangen i 2011 er betydelig.

Arter som har gått fram i hele perioden (også fra 2006 til 2011) er tepperot (*Potentilla erecta*), grasene engkvein (*Agrostis capillaris*) og blåtopp (*Molinia caerulea*), samt bladmosene etasjemose (*Hylocomium splendens*), flettemose (*Hypnum cupressiforme*), kystkransemose (*Rhytidadelphus loreus*), furutorvmose (*Pleurozium schreberi*) og levermosen skogkrekmose (*Lepi-*



Figur 3.3 Gjennomsnitt prosent dekning av (A) blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og (B) blåtopp (*Molinia caerulea*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) i 50 ruteanalyser i Lund de ulike analyseår.

Tabell 3.2 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Lund fra 2006 til 2011 og i hele overvåkingsperioden 1996-2011, målt som endring i prosent dekning og forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+ = antall analyseruter der arten økte og n- = antall analyseruter der arten avtok i mengde. R = endringsretning: nedgang (-), økning (+). p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

	2006-2011								1996-2011							
	Prosent				Frekvens				Prosent				Frekvens			
	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p
Lyng/trevekster																
<i>Calluna vulgaris</i>	7	2		0,085	7	3		0,201	7	2	-	0,028	7	3		0,102
<i>Sorbus aucuparia</i>	10	18		0,101	23	14	-	0,006	8	25	+	0,000	23	15		0,076
<i>Vaccinium myrtillus</i>	48	1	-	0,000	7	5		0,104	38	11	-	0,000	6	2		0,261
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	24	9	-	0,003	24	7	-	0,002	15	22		0,200	21	9	-	0,005
Urter/bregner																
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	1	0		0,317	7	0	-	0,017	5	1		0,102	7	1	-	0,020
<i>Linnaea borealis</i>	3	1		0,317	8	2	-	0,039	4	1		0,180	7	2	-	0,027
<i>Lycopodium annotinum</i>	7	10		0,297	5	12		0,064	5	14	+	0,012	4	14	+	0,010
<i>Maianthemum bifolium</i>	9	10		0,917	35	6	-	0,000	26	7	-	0,012	36	4	-	0,000
<i>Melampyrum pratense</i>	1	1		1,000	3	2		0,336	6	0	-	0,014	9	0	-	0,008
<i>Potentilla erecta</i>	4	6		0,159	1	14	+	0,001	3	14	+	0,003	4	15	+	0,003
<i>Trientalis europaea</i>	14	9		0,365	36	8	-	0,000	15	6		0,172	43	4	-	0,000
Graminider																
<i>Agrostis capillaris</i>	2	2		0,705	0	7	+	0,016	0	4		0,066	1	6	+	0,034
<i>Molinia caerulea</i>	4	11		0,145	3	12	+	0,011	0	18	+	0,000	1	13	+	0,001
Bladmoser																
<i>Dicranum majus</i>	13	19		0,238	22	15	-	0,018	18	16		0,884	19	15		0,124
<i>Dicranum scoparium</i>	10	3		0,052	19	9	-	0,018	11	2	-	0,013	21	8	-	0,020
<i>Hylocomium splendens</i>	8	13		0,388	6	27	+	0,000	6	22	+	0,007	4	31	+	0,000
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	4	+	0,046	0	5	+	0,039	0	4	+	0,046	0	5	+	0,039
<i>Plagiothecium laetum</i>	10	5		0,197	25	14	-	0,006	14	7		0,102	26	12	-	0,002
<i>Pleurozium schreberi</i>	16	8		0,151	24	16	-	0,033	14	12		0,464	26	17		0,100
<i>Polytrichastrum formosum</i>	11	1	-	0,005	14	18		0,820	9	8		0,861	15	18		0,950
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	14	10		0,181	8	21	+	0,023	4	25	+	0,000	6	22	+	0,004
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	5	15	+	0,020	7	13		0,157	4	16	+	0,004	8	11		0,716
Levermoser																
<i>Calypogeia integristipula</i>	12	5		0,060	31	10	-	0,005	17	9		0,115	28	13	-	0,035
<i>Lepidozia reptans</i>	1	6		0,054	0	12	+	0,002	0	13	+	0,001	0	14	+	0,001

dozia reptans). Antall analyseruter med forekomst av blåtopp blåtopp (*Molinia caerulea*) har økt fra 13 til 19 fra 1996 til 2011, og den gjennomsnittlige dekningen pr rute har økt jevnt fra 5,0 til 8,9 % (**figur 3.3B**). Graset smyle (*Avenella flexuosa*) viste også en økning i prosent dekning fra 1996 til 2011 med et signifikansnivå på $p=0.059$.

Flere analyseruter har svært stor dekning (50-90 %) av blåtopp (*Molinia caerulea*), og økningen har vært størst der arten allerede hadde høy dekning.

Etasjemose (*Hylocomium splendens*) har siden 1996 økt fra 28 ruteforekomster til 35 i 2011, men økningen i den gjennomsnittlige dekningen har vært liten (**figur 3.3B**).

Jordsmonnsendringer

I Lund har det øvre humussjiktet blitt noe mer næringsrikt i perioden fra 1996 til 2011. Både pH, Kjeldahl nitrogen, de fleste utbyttable næringskationer, utbyttingskapasitet og basemetning viser statistisk signifikant økning i perioden (**tabell 3.3**).

Tabell 3.3 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske variabler i Lund fra 1996 til 2011. Glødetap (LOI) og basemetning (BS) i %. pH ved vannekstraksjon (pH-vann) og CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumnitrat utbyttbare ioner (H, Ca, K, Na, Mg, P) i mmol/kg tørr jord/ glødetap. Kationbyttekapasitet (CEC) i mmol/kg tørr jord. Total-syreløselig svovel (Tot S) i mmol/kg tørr jord (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

Variabel	n-	n+	p	R	Snitt 1996	Snitt 2011	Gj. endring
LOI	18	32	0,152	+	70,29	72,84	2,55
pH-vann	1	49	0,000	+	3,92	4,21	0,29
pH- Ca	1	49	0,000	+	3,13	3,36	0,23
Kj-N/LOI	12	38	0,000	+	17	19,04	2,04
H/LOI	37	13	0,002	-	1,71	1,51	-0,20
Ca/LOI	12	38	0,000	+	0,53	0,69	0,16
K/LOI	7	43	0,000	+	0,19	0,24	0,05
Mg/LOI	14	36	0,000	+	0,4	0,49	0,09
Na/LOI	31	19	0,102		0,08	0,07	-0,01
P/LOI	20	30	0,437		0,04	0,04	0,00
CEC	16	34	0,004	+	275,2	307,08	31,88
BS	14	36	0,000	+	54,84	62,44	7,60
Tot S	25	25	0,546		59,48	57,71	-1,77

Konklusjoner Lund

- Artsantallet i analyserutene har økt noe, hovedsakelig pga nye, svakt næringskrevende moser som stortaggmose (*Atrichum undulatum*) og fuktighetskrevende moser som storstylte (*Bazzania trilobata*) og prakthinnemose (*Plagiochila asplenoides*). Flere små, mindre næringskrevende og tørketålende levermoser har imidlertid forsvunnet fra rutene, slike som skogskjeggmoser (*Barbilophozia barbata*), gåsefotskjeggmoser (*B. lycopodioides*) og bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*). Framgang av næringskrevende og fuktighetskrevende moser kan være et resultat av økt næringstilgang, mindre forsuring og økt nedbør. Bortfall av småvokste moser er trolig et resultat av gjengroing og fortetting av bunnsjiktet av mer storvokste moser som etasjemose (*Hylocomium splendens*), matteflette (*Hypnum cupressiforme*) og kystkransmose (*Rhytidiadelphus loreus*) og ikke minst fortetting av graset blåtopp (*Molinia caerulea*) som helt skygger ut bunnsjiktet.
- Etasjemose (*Hylocomium splendens*) har vist framgang, som i de fleste overvåkingsområdene for skog i Norge, noe som trolig skyldes endringer av klimaet i gunstig retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger (se **kapittel 5**).
- Økt dekning av grasene engkvein (*Agrostis capillaris*), smyle (*Avenella flexuosa*) og blåtopp (*Molinia caerulea*) og forekomst av alger på bakken skyldes trolig høy nitrogenavsetning, da området ligger betydelig over naturens tålegrense for nitrogenavsetning.
- Tilbakegangen av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) kan skyldes indirekte effekter av høy nitrogenavsetning (jf tilstander i svenske skoger (Nordin et al.1988, Strengbom et al. 2002, 2006)).
- Tilbakegangen av urter kan skyldes naturlig gjengroing/fortetting av skogstrukturen, med mindre lystilgang.
- Utvikling av et svakt rikere jordsmonn kan skyldes økt mineralisering av jordsmonnet grunnet svakt varmere klima og mindre sur nedbør.

3.4 Endringer i Åmotsdalen

Endringer i totalt antall arter

I de 50 analyserutene i Åmotsdalen ble det i 2011 registrert totalt 82 arter: 49 karplantearter, 15 bladmoserarter, 9 levermoser og 9 lavarter (**tabell 3.4**). Artsantallet var relativt stabilt fra 1996 til 2006 med ca 90 arter, og nedgangen i 2011 var således betydelig.

Arter som var registrert i 2006, men som ikke ble gjenfunnet i 2011 var marikåpe (*Alchemilla vulgaris* coll.), fjelløyentrøst (*Euphrasia wettsteinii*), beitesvæver (*Hieracium vulgatum* agg.), setergråurt (*Omalotheca norvegica*), tettegras (*Pinguicula vulgaris*), kranskonvall (*Polygonatum verticillatum*), dvergjamne (*Selaginella selaginoides*), fjellstjerneblom (*Stellaria borealis*), de fleste gode beiteplanter; mosene blangsigd (*Dicranum majus*), grokorn/skogflik (*Lophozia ventricosa* coll.) og lavene stubbesyl (*Cladonia coniocraea*), syllav (*C. gracilis*) og pigglav (*C. uncialis*) (**vedlegg 3.2**).

Andre arter som er blitt borte i perioden 1996-2011 er tranebær (*Oxycoccus microcarpus/palustris*), firblad (*Paris quadrifolia*), fjellartene fjellfiol (*Viola biflora*), fjelltimotei (*Phleum alpinum*), kobleikmose (*Sanionia uncinata*), tvebladmose (*Scapania* sp.) og traktlav (*Cladonia crispata*) (**vedlegg 3.2**).

Arter som har kommet etter første gangs analyse i 1996 er setermjølke (*Epilobium hornemanni*), tromsøyentrøst (*Euphrasia hyperborea*), engsyre (*Ranunculus acris*), grantorvmose (*Sphagnum girgensohnii*), en pistremose (*Cephaloziella* sp.) og gaffellav (*Cladonia furcata*). Myrfiol (*Viola palustre*), en vrangmose (*Bryum* sp.) og en kildemose (*Philonotis* sp.) ble registrert som nye arter i 2011 (**vedlegg 3.2**).

Endringer i artsforekomst og artssammensetning

Hele 22 arter gikk signifikant tilbake og kun en gikk fram enten i prosent dekning eller i frekvens i siste analyseperiode fra 2006 til 2011 (**tabell 3.5**). Tilbakegangen gjelder flere urter, bregner og graminider, særlig bregna fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), urtene skogstorke-nebb (*Geranium sylvaticum*), gaukesyre (*Oxalis acetocella*), perlevintergrønn (*Pyrola minor*), engsyre (*Ranunculus acris*), skogstjerne (*Trientalis europaea*) og legeveronika (*Veronica officinalis*); graminidene gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), smyle (*Avenella flexuosa*), frytler (*Luzula* spp.) og finnskjegg (*Nardus stricta*), samt mosene ribbesigd (*Dicranum scoparium*), furumose (*Pleurozium schreberi*) og levermosen buttflik (*Lophozia obtusa*) (**figur 3.4A**). Flere av disse artene har også lavere mengdemål i 2011 enn i 1996. Dette er alle gode beitearter for husdyr, og mindre planter og moser beites også av smågnagere. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) har gått jevnt tilbake i hele perioden (**figur 3.4B**).

Svært få arter har gått fram. Dette gjelder tørketålende arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*) (**figur 3.4B**), krekling (*Empetrum nigrum*), linnea (*Linnaea vulgaris*), stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*).

Tabell 3.4 Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Åmotsdalen i analyseårene og totalt fra 1996 til 2011

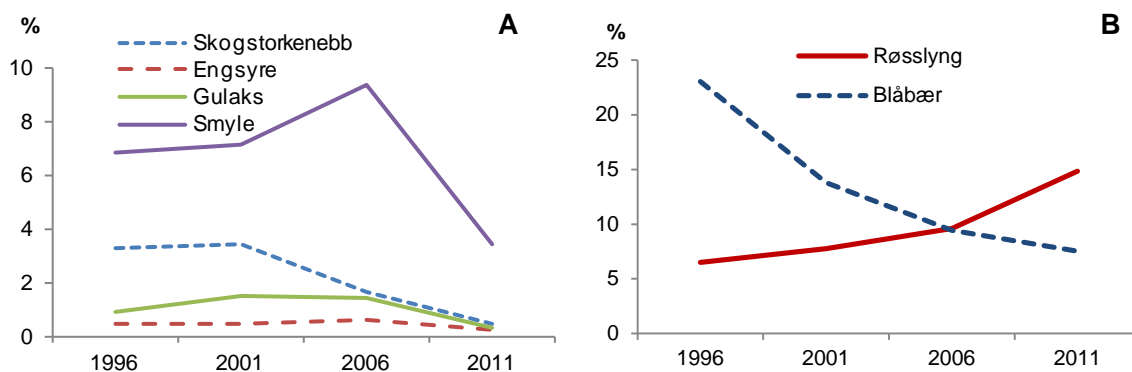
Artsgruppe	Antall arter				
	1996	2001	2006	2011	Totalt
Karplanter	53	50	54	49	62
Bladmoser	14	14	15	15	20
Levermoser	10	10	10	9	11
Lav	14	12	12	9	15
Totalt	91	86	91	82	108

Tabell 3.5 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Åmotsdalen fra 2006 til 2011 og i hele overvåkingsperioden 1996-2011, målt som endring i prosent dekning og forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+ = antall analyseruter der arten økte og n- = antall analyseruter der arten avtok i mengde. R = endringsretning: nedgang (-), økning (+). p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

	2006-2011								1996-2011							
	Prosent				Frekvens				Prosent				Frekvens			
	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p	n-	n+	R	p
Lyng/trevekster																
<i>Calluna vulgaris</i>	5	29	+	0,000	2	23	+	0,000	4	35	+	0,000	4	27	+	0,000
<i>Empetrum nigrum</i>	14	19		0,414	9	1	-	0,035	8	30	+	0,000	7	7		0,593
<i>Vaccinium myrtillus</i>	26	16		0,074	6	5		0,371	46	2	-	0,000	6	2	-	0,049
<i>Vaccinium uliginosum</i>	11	8		0,968	9	8		0,474	13	9		0,672	15	4	-	0,005
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	24	11	-	0,005	6	5		0,655	7	36	+	0,000	5	8		0,569
Urter/bregner																
<i>Bistorta vivipara</i>	2	0		0,180	8	0	-	0,012	3	1		0,257	9	1	-	0,021
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	20	2	-	0,000	12	3		0,084	19	4	-	0,003	16	2	-	0,004
<i>Geranium sylvaticum</i>	10	1	-	0,004	10	1	-	0,004	11	1	-	0,003	11	1	-	0,003
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	9	1	-	0,014	9	2	-	0,044	5	3		0,160	6	3		0,312
<i>Linnaea borealis</i>	4	8		0,214	7	11		0,983	3	11	+	0,034	8	12		0,160
<i>Lycopodium annotinum</i>	1	5		0,072	2	4		0,168	0	5	+	0,042	0	6	+	0,026
<i>Melampyrum pratense</i>	11	5		0,167	25	12	-	0,043	7	8		0,796	30	13	-	0,025
<i>Orthilia secunda</i>	3	0		0,083	4	0		0,059	4	0	-	0,046	5	0	-	0,034
<i>Oxalis acetosella</i>	6	0	-	0,023	9	0	-	0,007	3	0		0,102	7	1	-	0,017
<i>Pyrola minor</i>	4	1		0,180	10	1	-	0,014	5	4		0,417	7	4		0,107
<i>Ranunculus acris</i>	8	2	-	0,026	9	1	-	0,007	7	2		0,070	6	1	-	0,028
<i>Solidago virgaurea</i>	5	4		0,582	11	3	-	0,027	4	6		0,589	12	6	-	0,216
<i>Trientalis europaea</i>	20	7	-	0,004	19	9	-	0,004	8	14		0,126	21	11	-	0,015
<i>Veronica officinalis</i>	7	0	-	0,017	8	1	-	0,012	4	2		0,246	9	1	-	0,014
Graminider																
<i>Agrostis capillaris</i>	9	4		0,123	4	3		0,799	3	10	+	0,011	4	7		0,098
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	11	1	-	0,004	13	2	-	0,002	10	1	-	0,003	12	3	-	0,002
<i>Avenella flexuosa</i>	29	7	-	0,000	7	4		0,324	33	7	-	0,000	4	5		0,673
<i>Luzula multiflora</i>	6	0	-	0,020	6	0	-	0,028	2	0		0,157	3	0		0,109
<i>Luzula pilosa</i>	15	4	-	0,021	24	5	-	0,000	8	11		0,578	19	14		0,074
<i>Nardus stricta</i>	7	1	-	0,028	9	0	-	0,007	4	2		0,317	6	1		0,101
Bladmoser																
<i>Brachythecium salebrosum</i>	3	3		1,000	3	5		0,621	0	5	+	0,025	0	6	+	0,027
<i>Dicranum fuscescens</i>	1	0		0,317	2	0		0,180	6	0	-	0,024	7	0	-	0,017
<i>Dicranum majus</i>	1	0		0,317	1	0		0,317	6	0	-	0,014	6	0	-	0,026
<i>Dicranum scoparium</i>	13	2	-	0,004	21	14	-	0,016	15	4	-	0,003	27	14	-	0,007
<i>Pleurozium schreberi</i>	15	10		0,145	23	12	-	0,043	18	12		0,065	28	14		0,090
Levermoser																
<i>Lophozia obtusa</i>	5	0	-	0,025	16	3	-	0,005	5	4		0,739	14	5		0,113
<i>Lophozia ventricosa</i>	3	0		0,083	3	0		0,083	5	0	-	0,025	5	0	-	0,025
Lav																
<i>Cladonia carneola</i>	6	0	-	0,014	7	1	-	0,035	1	0		0,317	2	0		0,180
<i>Cladonia rangiferina</i>	3	0		0,102	3	0		0,109	1	1	-	0,655	5	0	-	0,042
<i>Cladonia chlorophaea</i>	1	0		0,317	4	0		0,059	3	0	-	0,083	6	0	-	0,026

Jordsmonnsendringer

Som i Lund har det øvre humussjiktet i Åmotsdalen blitt svakt mer næringsrikt i perioden fra 1996 til 2011. Både pH, de fleste utbyttable næringskationer og utbyttingskapasitet viser statistisk signifikant økning i perioden (tabell 3.6). Selv om pH i gjennomsnitt har økt med ca 0,1 enheter viser utbyttable hydrogen ingen signifikante endringer, ei heller Kjeldahl nitrogen.



Figur 3.4 Gjennomsnitt prosent dekning av (A) urtene skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), engsyre (*Ranunculus acris*) og grasene gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) og smyle (*Avenella flexuosa*) og (B) røsslyng (*Calluna vulgaris*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*) i 50 ruteanalyser i Åmotsdalen de ulike analyseår.

Tabell 3.6 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske variabler i Åmotsdalen fra 1996 til 2011. Glødetap (LOI) og basemetning (BS) i %. pH ved vannekstraksjon (pH-vann) og CaCl_2 -ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumnitrat utbyttbare ioner (H, Ca, K, Na, Mg, P) i mmol/kg tørr jord/ glødetap. Kationbyttekapasitet (CEC) i mmol/kg tørr jord. Total-syreløselig svovel (Tot S) i mmol/kg tørr jord. (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

Variabel	n-	n+	p	R	Snitt 1996	Snitt 2011	Gj. endring
LOI	6	44	0,000	+	58,04	68,63	10,59
pH-vann	11	39	0,000	+	4,37	4,48	0,11
pH-Ca	17	33	0,027	+	3,70	3,76	0,06
Kj-N/LOI	27	23	0,640		14,65	15,03	0,38
H/LOI	22	28	0,404		1,08	1,11	0,03
Ca/LOI	9	41	0,000	+	0,84	1,04	0,20
K/LOI	9	41	0,000	+	0,36	0,46	0,10
Mg/LOI	11	39	0,000	+	0,35	0,44	0,09
Na/LOI	48	2	0,000	-	0,12	0,06	-0,06
P/LOI	5	45	0,000	+	0,07	0,11	0,04
CEC	5	45	0,000	+	230,35	313,97	83,62
BS	23	27	0,199		65,55	67,22	1,67
Tot S	22	28	0,021	+	36,53	40,26	3,73

Konklusjon Åmotsdalen

- En nedgang i antall arter og avtakende mengde av flere urter og gras skyldes hovedsakelig et svært høyt beitepress av husdyr i 2011, samt beite av smågnagere, særlig i årene 2007 og 2010. Det høye beitepresset overstyrer mye av langtidsendringene av flere arter.
- Tilbakegang i mengde av moser som bergsigd (*Dicranum fuscescens*), blanksigd (*D. majus*) og ribbesigd (*D. scoparium*) skyldes hovedsakelig beite av smågnagere. Det er lite trolig at tilbakegang av moser her skyldes en fortetning av vegetasjonen, da det er svært få arter som øker i dekning.
- Jevn tilbakegang av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) i hele perioden og bortfall av fuktighets-krevende arter som tranebær (*Oxycoccus microcarpus/palustris*), dvergjamne (*Selaginella selaginoides*) og tvebladmose (*Scapania* sp.), kan skyldes tørrere skogbunn pga et varmere klima.
- Tørketålende arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*), stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*) og til dels krekling (*Empetrum nigrum*) har gått fram i hele perioden, på bekostning av mer fuktighetskrevende planter som blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) og blåbær (*V. myrtillus*).

som begge viser tilbakegang. Dette kan også skyldes et varmere klima med tørrere skogbunn.

- Bortfall av fjellarter som fjellfiol (*Viola biflora*) og fjelltimotei (*Phleum alpinum*), og nedgang i mengde av setergråurt (*Omalotheca norvegica*) kan også indikere et varmere klima.
- Jordsmonnet er blitt svakt rikere, men dette kan ikke gjenses i vegetasjonens artssammensetning. Det er heller ingen økning i total nitrogen, og det er lite trolig at langtransportert nitrogen har noen effekt på vegetasjonen, da avsetningen i området ligger betydelig under tålegrensen for naturtypen.

Vedlegg 3.1 Arter og taxa registrert i Lund i 1996, 2001, 2006, 2011.

Latinsk navn	Norsk navn	1996	2001	2006	2011
Treaktige planter og lyng					
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	X	X	X	X
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	X	X	X	X
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	X	X	-	-
<i>Juniperus communis</i>	Einer	X	X	X	X
<i>Populus tremula</i>	Osp	X	X	X	X
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	X	X	X	X
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	X	X	X	X
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Bløkkebær	X	X	X	X
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	X	X	X	X
Urter og bregner					
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	X	X	X	X
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam	X	X	X	X
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	X	X	X	X
<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg	X	X	X	X
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	X	X	X	X
<i>Huperzia selago</i> coll.	Lusegras	X	X	-	-
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	X	X	X	X
<i>Listera cordata</i>	Småttveblad	X	-	-	-
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	X	X	X	X
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	X	X	X	X
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	X	X	X	X
<i>Oreopteris limbosperma</i>	Smørtelg	X	X	X	X
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	X	-	X	X
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	X	X	X	X
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	X	X	X	X
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	X	X	X	X
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	-	-	-	X
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	X	X	X	X
Grasaktige planter					
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	X	X	X	X
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks/Fjellgulaks	X	X	X	X
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	X	X	X	X
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogørkvein	X	X	X	X
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	X	X	X	X
<i>Danthonia decumbens</i>	Knegras	X	X	X	-
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	X	X	X	X
<i>Luzula sylvatica</i>	Storfrytle	X	X	X	X
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	X	X	X	X
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjønnskjegg	-	X	X	X
Bladmose					
<i>Atrichum undulatum</i>	Stortaggmose	-	-	-	X
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	-	-	-	X
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmose	-	X	X	X
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	X	X	X	X
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	X	X	X	X
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd	X	X	X	X
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	X	X	X	X
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmoseslekta	-	-	-	X
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	X	X	X	X
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	X	X	X	X
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	X	X	X	X
<i>Leucobryum glaucum</i>	Blåmose	X	X	X	X
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemose	X	X	X	X
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjamnemose	X	X	X	X

Latinsk navn	Norsk navn	1996	2001	2006	2011
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	X	X	X	X
<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemose	-	-	X	X
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose	X	X	X	X
<i>Polytrichastrum longisetum</i>	Brembinnemose	X	X	X	X
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose	X	X	X	X
<i>Racomitrium canescens</i>	Sandgråmose	-	X	X	X
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose	X	X	X	X
<i>Sanionia uncinata</i>	Kløbleikmose	X	X	X	X
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose	X	X	X	X
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose	X	X	X	X
<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose	X	-	-	-
Levermoser					
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser	-	X	X	-
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser	X	X	X	X
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser	X	-	-	-
<i>Bazzania trilobata</i>	Storstylte	-	-	-	X
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose	-	-	-	X
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak	X	X	X	X
<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak	X	-	-	-
<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmose	X	X	X	X
<i>Cephalozia</i> sp.	Glesemose	X	X	X	X
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	Totannblonde	X	X	X	-
<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde	X	X	X	X
<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose	-	X	X	-
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose	X	X	X	X
Hepaticae	Levermoser	-	-	-	X
<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose	X	X	X	X
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	X	X	X	X
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik	X	X	X	X
<i>Mylia</i> sp.	Muslingmose	-	X	-	-
<i>Mylia taylorii</i>	Rødmuslingmose	-	-	-	X
<i>Plagiochila asplenioides</i>	Prakthinnemose	-	-	-	X
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	X	X	X	-
<i>Scapania</i> sp.	Tvebladmose	X	X	X	X
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann	X	X	X	X
Lav					
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	-	X	-	X
Alger					
Chlorophyceae	Grønnalge	-	-	-	X

Vedlegg 3.2 Arter og taxa registrert i Åmotsdalen i 1996, 2001, 2006, 2011

Latinsk navn	Norsk navn	1996	2001	2006	2011
Treaktige planter og lyng					
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	X	X	X	X
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	X	X	X	X
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	X	X	X	X
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	X	X	X	X
<i>Juniperus communis</i>	Einer	X	X	X	X
<i>Loiseleuria procumbens</i>	Greplyng	X	X	X	X
<i>Oxycoccus microcarpus/palustris</i>	Tranebær	X	-	-	-
<i>Phyllodoce caerulea</i>	Blålyng	X	X	X	X
<i>Salix glauca</i>	Sølvvier	X	X	X	X
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	X	X	X	X
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	X	X	X	X
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Bløkkebær	X	X	X	X
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	X	X	X	X
Urter og bregner					
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	X	X	X	X
<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	Marikåper	X	X	X	-
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	X	X	X	X
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	X	X	X	X
<i>Epilobium hornemannii</i>	Setermjølke	-	-	X	X
<i>Euphrasia hyperborea</i>	Tromsøyentrøst	-	-	X	X
<i>Euphrasia</i> sp.	Øyentrøstslekt	X	-	-	-
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	Fjelløyentrøst	-	X	X	-
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	X	X	X	X
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	X	X	X	X
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	Beitesvæver	X	X	X	-
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	X	X	X	X
<i>Listera cordata</i>	Småtvblad	X	X	X	X
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	X	X	X	X
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	X	X	X	X
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	X	X	X	X
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergårurt	X	-	X	-
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	X	X	X	X
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	X	X	X	X
<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad	X	-	-	-
<i>Pedicularis lapponica</i>	Bleikmyrklegg	X	X	X	X
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	X	X	X	X
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Tettegras	-	-	X	-
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	X	-	X	-
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	X	X	X	X
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn	X	X	X	X
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie	X	X	X	X
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	X	X	-	X
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	X	X	X	X
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	-	-	X	X
<i>Selaginella selaginoides</i>	Dvergjamne	X	X	X	-
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	X	X	X	X
<i>Stellaria borealis</i>	Fjellstjerneblom	-	-	X	-
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	X	X	X	X
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	X	X	X	X
<i>Viola biflora</i>	Fjellfiol	X	X	-	-
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	-	X
Grasaktige planter					
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	X	X	X	X
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks/Fjellgulaks	X	X	X	X

Latinsk navn	Norsk navn	1996	2001	2006	2011
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	X	X	X	X
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	X	X	X	X
<i>Carex</i> sp.	Starrslekta	-	-	-	X
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	X	X	X	X
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	X	X	X	X
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	X	X	X	X
<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle	X	X	X	X
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	X	X	X	X
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	X	X	X	X
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	-	X	-	-
Bladmoser					
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	X	X	X	X
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	X	X	X	X
<i>Bryum</i> sp.	Vrangmose	-	-	-	X
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	X	X	X	X
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	X	X	X	-
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	X	X	X	X
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	X	X	X	X
<i>Philonotis</i> sp.	Kildemoseslekta	-	-	-	X
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemosse	X	-	-	-
<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	Glans-/Flakjamnemosse	-	X	X	X
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	X	X	X	X
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	X	X	X	X
<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemosse	-	-	X	-
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemosse	X	X	X	X
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemosse	X	X	X	X
<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose	X	X	X	X
<i>Rhytidiadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	Eng-/Fjærkransmose	X	X	X	X
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose	X	-	-	-
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose	-	-	X	X
<i>Splachnum</i> sp.	Møkkmose	-	X	-	-
Levermoser					
<i>Anastrophyllum minutum</i>	Tråddraugmose	X	X	X	X
<i>Aneura pinguis</i>	Fettmose	X	X	X	X
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmosse	X	X	X	X
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmosse	X	X	X	X
<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsemose	X	X	X	X
<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose	-	-	X	X
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	X	X	X	X
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik	X	X	X	-
<i>Plagiochila asplenioides</i>	Prakthinnemosse	X	X	X	X
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	X	X	X	X
<i>Scapania</i> sp.	Tvbladmosse	X	X	-	-
Lav					
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	X	X	X	X
<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger	X	X	X	X
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger	X	X	X	X
<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl	X	X	X	-
<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl	X	X	X	X
<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav	X	-	-	-
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav	-	X	X	X
<i>Cladonia furcata</i> coll.	Gaffellav/Gryngaffel	X	-	-	-
<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav	X	X	X	-
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav	X	X	X	X
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	X	-	-	-
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav	X	X	X	-
<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge	X	X	X	X
<i>Peltigera aphthosa</i>	Grønnnever	X	X	X	X
<i>Peltigera canina</i>	Bikkjenever	X	X	X	X

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken og Ingvald Røsberg

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert i 1988 ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006: Norsk institutt for skog og landskap), og i årene 1988 til 1992 ble det etablert og analysert to områder pr år, til sammen 10 områder (T. Økland 1990, 1996). I 1988 ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjell-området (Gjerstad, Aust-Agder) i regi av Universitetet i Oslo (R. Økland & Eilertsen 1993). Rutene i Grytdalen ble første gang analysert i 1988. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang (ett område pr år og åtte områder totalt, dvs overgang til åtteårig omløpstid i stedet for femårig).

Metodene for overvåkingen av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se f.eks. T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2008, 2009b, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011). De permanente analyserutene i Grytdalen har tidligere vært analysert i 1988, 1993, 1998, og 2003 (dvs hvert 5. år). Reanalyseringen i 2011, 8 år etter forrige reanalyse, var således 5. gangs analyse av disse rutene.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

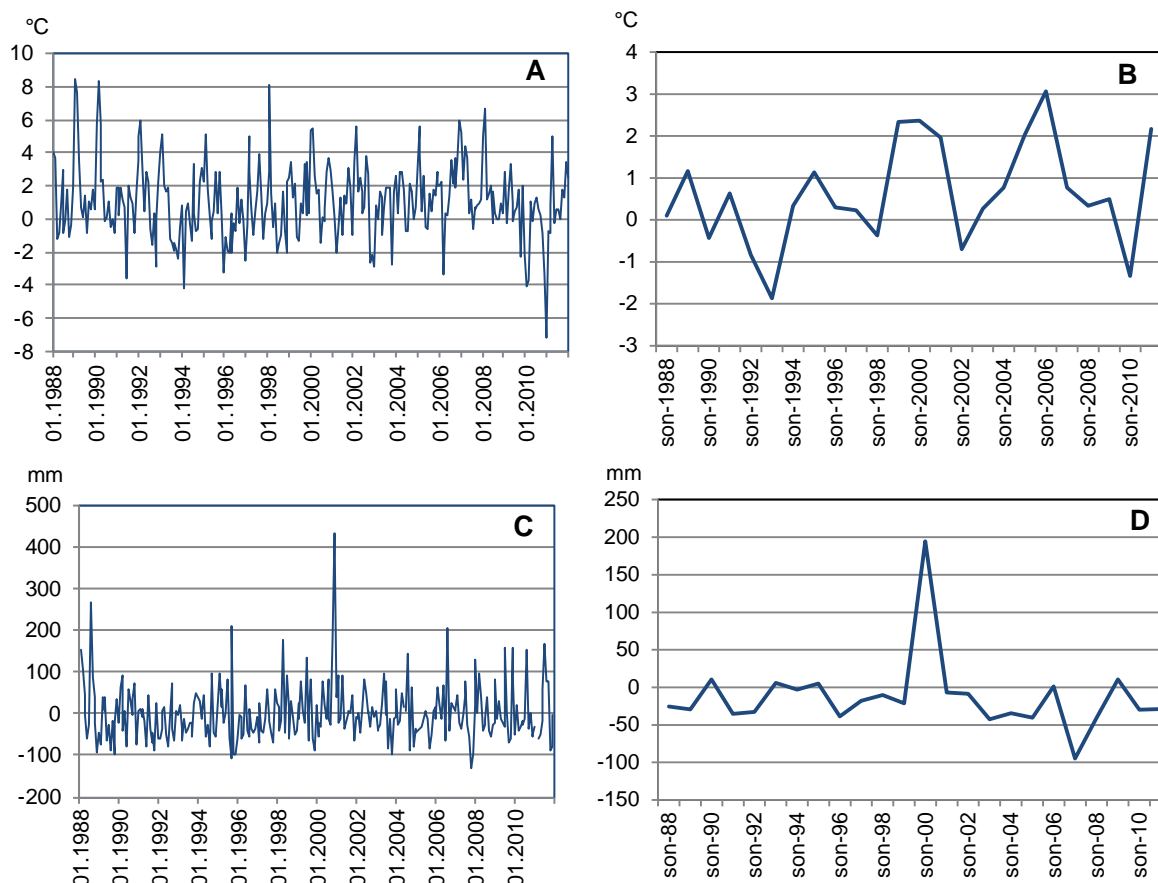
Overvåkingsområdet Grytdalen i Drangedal kommune (**tabell 4.1**) i Telemark fylke (59°15' N, 8°37'Ø, UTM ML78-79, 68-69) ligger i Grytdalen naturreservat som ble opprettet i 1993. Et areal på 12 km² av reservatet har vært administrativt fredet siden 1971. Reservatet, som er privateid, forvaltes av Fykesmannen i Telemark.

Den undersøkte delen av reservatet ligger i de øvre, bratte lisidene sørvest for den u-formede hoveddalen og er i stor grad upåvirket av hogst (jf Haugen 1991, Moe 1994), men spor etter skogsbrann forekommer. Området domineres av gran. Berggrunnen består av prekambriske bergarter, for det meste av granittisk gneiss som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn.

Området ligger i mellomboreal sone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1998). Årsnedbøren er ca 1100 mm (**tabell 4.1**). **Figur 4.1 A-D** viser klimautviklingen gjennom 23-årsperioden 1990-2011 basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene (Tveitsund for temperatur og Postmyr for nedbør). **Figur 4.1A** viser at månedsmiddeltemperaturen i hovedsak har ligget over 30-års-normalen (1961-90) i mange av årene etter at overvåkingen startet i Grytdalen. **Figur 4.1B** viser at det har vært en del år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget

Tabell 4.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalen (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjörs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på 1961-90 normalen (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976).

Bredde-grad (°N)	Lengde-grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Årsnedbør (mm)	Temperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
59°15'	8°37'	475–550	0,5	1100	3,7	–6,2	13,8	1988



Figur 4.1 Avvik fra normalverdier (1961-90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm), (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Data for perioden fra januar 1988 til desember 2010 fra Det norske meteorologiske institutt. Data fra målestasjoner nær området er benyttet; for temperatur er det brukt data fra stasjonen i Tveit-sund og for nedbør er det brukt data fra stasjonen i Postmyr.

betydelig over normalen, spesielt gjelder dette etter 1995 da middeltemperaturen i gjennomsnitt for disse månedene har ligget 0,9°C over normalen. Enkelte år har det imidlertid vært motsatt, som for eksempel høsten 1993 og 2010. For månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har trenden vært variasjon omkring normalen, men med noen store avvik, det største i år 2000, som også kan sees tydelig på høstnedbøren for månedene september, oktober og november (**figur 4.1D**).

For nærmere beskrivelse av området med analyserutenes plassering etc, se T. Økland (1996).

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

I hvert overvåkingsområde er det subjektivt lagt ut 10 makroflater á 5 x 10 m for å dekke opp den lokale variasjonen langs de viktigste lokale økologiske gradientene. Innenfor hver av de 10 makroflatene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 ruter á 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 x 1 m rute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens) og (med unntak av i 1988)

% dekning av alle arter i 1 x 1 m ruta. Ved første gangs analyse ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved rutene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske, terreng- og trevariabler etc). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert beskrevet og analysert i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder er benyttet både for å analysere vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1988 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b). I 2011 ble feltarbeidet i Grytdalen utført i slutten av juli, som i tidligere år.

4.2 Endringer i perioden 1988-2011 i rutene i Grytdalen

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 analyserutene ble det i 2011 registrert totalt 87 arter: 31 karplantearter, 24 bladmosearter, 4 torvmosearter, 24 levermosearter og 4 lavarter (**tabell 4.2**). Av karplantene ble det registrert 19 urter, bregner og karsporeplanter, dvs 2 arter færre enn i 2003 og 5 graminider, dvs 1 art mindre enn i 2003. Både for levermoser og bladmoser ble det registrert 2 færre arter i 2011 i forhold til 2003. Antall lavarter gikk tilbake fra 6 i 2003 til 4 arter i 2011. Det totale artsantallet ble redusert med 9 arter fra 2003 til 2011 og er redusert med 11 arter i 23-årsperioden siden første gangs analyse i 1988. Levermoser er den artsgruppen som har hatt størst endring i 23-årsperioden, med en endring fra 29 arter i 1988 til 24 arter i 2011; dvs en reduksjon på 5 arter. Det er i alt registrert 113 arter fra 1988 til 2011. Antall torvmosearter som ble registrert i 2011 er likt med det som totalt er registrert i rutene gjennom alle årene. For alle andre artsgrupper var antallet arter som ble registrert i området i 2011 lavere eller tilsvarende det som er registrert de andre registreringsårene.

Endring i antall arter (artstetthet) i analyserutene (1 x 1 m)

For den siste perioden, 2003-2011, er det registrert en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr rute. I gjennomsnitt var det 2,3 færre arter pr rute i 2011 i forhold til 2003 (**tabell 4.3**). Det er også registrert signifikant reduksjon i det totale artsantallet for hele 23-årsperioden fra 1988 til 2011 (-2,42 arter pr rute).

De fleste artsgruppene gikk signifikant tilbake i siste periode, særlig antall kryptogamer (-2,06 arter pr rute). Av disse utgjorde mosene en stor andel, med en reduksjon pr rute av antall moser (-1,64), bladmoser u/ torvmoser (-0,64), levermoser (-1,02) og lav (-0,42). I denne perioden var det også signifikante reduksjoner i antall arter pr rute for antall urter, bregner og karsporeplanter (-0,34) og graminider (-0,14). Ingen artsgrupper hadde signifikant økning i antall arter i rutene.

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente rutene i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1988	1993	1998	2003	2011	Totalt
Urter, bregner og karsporeplanter	22	19	19	21	19	24
Graminider	5	5	6	6	5	6
Karplanter totalt	34	30	32	34	31	37
Bladmoser (unntatt torvmoser)	26	25	24	26	24	32
Torvmoser	4	4	4	4	4	4
Levermoser	29	24	26	26	24	33
Moser totalt	59	53	54	56	52	69
Lav	5	5	5	6	4	7
Totalt	98	88	91	96	87	113

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 analyseruter á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat fra 1988 til 2011. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall analyseruter med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, p<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert, 0,000 betyr ≤ 0,0001). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 ruter.

	Endring 1988-1993				Endring 1993 - 1998				Endring 1998 - 2003				Endring 2003 - 2011				Endring 1988 - 2011			
	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p
Urter, bregner, karsporeplanter	16	6	-0,30	0,016	18	6	-0,44	0,004	9	13	0,10	0,317	15	6	-0,34	0,011	27	2	-0,98	0,000
Graminider	3	0	-0,08		1	2	0,02	0,564	1	2	0,02		7	0	-0,14	0,008	8	0	-0,18	0,007
Karplanter i alt	28	6	-0,94	0,000	18	14	-0,24	0,295	12	21	0,20	0,230	22	16	-0,24	0,385	29	8	-1,22	0,000
Bladmoser u/ torvmoser	20	15	-0,14	0,537	17	13	-0,24	0,208	13	20	0,38	0,040	26	10	-0,64	0,004	29	11	-0,64	0,010
Torvmoser	1	1	0,00		2	3	0,02	0,655	0	2	0,04		0	1	0,02		0	4	0,08	
Levermoser	18	18	0,44	0,222	18	16	-0,22	0,482	20	22	-0,06	0,723	26	10	-1,02	0,001	29	15	-0,86	0,045
Moser i alt	23	21	0,30	0,663	21	17	-0,44	0,286	17	25	0,36	0,345	33	12	-1,64	0,000	32	12	-1,42	0,009
Lav	6	11	0,20	0,110	7	10	0,04	0,785	3	14	0,40	0,014	13	1	-0,42	0,002	5	11	0,22	0,053
Kryptogamer i alt	20	21	0,50	0,548	20	18	-0,40	0,442	16	27	0,76	0,065	35	9	-2,06	0,000	30	14	-1,20	0,021
Totalt	28	16	-0,44	0,234	24	20	-0,64	0,295	18	28	0,96	0,063	35	9	-2,30	0,000	35	13	-2,42	0,000

I hele 23-årsperioden var det signifikante reduksjoner i gjennomsnittlig artsantall pr rute for antall urter, bregner og karsporeplanter (-0,98), antall graminider (-0,18), antall karplantearter totalt (-1,22), antall bladmoser utenom torvmoser (-0,64), antall levermoser (-0,86), antall moser (-1,42) og antall kryptogamer (-1,20). Ingen artsgrupper viste signifikant økning i antall arter pr rute i 23-årsperioden, men antall lav viste en nær signifikant økning (+0,22 arter pr rute, p=0,053).

Endring i mengde av enkeltarter i analyserutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 23-årsperioden 1988-2011. Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall ruter med endring var mindre enn 5.

I løpet av den siste perioden fra 2003 til 2011 har fire karplantearter (maiblom, rogn, smyle og stormarimjelle) blitt signifikant redusert i mengde. Bare gran, som ved registreringene omfatter alle frøplanter og småplanter av gran i rutene (< 80 cm), har hatt signifikant økning i mengde. I 23-årsperioden fra 1988 til 2011 har det blitt signifikant mindre av 12 karplantearter (av totalt 17 testede karplantearter i den perioden); fugletelg, gaukesyre, gullris, linnea, maiblom, rogn, sauetelg, smyle, skogstjerne, stri kråkefot, teiebær og tyttebær, mens ingen arter bortsett fra gran har økt signifikant i mengde.

I løpet av perioden 2003-2011 har seks bladmosearter (blanksigd, glansjamnemose, firtannmose, furumose, ribbesigd og kystkransemose) blitt signifikant redusert i mengde, mens ingen arter har økt signifikant. I 23-årsperioden har tre av disse artene (blanksigd, furumose og glansjamnemose) samt flakjamnemose og sprikelundmose blitt signifikant redusert i mengde, mens to arter (bergsigd og flettemose) har økt signifikant.

Av torvmosene ble bare lyngtorvmose testet. Arten hadde signifikant mengdeøkning i perioden fra 2003 til 2011, men ingen signifikante mengdeendringer i 23-årsperioden.

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat i løpet av tre 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 23-årsperioden 1988-2011, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall analyseruter der arten økte, n-: antall analyseruter der arten avtok i mengde. p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). Testen er ikke utført for arter/tidsperioder som ikke har endring i minst 5 ruter Se vedlegg 4.1 for artsnavn.

	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2011			1988-2011		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter															
<i>Picea abies</i>	8	7	0,509	6	6	0,614	8	5	0,747	4	21	0,010	6	20	0,016
<i>Pinus sylvestris</i>	15	0	0,001	0	1		1	6	0,058	6	8	0,382	13	6	0,158
<i>Sorbus aucuparia</i>	16	6	0,046	12	15	0,816	15	13	0,535	24	7	0,000	23	3	0,000
<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	2	0,161	4	3	0,233	7	2	0,431	3	4	0,607	7	2	0,096
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	24	8	0,001	21	14	0,126	20	17	0,684	19	18	0,805	27	13	0,013
<i>Anemone nemorosa</i>	3	2	0,786	4	0		3	2	0,891	0	0		4	0	
<i>Dryopteris expansa</i>	4	1	0,129	0	0		2	2		2	2		5	0	0,038
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	5	1	0,071	1	0		1	2		4	0		7	1	0,028
<i>Linnaea borealis</i>	6	1	0,034	5	1	0,202	3	0		2	1		7	1	0,021
<i>Lycopodium annotinum</i>	13	1	0,002	11	0	0,003	2	6	0,065	4	5	0,514	12	1	0,009
<i>Maianthemum bifolium</i>	9	11	0,925	3	13	0,012	14	5	0,023	18	1	0,000	16	3	0,001
<i>Melampyrum pratense</i>	17	11	0,211	18	9	0,050	4	20	0,001	16	9	0,013	16	11	0,067
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	4	9	0,459	11	1	0,004	2	10	0,006	7	6	0,598	7	7	0,488
<i>Oxalis acetosella</i>	6	0	0,026	4	2	0,673	0	6	0,027	4	2	0,196	5	0	0,041
<i>Rubus saxatilis</i>	5	0	0,038	3	1		2	3	0,480	3	1		5	0	0,042
<i>Solidago virgaurea</i>	7	1	0,023	6	0	0,024	3	3	0,739	2	3	0,891	8	1	0,015
<i>Trientalis europaea</i>	5	2	0,088	5	1	0,194	3	3	0,671	4	2	0,168	8	1	0,012
<i>Avenella flexuosa</i>	17	7	0,059	11	9	0,373	7	15	0,032	25	0	0,000	23	2	0,000
Bladmoser (minus torvmoser)															
<i>Brachythecium reflexum</i>	16	5	0,002	10	5	0,286	5	7	0,780	11	3	0,066	15	2	0,001
<i>Brachythecium starkei</i>	9	7	0,875	8	6	0,196	2	6	0,065	5	6	1,000	10	8	0,554
<i>Dicranum fuscescens</i>	8	25	0,000	10	21	0,052	14	15	0,974	19	11	0,193	8	26	0,002
<i>Dicranum majus</i>	16	13	0,414	14	18	0,970	20	10	0,067	23	5	0,001	23	9	0,001
<i>Dicranum scoparium</i>	11	26	0,043	12	22	0,057	14	23	0,006	42	2	0,000	28	18	0,128
<i>Sanionia uncinata</i>	2	2		1	3		2	2		3	3	0,671	2	3	0,588
<i>Hylocomium splendens</i>	23	8	0,006	10	19	0,090	12	18	0,214	12	19	0,219	14	21	0,373
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	1		1	0		0	7	0,014	4	3	0,861	0	5	0,041
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	10	7	0,362	10	4	0,194	6	7	0,943	8	4	0,661	13	3	0,004
<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	17	17	0,400	16	23	0,229	22	13	0,079	31	6	0,000	31	8	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	26	6	0,001	20	13	0,126	9	26	0,004	22	13	0,028	29	13	0,002
<i>Polytrichastrum formosum</i>	2	2		1	1		0	2		1	4	0,480	1	5	0,096
<i>Ptilium crista castrensis</i>	3	3	0,914	2	2		2	2		5	1	0,058	5	2	0,201
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	4	4	0,669	4	5	0,590	1	7	0,120	7	2	0,020	6	5	0,472
<i>Rhytidiadelphus squarrosus agg.</i>	4	1	0,157	1	2		2	3	0,480	1	3		2	4	0,236
<i>Tetraphis pellucida</i>	2	9	0,033	7	0	0,008	4	6	0,527	6	0	0,024	5	1	0,096
Torvmoser															
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	1	6	0,058	2	4	0,395	2	4	0,527	1	7	0,019	2	5	0,062
Levermoser															
<i>Barbilophozia attenuata</i>	4	23	0,000	17	10	0,320	16	10	0,080	12	8	0,762	8	15	0,141
<i>Barbilophozia barbata</i>	10	12	0,611	14	5	0,186	10	10	0,819	10	8	0,724	13	8	0,295
<i>Barbilophozia floerkei</i>	9	11	0,835	10	10	0,881	17	3	0,001	15	1	0,001	19	1	0,000
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	0	2		0	5	0,043	5	1	0,058	2	1		0	2	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	12	14	0,747	18	11	0,130	15	13	0,782	18	11	0,131	20	12	0,065
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	7	10	0,532	8	4	0,715	4	9	0,157	12	3	0,011	6	7	0,501
<i>Calypogeia integristipula</i>	2	12	0,007	7	6	0,429	3	11	0,057	13	3	0,017	4	8	0,273
<i>Calypogeia muelleriana</i>	3	7	0,175	6	5	1,000	8	4	0,282	4	11	0,060	4	12	0,028
<i>Calypogeia neesiana</i>	12	2	0,063	3	6	0,713	5	8	0,110	6	4	0,234	10	5	0,276
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	4	1	0,157	1	0		0	3		2	1		3	0	
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	6	5	0,889	6	4	0,666	3	10	0,135	15	1	0,001	14	2	0,006

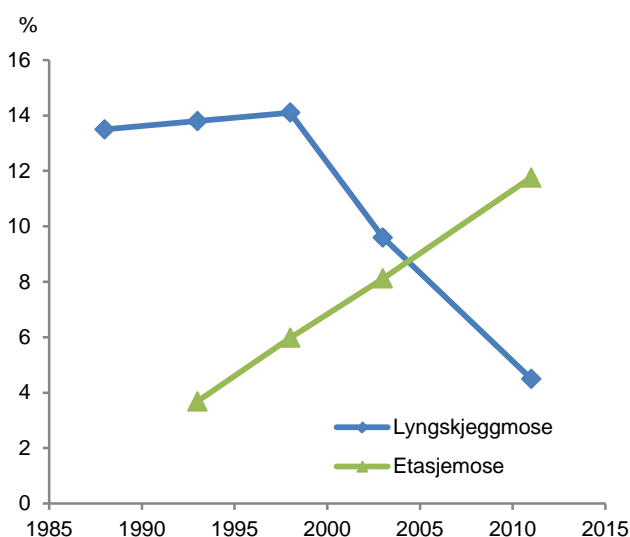
Tabell 4.4 (forts.)

	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2011			1988-2011		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
<i>Cephaloziella</i> spp.	1	5	0,084	3	2	0,480	3	3	0,914	4	0		1	0	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	21	20	0,979	23	14	0,156	22	16	0,317	19	14	0,114	29	8	0,002
<i>Lophozia longidens</i>	4	12	0,023	7	8	0,977	14	0	0,001	2	2		5	2	0,160
<i>Lophozia obtusa</i>	12	8	0,156	15	2	0,005	3	6	0,185	7	1	0,024	14	1	0,001
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	3	15	0,003	10	17	0,191	11	14	0,892	16	11	0,162	8	17	0,134
<i>Ptilidium ciliare</i>	5	4	0,809	5	2	0,796	3	3	0,832	5	2	0,344	6	3	0,427
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	4	8	0,356	6	9	0,346	10	5	0,227	6	7	0,475	7	9	0,294
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	7	6	0,547	8	1	0,019	6	4	0,404	5	3	0,570	9	3	0,070
Lav															
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	8	11	0,520	8	12	0,090	9	14	0,963	16	3	0,011	11	9	0,328
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	7	11	0,161	6	8	0,873	10	15	0,178	18	6	0,004	7	12	0,438
<i>Cladonia digitata</i>	1	4	0,180	1	2	0,414	3	0		2	0		1	0	
<i>Cladonia furcata</i>	4	5	0,417	4	4	0,557	0	10	0,004	8	4	0,659	5	7	0,127

Ingen levermosearter økte signifikant i løpet av den siste perioden fra 2003 til 2011, men fem arter (buttflak, lyngskjeggmoser, myrglefsemose, piggrådmose og skogflak) hadde signifikant mengdereduksjon. I 23-årsperioden ble mengden av tre av disse levermoseartene (buttflak, lyngskjeggmoser og myrglefsemose) samt skogflak og stubbeblonde signifikant redusert (**figur 4.2**).

To lavararter (pulverbrunbeger og stubbesyl) hadde signifikant mengdereduksjon i perioden fra 2003 til 2011, mens ingen lavararter hadde signifikante mengdeendringer i 23-årsperioden.

Som i flere andre områder hadde mange arter for få forekomster og ruter med endringer til å kunne testes statistisk i en eller flere av tidsperiodene. For eksempel har det totalt vært registrert 33 levermoser i Grytdalen, mens bare 19 arter ble testet i en eller flere av tidsperiodene og bare 15 arter i siste tidsperiode. Totalt ble 58 av de 113 registrerte artene i området testet for en eller flere perioder. De andre artene hadde for få forekomster og/eller færre enn fem ruter med mengdeendringer (jf **vedlegg 4.1** for total artsliste for 1988-2011).



Figur 4.2 Utvikling i gjennomsnittlig forekomst av levermosen lyngskjeggmoser (gjennomsnittlig % av smårutene med forekomst) og utviklingen i gjennomsnittlig % dekning for den store bladmosen etasjemose i rutene i Grytdalen 1988-2011 (ikke registrert % dekning i 1988).

Tabell 4.5 Forflytning av analyseruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 for overvåkningsområdet i Grytdalen naturreservat i perioden 1988-2011 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 50 analyseruter for fem analysetidspunkter. Wilcoxon-test er gjort separat for fattige og rikere analyseruter (se T. Økland 2004a, b)]. *n*- og *n*+ er antall analyseruter med henholdsvis lavere og høyere analyseruteskår enn ved periodens begynnelse. *p*-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$).

DCA-akse	n	Forflytning 1988-1993			Forflytning 1993-1998			Forflytning 1998-2003			Forflytning 2003-2011			Forflytning 1988-2011		
		n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
DCA 1 – fattig del	33	4	29	0,000	16	17	0,636	25	8	0,001	23	10	0,004	21	12	0,242
DCA 1 – rik del	17	9	8	0,868	10	7	0,287	8	9	0,177	15	2	0,006	11	6	0,055

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1988 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på 50 ruter i hvert av de 5 analyseårene). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf. Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0,75$ for DCA1, $\tau > 0,65$ for DCA2 for alle analyseår og signifikant på nivå $p < 0,0001$). For Grytdalen er imidlertid kun DCA1 tolket tidligere (ingen sterke korrelasjoner med DCA2). Endringer langs DCA2 er derfor ikke analysert her. DCA1 er i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH samt nitrogeninnhold og kationinnhold i jorda (T. Økland 1996). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004a,b). I perioden fra 2003 til 2011 ble det for den "rikere" delen av DCA1 registrert signifikant forflytning av analyseruter i retning av artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda (**tabell 4.5**). For den "fattigere" delen av DCA1 ble det i begge de siste to periodene (1998-2003 og 2003-2011) registrert signifikant forflytning av analyseruter i retning av artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda. For 23-årsperioden 1988 til 2011 var det ingen signifikante endringer i forflytning av analyseruter i ordinasjonsdiagrammet.

4.3 Oppsummering av vegetasjonsendringene i Grytdalen

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

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for perioden 2003-2011 og for hele 23-årsperioden:

- Totalt antall arter registrert i rutene var betydelig lavere i 2011 enn i 2003 (minus ni arter) og i forhold til utgangspunktet i 1988 har det blitt 11 færre arter
- I 23-årsperioden 1988 til 2011 har artsgruppen levermoser hatt den største reduksjonen i antall arter totalt registrert i rutene, med fem færre arter registrert i 2011 i forhold til 1988. Artsantall pr rute (artstetthet) var signifikant lavere i 2003 i forhold til 2011 for alle artsgrupper, med unntak av antall karplanter totalt og antall torvmoser. Ingen hadde signifikant økning. Størst gjennomsnittlig endring hadde antall levermoser og antall moser totalt, med henholdsvis -1,02 og -1,64 arter pr rute.

- I 23-årsperioden var antall arter pr rute signifikant redusert for alle artsgrupper unntatt torvmoser og lav. Ingen har signifikant økning. Totalt var det i gjennomsnitt 2,42 færre arter pr. rute i 2011 i forhold til 1988.
- Det er også signifikante mengdeendringer for mange arter siste periode fra 2003 til 2011; det er blitt mindre av fire karplanter, seks bladmoser, fem levermosearter og 2 lavarter. Bare to arter; gran (dvs alle småplanter under 80 cm og frøplanter som normalt varierer mye fra år til år) og lyngtorvmose, har økt signifikant i mengde.
- I 23-årsperioden fra 1988 til 2011 hadde 12 karplantearter (av totalt 17 testet i denne perioden), fem bladmosearter, fire levermosearter og to lavarter blitt signifikant redusert i mengde. Bare småplanter/frøplanter av gran, to bladmosearter og en levermoseart hadde økt signifikant.
- Reduksjon i artsantall og artsmengder fra 2003 til 2011 kan for karplantenes del i relativt stor grad tilskrives smågnagerbeiting, da det for første gang siden etableringsåret 1988 var toppår for smågnagere i 2010/2011. Beitingen hadde tydelig påvirket vegetasjonen, spesielt en del urter og graminider. Mengdeendringene for hele 23-årsperioden fra 1988 til 2011 har trolig flere årsaker; blant annet er endringene fra 1988 til 1993 tidligere tolket som en tidsforskjøvet respons på langtransportert forurensing (se bl.a. T. Økland et al. 2004a,b), men smågnagerbeitingen har trolig bidratt betydelig til mengdeendringene for karplantene også i 23-årsperioden. Blant annet har smyle blitt signifikant redusert både i siste periode og i 23-årsperioden mens den i perioden fra 1998 til 2003 økte signifikant.
- Reduksjon i mengder for mange levermoser og artsantall i rutene tilsvarer det som er registrert i mange av de andre overvåkingsområdene og kan mest sannsynlig tilskrives effekten av flere milde høster fra midten av 1990-tallet, ved at store moser favoriseres på bekostning av små (se **figur 4.2** og bl.a. T. Økland et al. 2004a,b, 2008, 2009, 2010 og 2011b). Smågnagerbeiting har sannsynligvis også bidratt noe til reduksjon i antall arter og artsmengder for moser fra 2003 til 2011 og dermed også for hele 23-årsperioden.
- Effekten av lange og milde høster og dermed lange vekstsesonger på mosenes artsantall og mengder kan også ha blitt forsterket av at det ikke har vært noen tydelige smågnager-topper i området siden oppstarten i 1988, noe som igjen muligens kan knyttes til klima (Kausrud et al. 2008). Smågnagerbeitingen, som i første omgang virker negativt, kan over tid komme til å virke positivt på artsmangfoldet og artsmengder for små moser, ved at det skapes åpninger i skogbunnen. Under feltarbeidet i Grytdalen i juli var også mosene synlig påvirket av smågnagerbeiting. Den lange og milde høsten i 2011 og den tidlige våren i 2012 virke i motsatt retning for utviklingen framover, da en lang vekstsesong favoriserer store moser.
- For enkelte karplantearter ville dekningsdataene kunne gi enda tydeligere resultater for perioden fra 2003 til 2011. Dette gjelder for eksempel blåbær, som hadde sterkt redusert dekning i svært mange av flatene, både på grunn av beiting og på grunn av mye forekomst av sopp på bladene.
- Det var også signifikante endringer i artssammensetningen i flatene i perioden 2003 til 2011 langs den viktigste vegetasjonsgradienten («fattig-rik»), noe som også i stor grad tilskrives smågnagerbeitingen.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Grytdalen 1988 - 2011

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene i Grytdalen naturreservat i 1988, 1993, 1998, 2003 og/eller 2011.

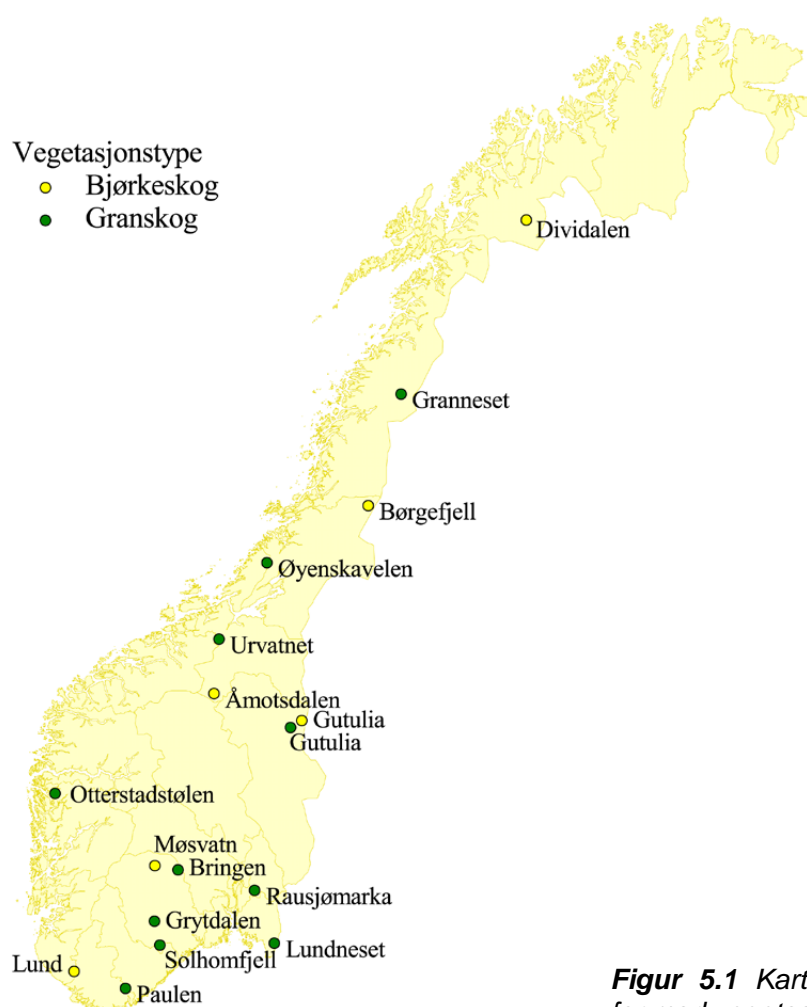
Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmoser (unntatt torvmoser) (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Plagiothecium succulentum</i> agg.	Pløsjammemose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Racomitrium heterostichum</i> agg.	Berggråmose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
Urter og karsporeplanter		<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	Fjærkransmose
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Cornus suecica</i>	Skrubbær	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg	Torvmoser	
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Sphagnum centrale</i>	Kratt-torvmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Listera cordata</i>	Småtteblad	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	Levermoser	
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Anastrophium minutum</i>	Tråddraugmose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Bazzania tricenata</i>	Småstylte
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Thelypteris phegopteris</i>	Hengeving	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Cephalozia connivens</i>	Tråklefsemose
Grassaktige planter		<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	<i>Cephalozia sp.</i>	Pistremose
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	<i>Lophocolea bidentata</i>	Tobladdblonde
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbblonde
Bladmoser (unntatt torvmoser)		<i>Lophozia adscendens</i>	Røteflak
<i>Brachythecium populeum</i>	Ospelundmose	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprinkelundmose	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
<i>Brachythecium rivulare</i>	Sumplundmose	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Storlundmose	<i>Lophozia sudetica</i>	Raudflik
<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik
<i>Bryum capillare</i>	Skruevrangmose	<i>Metzgeria furcata</i>	Gulband
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Ptilidium ciliare</i>	Berghinnemose
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmoser
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Bekketvebladmoser
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose	Lav	
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Hylocomium umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Oxystegus tenuirostris</i>	Kaursvamose	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Sigdnervemose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose	<i>Cladonia rangiferina</i>	Gråreinlav
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammemose		

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2011

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) har vært utført i 17 referanseområder i nærmere tjue år (**figur 5.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) fra 1988–1992. I Solhomfjell etablerte Universitetet i Oslo i 1988 et granskogsområde som etter hvert er lagt inn i TOV (TOV-granskogsområde), og 6 områder ble etablert i bjørkeskog 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 luftforurensinger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).

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



Figur 5.1 Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog.

Her viser vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b).

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget består av 561 analyseruter fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 9 områder, dvs 461 ruter i granskog) og 300 ruter fra bjørkeskog. Områdene har vært analysert én gang pr 5-årsperiode (ett omløp), men fra og med 2008 ble granskogsregistreringene lagt om til 8-årig omløp. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.2**) bygger på data fra 1988–2011, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992. Av granskogsområdene ble rutene i Grytdalen naturreservat i Telemark analysert i 2011. Av bjørkeskogsområdene ble Lund (Rogaland) og Åmotsdalen (Sør-Trøndelag) analysert i 2011. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2010 (T. Økland et al. 2011).

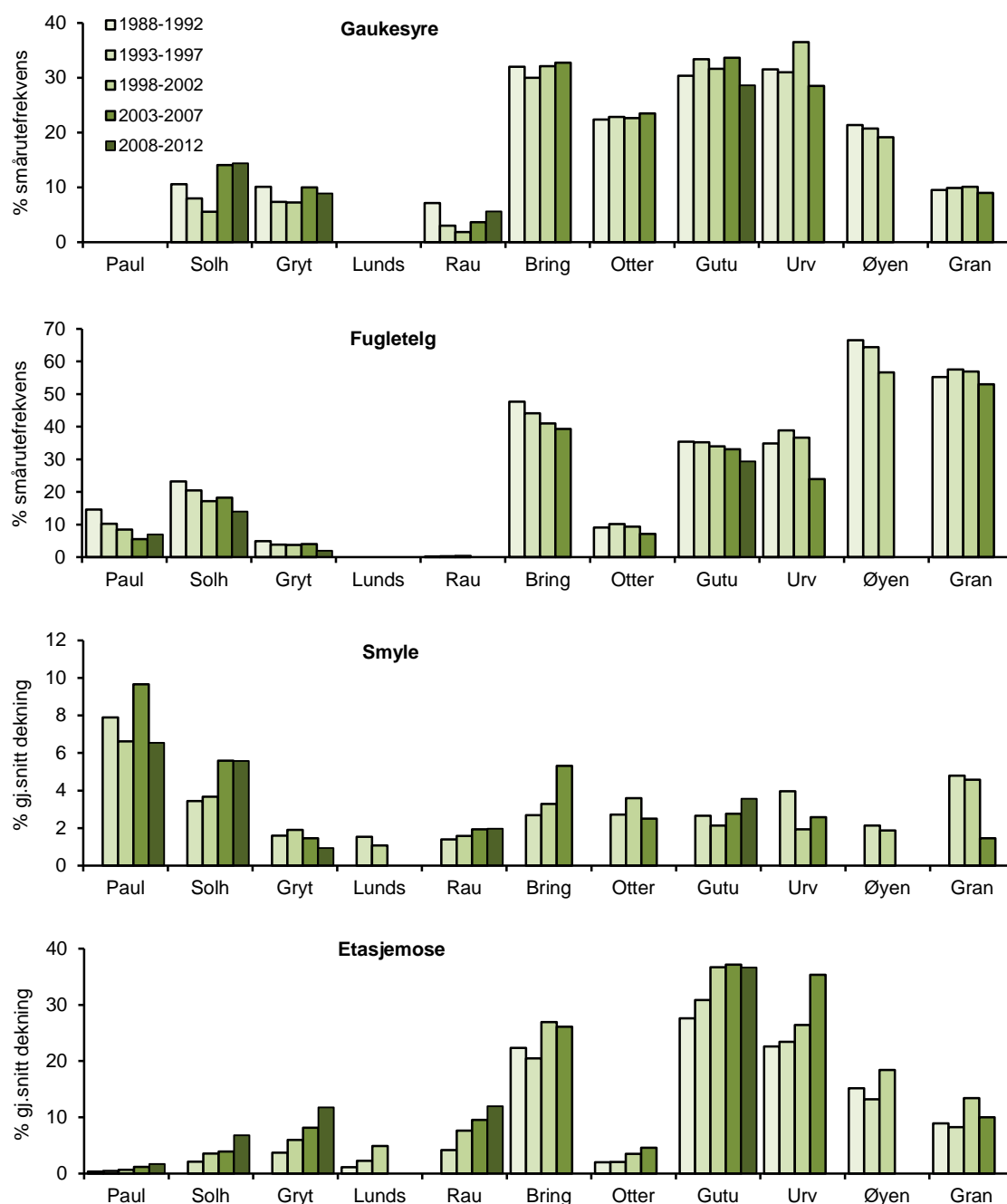
For artene gaukesyre og fugletelg er artsmengdene beregnet som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i totalt antall småruter innen hvert område. For smyle og etasjemose er artsmengdene beregnet som gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² analyserutene i hvert område. Dekningsdataene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

Gaukesyre (*Oxalis acetosella*)

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). Det er tidligere rapportert tilbakegang for arten i sørsvenske skoger, trolig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

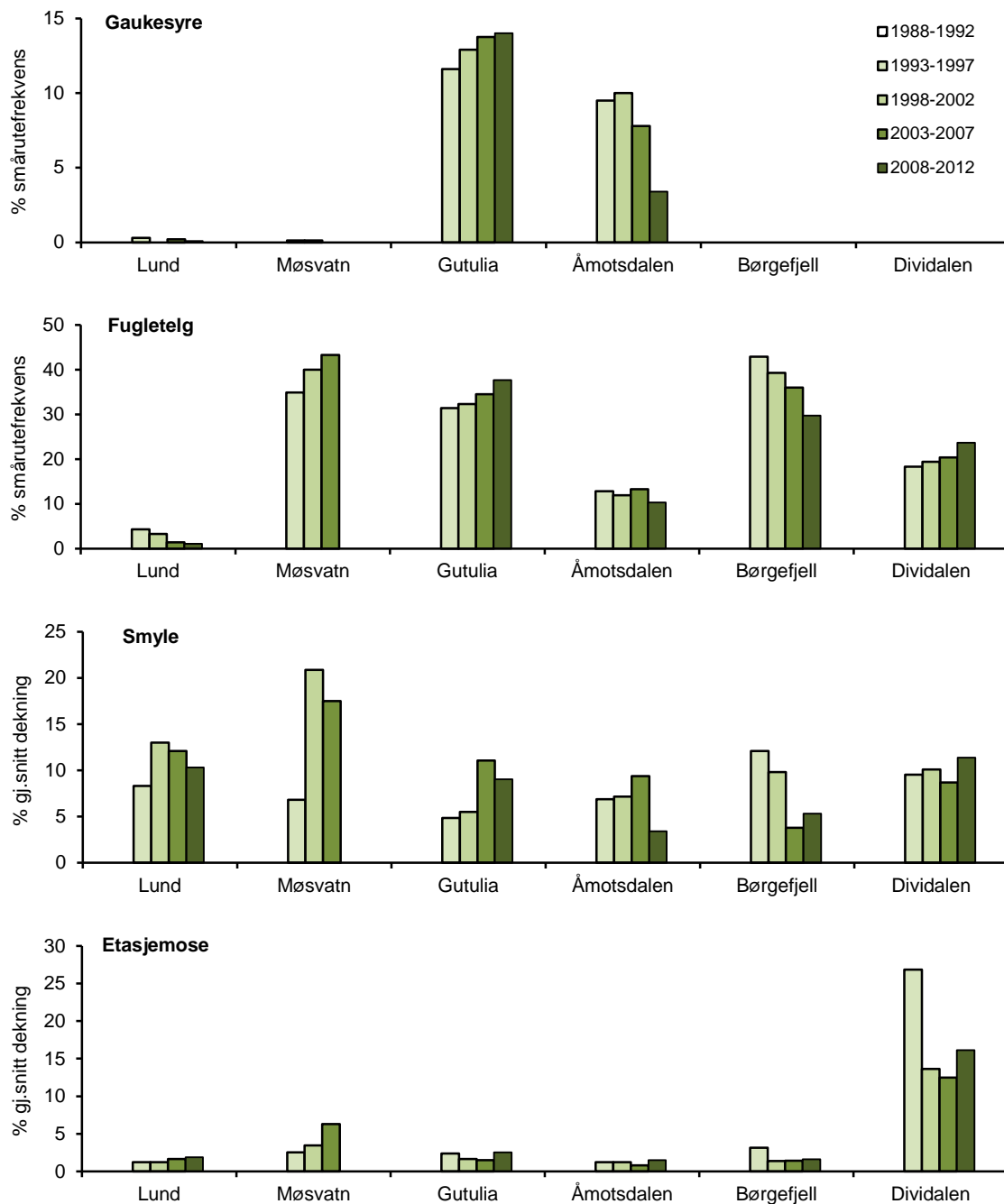
I perioden 1988–98 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.2**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten har liten dekning i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 5.3**). Bjørkeskogsrutene i disse områdene viste en motsatt utviklingstrend sammenliknet med sørlige granskogsfelter, med jevn framgang av gaukesyre i Gutulia fra 1993 til 2008 og tilbakegang i det nordlige feltet Åmotsdalen fra 1993 til 2012.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensinger ("sur nedbør") forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen av sur nedbør har vært stor, samtidig som jordsmonnet over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gaukesyre fram til og med 1998 i granskogsområdene langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en forsinket respons på jordforsuring. I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da rutene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 fortsatte i perioden 2003–2008. Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 viste at mange av frøplantene fra 2003 må ha lyktes i å etablere seg, og arten så da ut til å ha stabilisert seg på et høyere nivå enn i 1988, i motsetning til for eksempel i Rausjømarka. I Grytdalen ble gjennomsnittlig forekomst i smårutene litt redusert fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagerbeiting. Som i Rausjømarka er gjennomsnittlig forekomst i smårutene derfor fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988.



Figur 5.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2011. Områdenes plassering er vist i figur 5.1.

Den generelle framgangen av gaukesyre i bjørkeskogen i Gutulia kan sannsynligvis ikke forklares av en forbedring i forsyningssituasjonen da feltet ligger i et område som er lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gaukesyre også er en lyskrevende/svakt termofil art (Hill et al. 1999), men årsaker kan også ligge i endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen i 2011 skyldes utvilsomt et økt beitepress fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste gras og urter i overvåkingsområdet.



Figur 5.3 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2011. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist.

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

Fugletelg er en vanlig småbregneart som forekommer i de samme skogtypene som gaukesyre. Den har omtrent samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og forventes å ha omtrent samme følsomhet for forsurening.

Fugletelg hadde størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder, men også betydelig tilbakegang ble også registrert i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet

gjennom de fire første omløpene (**figur 5.2**). Fugletelg har ikke hatt like tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet. I bjørkeskogsområdene har den i enkelte områder gått fram (Møsvatn, Gutulia, Dividalen), mens den i andre områder har gått tilbake (Lund og Børgefjell), altså uavhengig av nord-sørgradienten (**figur 5.3**).

I granskogsområdet i Gutulia har arten hatt en relativt jevn tilbakegang gjennom fem analyse-omløp, men ikke i like stor grad som i de sørligste områdene. I Paulen hadde arten en jevn tilbakegang fram til og med 2005, og på tross av en liten økning fra fjerde til femte omløp var gjennomsnittlig forekomst i smårutene i 2010 fortsatt bare det halve av utgangsverdien i 1990. Også i Solhomfjell og Grytdalen fortsatte arten tilbakegangen fra fjerde til femte omløp. I Grytdalen ble gjennomsnittlig forekomst i smårutene halvert fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen.

Tilbakegangen for fugletelg i bjørkeskog i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring. Framgangen for fugletelg i Møsvatn-området kan trolig settes i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009), mens det er vanskelig å forklare framgangen i Dividalen der forurensingen har vært minimal. Mikroklimatiske endringer kan være en mulig årsak.

En svak tilbakegang av fugletelg i Åmotsdalen i 2011 kan skyldes økt beitepress av husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake fra førstegangs analyse i 1995. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng med endringer i forurensing, da Børgefjell ligger i et område med relativt liten tilførsel av langtransporterte luftforurensninger. Det er mulig at nedgangen av fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og smågnagersvingninger.

Smyle (*Avenella flexuosa*)

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten begunstiges av god nitrogentilgang, og økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på at smyle har økt i mengde i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005).

Smyle hadde en betydelig framgang i flere av de sørlige overvåkingsområdene, både i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen og i bjørkeskogsområdene Lund, Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen (**figur 5.2 og 5.3**) fram til fjerde omløp. Mengden av smyle gikk imidlertid tilbake både i Lund og Åmotsdalen i 2011. I Paulen og Grytdalen har arten blitt noe redusert fra fjerde til femte omløp, mens den har økt noe i granskogsrutene i Gutulia. I bjørkeskogsrutene i Børgefjell har arten vist en betydelig nedadgående trend siden analysene i 1995, men i siste periode fra 2005 til 2010 ble det registrert en liten økning.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Hole & Tørseth 2002), og det kan således være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og økt vekst av smyle i de sørlige overvåkingsområdene i de fire første omløpene. Smyleøkningen i bjørkeskogsområder som Møsvatn kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep og en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Sørlandet har fortsatt de største tilførselene av nitrogenforbindelser i luft og nedbør, men utviklingen de siste årene er ikke entydig (jf Aas et al. 2010). I granskogsrutene i Paulen hadde arten en reduksjon i gjennomsnittlig dekning i rutene fra 9,7% i 2005 til 6,5% i 2010, og tilsvarende reduksjon i Grytdalen fra 1,52% i 2003 til 0,94% i 2011.

Reduksjonen av smyle i granskogsrutene i Paulen i siste omløpsperiode har trolig flere årsaker, for eksempel endringer i tresjiktstruktur, mens reduksjonen i rutene i Grytdalen høyst sannsynlig skyldes beiting av smågnagere. Beitepåvirkningen var visuelt tydelig ved feltarbeidet i Grytdalen i 2011. Reduksjonen i Lund og Åmotsdalen ved siste gjenanalyse skyldes trolig økt beitetrykk, både av smågnagere og husdyr. Den sterke tilbakegangen av smyle i Børgefjell for hele overvåkingsperioden under ett (trass i økning i siste periode 2005-2010), kan også

skyldes ulike effekter av smågnagerbeiting, da smyle er en av smågnagernes foretrukne beiteplanter (Ericson 1977).

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. 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 grådestokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Økt mengder av arten antas å ha sammenheng med endringer av klimaet i gunstig retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger (R. Økland 1997, T. Økland 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye eller enda mer av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En liknende trend er også observert for andre store mosearter. Både i Rausjømarka og i Solhomfjell fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008 (fra fjerde til femte omløp). I 2008 var gjennomsnittlig dekning ca tre ganger så stor i begge disse områdene som i 1988. I Gutulia hadde arten derimot en svak nedgang i gjennomsnittlig dekning fra 2004 til 2009. I Paulen hadde arten en økning i gjennomsnittlig dekning i rutene fra 2005 til 2010. Imidlertid er ikke etasjemose dominerende i mange ruter i Paulen hvor blanksigd (*Dicranum majus*) er den viktigste mosearten. I Grytdalen har økningen i etasjemosedekning i rutene fortsatt fra fjerde til femte omløp, og arten har mer enn tredoblet sin gjennomsnittlige dekning fra 1993 til 2011 i dette området, trass i betydelig smågnagerbeiting i 2010/11 (jf **figur 4.2**).

Dekningen av etasjemose er svært liten i bjørkeskogsfeltene, bortsett fra i Dividalen (**figur 5.3**). Endringene er således relativt små, med unntak av i det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn, der arten hadde en sterk økning fra 2002 til 2007, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der en svak økning har blitt etterfulgt en betydelig nedgang. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan begrense mosenes vekst. Dette kan være en mulig årsak til den observerte nedgangen i Dividalen. Tilbakegangen i det nordligste bjørkeskogsområdet Dividalen og i det nordligste granskogsområdet Granneset kan også skyldes perioder med sterkt beite av smågnagere, da etasjemose påvirkes av smågnagerbeiting (Ericson 1977, R. Økland 1995, Rydgren et al. 2007).

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund i 2011

Marianne Evju, Inga E. Bruteig og Heidi E. Myklebost

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund ble etablert i 1991 (Hilmo & Wang 1992), med gjenkartlegging i 1996 (Bruteig 1998), 2001 (Hilmo et al. 2004) og 2006 (Hagen et al. 2007). To nye prøvefelt ble lagt ut i Åmotsdalen i 2004 (Bakkestuen et al. 2005). Her rapporteres femte gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2011.

Metodikken følger samme mal som ved tidligere kartlegginger. I Åmotsdalen hadde to trær gått ut siden 2006 (ett i felt 5, ett i felt 6), mens fire trær hadde gått ut i Lund (to i felt 1 og to i felt 5). Disse ble erstattet med nye trær.

Lineære miksete modeller er brukt for å analysere endringer over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2006 mot 2011), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Enveis ANOVA er brukt for å analysere forskjeller i dekning mellom felt i 2011. Kjikvadrattest er brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter er arcsin-transformert før analysene.

6.1 Resultater fra Åmotsdalen

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 38 cm i 1991 til 43 cm i 2011 (**tabell 6.1**; $p < 0,001$). Økningen i omkrets er også signifikant dersom de to nye feltene utelates fra analysene ($p < 0,001$). Det er en liten, men signifikant økning ($p < 0,001$) i omkrets mellom 2006 og 2011.

Det er ingen endring i trehøyde over tid (**tabell 6.1**; $p = 0,223$).

Tabell 6.1 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i sju prøvefelt i Åmotsdalen. Gjennomsnitt av sju trær i 1991 og åtte trær i 1996, 2001, 2006 og 2011, med standardavvik.

Standardavvik:								
år	prøvefelt							snitt
	1	2	3	4	5	6	7	
trehøyde (m)								
1991	7.0 ± 0.8	7.0 ± 1.5	7.6 ± 1.3	7.4 ± 0.5	7.3 ± 1.0			7.3 ± 1.0
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
2011	7.3 ± 0.8	6.9 ± 1.0	7.1 ± 1.5	7.6 ± 0.7	7.7 ± 1.1	4.8 ± 1.1	13.1 ± 0.8	7.8 ± 2.6
omkrets (cm)								
1991	38 ± 5	37 ± 3	37 ± 3	36 ± 3	39 ± 4			38 ± 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
2011	44 ± 9	42 ± 7	39 ± 4	40 ± 5	42 ± 5	35 ± 7	61 ± 10	43 ± 10

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2011

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Åmotsdalen i 2011 var på 50,5%. Bladlav er gruppen med størst dekning (38,2%), fulgt av sopp (7,8%). Busklav og skorpelav utgjør en liten andel av epifyttdekningen (henholdsvis 2,0% og 2,5%).

Det er registrert 41 taksa på undersøkelsestrærne i 2011, 4 bladmoser, 2 levermoser, 7 busklav, 15 bladlav, 12 skorpelav og 1 sopp (i tillegg til pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). Beggerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Av brunskjeggarter fins både mørkskjegg *B. fuscescens* og buskskjegg *B. simplicior*, mens pulverstry *U. lapponica* er registrert i strylavslekten.

Lavene gulskjerpe og knappenålslav ble registrert for første gang i 2011, det ble også mosene krypmose og glansjammemose. Matteflette, islandslav og brun fargelav og skorpelavene *Clistomomun pallens*, *Mycoblastus affinis* og *M. alpinus* ble ikke gjenfunnet i 2011.

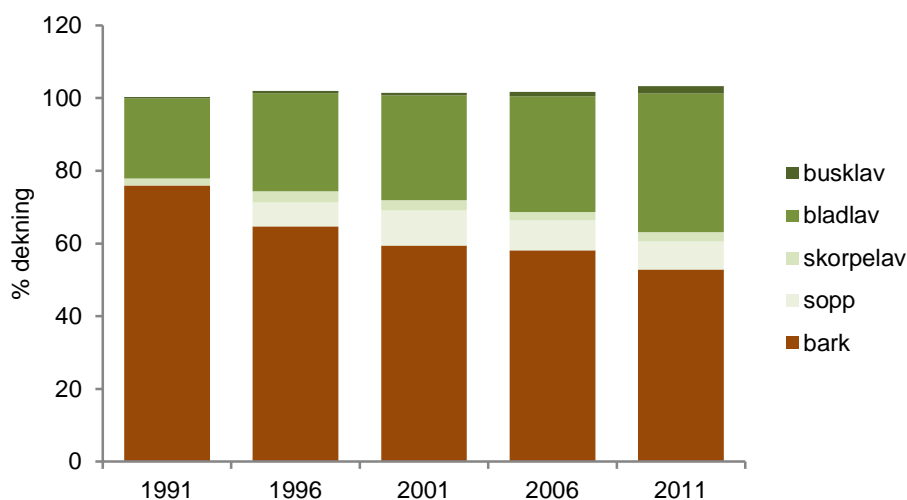
Endring i epifyttvegetasjonen fra 1991–2011

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1991 ($p < 0,001$), og også i siste 5-årsperiode ($p < 0,001$) (**figur 6.1**). Dette skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$). Dekningen av sopp har vært uendret siden registreringene startet i 1996 ($p = 0,434$). Busklav har økt i dekning fra 0,3% i 1991 til 2,0% i 2011 ($p < 0,001$), med en signifikant økning også i siste 5-årsperiode ($p = 0,012$). Skorpelavsdekningen har variert noe mellom årene, og det er ingen økning over tid ($p = 0,074$), og heller ingen signifikant endring mellom 2006 og 2011 ($p = 0,073$).

Det er ingen signifikant forskjell i total epifyttdekning mellom feltene i Åmotsdalen i 2011 ($p = 0,088$). Busklav er den eneste gruppen med signifikante forskjeller i dekning mellom felt ($p = 0,019$), med høyest dekning i felt 7 (**tabell 6.2**).

Endringer i enkeltarter

Snømållav dekker i gjennomsnitt 13,2% av bjørkestammene i Åmotsdalen i 2011 (**tabell 6.3**, **figur 6.2**). Arten har en frekvens på 98%, dvs. den er funnet på 55 av de 56 undersøkelsestrærne. Det er ingen endring i dekning av snømållav over tid ($p = 0,241$). Den er en signifikant forskjell mellom felt i dekning i 2011 ($p = 0,009$), med høyest dekning i de høyestliggende feltene 6 og 1 (**figur 6.2**) og lavest dekning i det lavestliggende felt 7.



Figur 6.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Åmotsdalen 1991-2011. Mer enn 100% dekning skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre.

Tabell 6.2 Gjennomsnittlig dekning (i% av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i sju prøvefelt i Åmotsdalen.

	år	prøvefelt							totalt
		1	2	3	4	5	6	7	
busklav	1991	0,2	0,4	0,2	0,5	0,4			0,3
	1996	0,4	0,4	1,0	1,0	0,3			0,6
	2001	0,9	0,5	0,7	1,1	0,1			0,6
	2006	0,7	1,0	0,9	1,2	0,1	0,8	3,9	1,2
	2011	1,3	1,9	1,7	2,3	0,3	0,3	6,4	2,0
bladlav	1991	28,3	25,8	25,8	12,2	18,2			22,1
	1996	32,3	23,3	31,7	24,2	23,6			27,0
	2001	36,6	25,4	32,7	27,0	22,7			28,9
	2006	39,8	28,2	34,9	31,9	25,7	40,0	22,3	31,8
	2011	50,7	34,0	42,3	41,2	32,4	37,4	29,2	38,2
skorpelav	1991	0,9	0,0	1,4	3,6	3,5			1,9
	1996	1,4	0,8	3,6	6,6	3,1			3,1
	2001	1,5	1,5	2,6	6,0	2,4			2,8
	2006	2,4	1,4	1,9	5,3	1,5	1,3	1,9	2,2
	2011	2,7	1,7	2,7	5,9	1,3	1,9	1,5	2,5
sopp	1996	7,8	5,3	4,7	11,2	3,7			6,5
	2001	10,7	7,2	6,1	16,3	8,0			9,7
	2006	12,4	5,7	5,4	6,9	12,2	10,1	5,1	8,3
	2011	11,3	7,2	3,8	9,4	8,2	11,0	3,7	7,8
epifytter totalt	1991	29,4	26,2	27,5	16,3	22,2			24,3
	1996	41,9	29,8	40,9	42,9	30,6			37,2
	2001	49,7	34,5	42,1	50,4	33,2			42,0
	2006	55,4	36,3	43,1	45,4	39,5	52,2	33,2	43,6
	2011	66,0	44,8	50,4	58,7	42,2	50,6	40,8	50,5
bark	1991	71,3	74,0	72,9	83,7	78,1			76,0
	1996	59,5	71,9	61,4	59,6	71,4			64,7
	2001	52,1	66,5	59,4	51,0	67,9			59,4
	2006	46,2	65,3	58,7	56,4	61,3	49,6	69,4	58,1
	2011	37,8	59,0	52,9	44,8	59,0	51,0	65,1	52,8

Bristlav er arten med høyest gjennomsnittsdekning i 2011, med 17,9%. Den er funnet på 55 av de 56 undersøkelsestrærne (**tabell 6.3**). Det har vært en signifikant økning i dekningen av bristlav over tid siden 1991 ($p < 0,001$), og også i den siste 5-årsperioden har dekningen økt ($p < 0,001$). Dekningen er høyest i felt 4 og lavest i felt 6 (**figur 6.2**; $p < 0,001$).

Også vanlig kvistlav har økt i dekning over tid ($p < 0,001$), fra 1,1% i 1991 til 4,5% i 2011 (**tabell 6.3**) og i løpet av siste 5-årsperiode ($p < 0,001$). Den er funnet på 51 av trærne i 2011. Det er ingen signifikant forskjell mellom felt i dekning av kvistlav i 2011 (**figur 6.2**; $p = 0,975$).

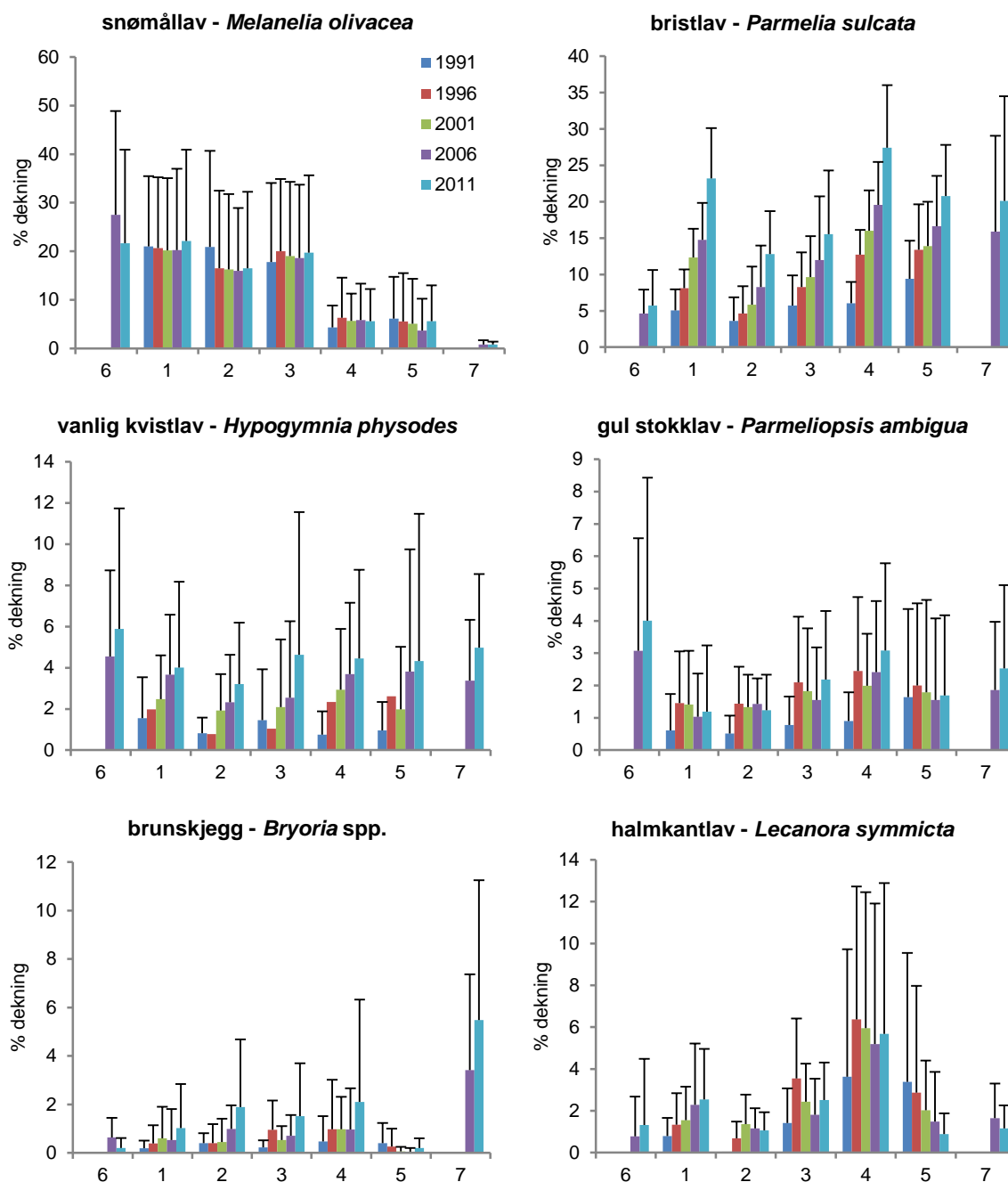
Gul stokklav har økt i dekning fra 0,9% i 1991 til 2,3% i 2011 ($p < 0,001$) (**tabell 6.3**), med en liten økning også mellom 2006 og 2011 ($p = 0,003$). Den forekommer på 96% av trærne. Det er ingen signifikant forskjell mellom feltene i dekningen i 2011 (**figur 6.2**; $p = 0,328$).

Brunskjegg har økt i dekning fra 0,3% i 1991 til 1,8% i 2011 ($p < 0,001$) (**tabell 6.3**). Den forekommer på 53 av undersøkelsestrærne i 2011. Denne økningen skyldes dels det nye felt 7 som ble etablert i 2004, der dekningen av brunskjegg er mye høyere enn i andre felt (**figur 6.2**; $p = 0,024$). Det er likevel en signifikant økning i dekning av brunskjegg fra 2006 til 2011 der felt 7 var med begge år ($p = 0,007$).

Halmkantlav er den vanligste skorpelavsarten og forekommer på 52 av trærne, med en dekning på 2,2% i 2011 (**tabell 6.3**). Dekningen av halmkantlav har vært relativt stabil over tid ($p = 0,211$). Felt 4 har høyest dekning i 2011 (**figur 6.2**), men forskjellen mellom feltene i 2011 er ikke signifikant ($p = 0,062$).

Tabell 6.3 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Åmotsdalen. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene.

Artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1991	1996	2001	2006	2011	1991	1996	2001	2006	2011
Moser												
Bryophyta	Mose	Moser				4	5				x	x
Bladmoser												
<i>Amblystegium</i> sp.	Amblystz	Krypmoseslekta					4					x
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose				11	21				x	x
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Hypn cup	Matteflette				2					x	
<i>Plagiothecium laetum</i>	Plat lae	Glansjåmose					5					x
<i>Polytrichum</i> sp.	Polytriz	Bjørnmose				2	2				x	x
Levermoser												
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Barb lyc	Gåsefotskjeggmoser				2	5				x	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse				7	11				x	x
Busklav												
<i>Alectoria</i> sp.	Alectorz	Skjeggjav	11	15	18	18	14	x	x	x	0,04	0,02
<i>Bryocaulon divergens</i>	Bry dive	Fjelltagg				2	2				x	x
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	94	93	100	98	95	0,34	0,60	0,53	1,04	1,78
<i>Cetraria islandica</i>	Cet isla	Islandsjav				2					x	
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerjav			3	18	30			x	x	x
<i>Flavocetraria cucullata</i>	Fla cucu	Gulskjerpe					4					x
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Fla niva	Gulskinn			3	5	7			x	x	x
<i>Usnea</i> sp.	Usneaz	Strylav	94	83	88	77	88	x	0,01	0,11	0,14	0,21
Bladlav												
<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav	3	3		5	4	x	x		x	x
<i>Hypogymnia austerodes</i>	Hyp aust	Seterlav	6	5	10	9	11	x	x	x	x	x
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Hyp fari	Sukkerlav				4	2				0,01	x
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	94	75	90	93	91	1,11	1,75	2,28	3,42	4,50
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	20	25	35	45	45	x	0,04	0,03	0,07	0,16
<i>Imshaugia aleurites</i>	Imshaue	Furustokklav	9	5	5	11	9	x	x	x	x	x
<i>Melanelia exasperata</i>	Mel exaa	Vortebunlav		3	3	2	2		0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	100	100	98	95	98	14,04	13,80	13,24	13,23	13,15
<i>Melanelia</i> sp.	Melanelz	Brunkrinslav		5	5	4	2		x	x	x	x
<i>Parmelia omphalodes</i>	Par omph	Brun fargelav	3			2		x			x	
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav		3	10	9	9		x	x	x	x
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	100	100	100	98	98	5,97	9,42	11,54	13,11	17,94
<i>Parmelia sulcata/saxatilis</i>	Par/sulc	Bristlav/Grå fargelav				2	2				x	x
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	100	98	98	93	96	0,89	1,89	1,67	1,84	2,28
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	26	45	53	63	63	x	x	x	0,02	0,01
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	3	3	3	7	7	x	x	x	x	x
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Tuc chlo	Vanlig kruslav	3	15	25	23	20	0,01	0,03	0,02	0,06	0,05
<i>Vulpicida pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	74	73	78	70	80	0,03	0,07	0,07	0,05	0,07
Skorpelav												
Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt		8	15		5		x	0,01		0,07
<i>Buellia chloroleuca</i>	Bue chlo				3		2			x		x
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav		3	3	9	7		x	x	0,01	0,02
Caliciales		Knappenålslav					2					0,01
<i>Candelariella</i> sp.	Candelaz	Eggjav	3		3	4	4	x		x	x	x
<i>Cliostomum pallens</i>	Cli pall					2					x	
<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav		3	8	14	13		x	x	x	0,02
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc		97	95	100	95	96	0,06	0,13	0,13	0,18	0,22
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	100	100	100	88	93	1,85	2,96	2,67	2,05	2,17
<i>Lecidea porphyrospoda</i>	Lci porp											
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		57	38	55	84	93	x	x	x	x	x
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav				9	11				x	x
<i>Micarea</i> sp.	Micareaz	En puslelav-slekt			3	2	2			x	x	x
<i>Mycoblastus affinis</i>	Myc affi					2					x	
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Myc alpi	Fjellblodlav				2					x	
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkkorkje	3	3	3	7	2	x	x	x	x	x
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr				3					x		
<i>Ochrolechia</i> sp.	Ochrolez	Korkje	6		3		2	x		x		x
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc		6	5	3	4	2	x	x	x	x	x
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav			8	7	20			x	x	0,01
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex				3					x		
Sopp												
Sopp	Sopp						2					x
<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli			5	8	14	16		x	x	0,05	0,08
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	Perith			87,5	100	94,64	96,43		6,53	9,68	8,23	7,71
Bark												
Naken bark	Bark		100	100	100	100	100	75,99	64,74	59,39	58,12	52,81



Figur 6.2 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av snømållav, bristlav, vanlig kvistlav, gul stokklav, brunskjegg og skorpelaven halmkantlav på bjørkestammer i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Åmotsdalen 1991-2011.

Endringer i hengende arter

Opptelling av antall individer brunskjegg fra basis av treet opp til øverste takseringslinje viser at det er like mange individer i 2011 som i 2006 (**tabell 6.4**). Den store økningen fra 2001 til 2006 skyldes det svært store tallet på brunskjegg i det nye felt 7. Snittlengden per individ er også den samme i 2011 (2,3 cm) som i 2006 (2,2 cm).

Av andre hengende arter ble det i 2011 registrert 3,3 individ av strylav per tre mot 2,9 i 2006. De fleste individene ble registrert i felt 7 (snitt på 9,0 individer per tre). Det ble også registrert 0,1 individ av slekten skjeggjav per tre, og dette er samme mengde som er funnet ved alle registreringstidspunkt. Skjeggjav ble bare funnet i felt 7 i 2011.

Tabell 6.4 Hengende arter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Åmotsdalen 1991-2011.

		år	prøvefelt							totalt
			1	2	3	4	5	6	7	
Skjeggglav <i>Alectoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre	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
		2011							0,5	0,1
	Gjennomsnittlig lengde (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
		2011							3,3	3,3
	Lengste lengde (cm)	1991			4		4			4
		1996			4		5			5
		2001		1	4		1			4
		2006			5			2	2	5
		2011							7	7
Brunskjegg <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre	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
		2011	10,0	19,0	11,5	17,4	2,9	10,5	51,1	17,5
	Gjennomsnittlig lengde (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
		2011	1,8	2,6	1,9	1,9	1,3	1,4	2,8	2,3
	Lengste lengde (cm)	1991	1	1	1	1	1			1
		1996	5	7	6	5	8			8
		2001	4	10	4	7	5			10
		2006	5	6	5	7	2	4	12	12
		2011	8	13	7	7	3	5	18	18
Strylav <i>Usnea</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre	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
		2011	2,1	4,9	2,0	2,6	1,3	1,1	9,0	3,3
	Gjennomsnittlig lengde (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
		2011	1,8	1,9	1,6	2,1	1,6	1,4	2,5	2,1
	Lengste lengde (cm)	1991	1	1	1	1	1			1
		1996	5	7	6	5	8			8
		2001	4	10	4	7	5			10
		2006	5	6	5	7	2	4	12	12
		2011	8	13	7	7	3	5	18	18

Skadet lav

I 2011 ble det registrert skade på snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 6.5**). Andelen skadd lav har variert mellom årene, med en topp i 2006 på 16,9%. I 2011 er andelen 9,5%, en signifikant nedgang siden 2006 ($p < 0,001$). Det er størst reduksjon i skadeomfang på snømållav fra 2006 til 2011, fra 32,1% til 19,8% ($p < 0,001$).

Tabell 6.5 Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav for tre lavarter på bjørke-stammer i sju prøvefelt i Åmotsdalen overvåkingsområde 1991-2011.

prøvefelter																	
art	år	1		2		3		4		5		6		7		totalt	
		dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad
snømållav	1991	21,0	1,2	20,9	23,5	17,8	6,6	4,3	0,0	6,2	5,2					14,0	9,4
Melanelia olivacea	1996	20,6	11,1	16,5	21,7	20,0	17,2	6,3	5,5	5,6	32,1					13,8	16,7
	2001	20,2	9,6	16,3	22,5	19,0	12,5	5,7	14,0	5,1	18,2					13,2	14,7
	2006	20,3	25,8	16,0	30,1	18,6	26,4	5,9	15,7	3,7	32,7	27,5	49,2	0,8	25,0	13,2	32,1
	2011	22,1	20,8	16,5	21,0	19,7	20,0	5,6	8,0	5,6	11,9	21,7	23,8	0,8	15,0	13,2	19,8
bristlav	1991	5,1	0,0	3,6	4,4	5,7	6,7	6,1	0,0	9,4	0,0					6,0	1,8
Parmelia sulcata	1996	8,1	9,2	4,6	8,7	8,2	7,3	12,7	10,8	13,4	10,7					9,4	9,7
	2001	12,3	1,5	5,8	1,1	9,6	0,0	16,0	7,6	13,9	7,8					11,5	4,4
	2006	14,8	7,0	8,3	0,0	12,0	8,6	19,6	9,8	16,6	3,9	4,6	1,7	15,9	6,2	13,1	6,2
	2011	23,2	1,5	12,8	0,5	15,5	2,9	27,4	8,9	20,8	4,4	5,7	1,3	20,1	5,2	17,9	4,3
gul stokklav	1991	0,6	11,1	0,5	0,0	0,8	0,0	0,9	0,0	1,6	0,0					0,9	1,8
Parmeliopsis ambigua	1996	1,5	4,2	1,4	0,0	2,1	0,0	2,5	0,0	2,0	6,3					1,9	2,1
	2001	1,4	0,0	1,3	0,0	1,8	0,0	2,0	3,4	1,8	6,9					1,7	2,3
	2006	1,0	0,0	1,4	0,0	1,6	4,2	2,4	0,0	1,6	4,2	3,1	0,0	1,9	8,9	1,8	2,8
	2011	1,2	0,0	1,2	0,0	2,2	0,0	3,1	0,0	1,7	0,0	4,0	0,0	2,5	6,5	2,3	1,5

6.2 Resultater fra Lund

Prøvefeltene og undersøkelsestrærne

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 44 cm i 1991 til 51 cm i 2011 (**tabell 6.6**; $p < 0,001$). Høyden på undersøkelsestrærne har også økt fra et snitt på 11,2 m i 1991 til 13,2 m i 2011 (**tabell 6.6**; $p < 0,001$). Mellom 2006 og 2011 har både omkrets ($p < 0,001$) og høyde ($p = 0,020$) økt.

Tabell 6.6 Høyde og brysthøydeomkrets av undersøkelsestrærne (bjørk) i fem prøvefelt i Lund. Gjennomsnitt av 7 trær i 1991 og 8 trær i 1996, 2001, 2006 og 2011, med standardavvik.

år	prøvefelt					
	1	2	3	4	5	snitt
	trehøyde (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	12.8 ± 0.6	12.4 ± 1.5	12.3 ± 2.1	12.6 ± 1.4
2011	13.8 ± 1.5	12.1 ± 1.8	13.3 ± 0.7	13.0 ± 2.7	13.9 ± 1.5	13.2 ± 1.8
	omkrets (cm)					
	1991	47 ± 7	40 ± 6	42 ± 5	45 ± 6	44 ± 6
	1996	48 ± 7	42 ± 5	45 ± 6	47 ± 6	46 ± 6
	2001	48 ± 8	43 ± 5	46 ± 6	48 ± 6	47 ± 6
	2006	49 ± 8	44 ± 5	49 ± 6	50 ± 8	48 ± 6
	2011	53 ± 6	45 ± 5	51 ± 6	52 ± 7	51 ± 7

* Det ble ikke gjort trehøydemålinger for feltene 3-4 i 2001

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2011

Den totale dekingen av epifytter på bjørkestammer i Lund i 2011 var på 103,0%, mens naken bark utgjorde så lite som 2,2% (**figur 6.3**). Alger er gruppen med størst deking (81,9%), fulgt av skorpelav (12,1%). Bladlav, busklav og sopp utgjør en liten andel av epifyttdekingen (henholdsvis 4,8%, 1,2% og 3,0%).

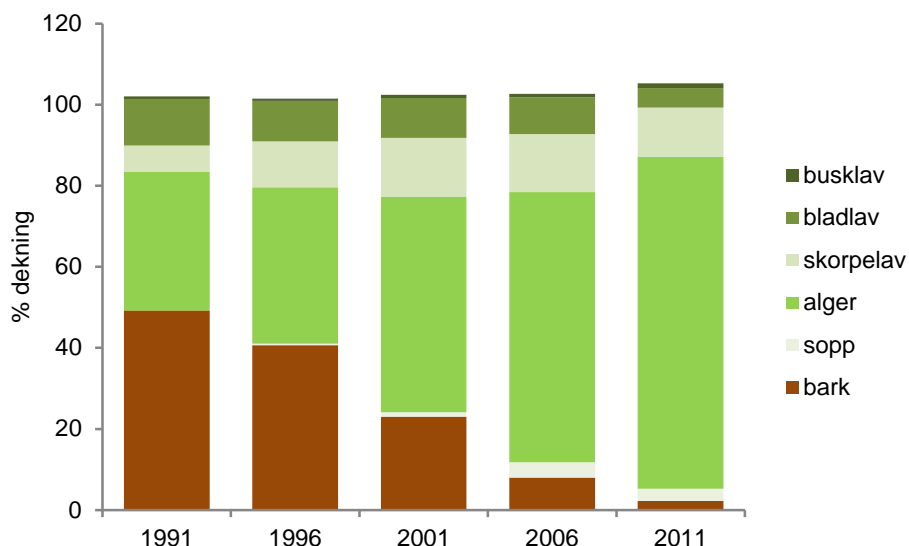
Det er registrert 34 taksa på undersøkelsestrærne i 2011, 7 bladmoser, 5 levermoser, 1 busklav, 5 bladlav, 15 skorpelav og 1 sopp. Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Ingen brunskjegg- eller strylavarter er registrert på trærne i Lund.

Skorpelavene *Fuscidia recensa* og *Micarea leprosula* ble registrert for første gang i 2011, det samme ble moser fra krypmoseslekta og skjeggmoseslekta samt arten skogkrekmose. Kystbinnemose, bristlav, kornbønnelav og *Micarea peliocarpa* ble ikke gjenfunnet.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1991–2011

Det har vært en signifikant økning i epifyttdekingen over tid i Lund ($p < 0,001$), også i løpet av siste 5-årsperiode (**figur 6.3**; $p < 0,001$). Dette skyldes først og fremst sterk økning i dekingen av alger, som har økt fra i gjennomsnitt 34,1% i 1991 til 81,9% i 2011 (**figur 6.3** og 6.4; $p < 0,001$). Også mellom 2006 og 2011 har algedekningen økt signifikant ($p < 0,001$). Dekningen av bladlav har blitt mindre over tid ($p < 0,001$), med en nedgang fra 9,0% i 2006 til 4,8% i 2011 ($p < 0,001$). Dekningen av sopp har økt siden første registrering i 1996 ($p < 0,001$), men det har ikke vært noen endringer i deking siden 2006 og 2011 ($p = 0,201$). Det har vært en svak økning i dekingen av busklav over tid ($p = 0,051$), men ingen endring i siste 5-årsperiode ($p = 0,367$). Skorpelav har også økt i deking siden 1991 ($p < 0,001$), men det har vært en svak nedgang i dekingen de siste 5 årene ($p = 0,049$).

Det er forskjell i total epifyttdeking mellom feltene i Lund i 2011 ($p = 0,006$), med høyest deking (108,2%) i felt 1 (**tabell 6.7**). Alger har høyest deking i felt 1 ($p < 0,001$), mens bladlav har høyest deking i felt 5 ($p < 0,001$). For sopp, busklav og skorpelav er det ingen forskjeller i deking mellom felt.



Figur 6.3 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkningsområdet i Lund i 1991-2011. Mer enn 100% deking skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre.

Tabell 6.7 Gjennomsnittlig dekning (i% av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Lund.

	år	prøvefelt					totalt
		1	2	3	4	5	
busklav	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	0,4	1,0	2,7	0,8
	2006	0,05	0	0,7	0,5	3,4	0,9
	2011	1,8	0	0,4	0,5	3,2	1,2
bladlav	1991	9,8	6,0	5,2	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
	2011	2,1	2,5	1,2	3,4	14,5	4,8
skorpelav	1991	7,1	8,5	3,4	7,1	6,6	6,5
	1996	15,8	12,3	5,4	12,3	10,8	11,3
	2001	17,5	17,5	5,9	19,3	12,1	14,5
	2006	15,2	12,7	8,2	21,3	14,3	14,4
	2011	11,9	14,6	7,8	13,1	13,3	12,1
alger	1991	44,4	31,4	46,5	29,8	18,5	34,1
	1996	40,9	31,1	54,5	37,5	29,0	38,6
	2001	54,1	48,5	61,0	55,9	46,4	53,2
	2006	76,8	73,8	71,7	64,9	45,8	66,6
	2011	91,6	82,8	82,6	82,9	69,5	81,9
bladmoser	2006	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
	2011	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8
sopp	1996	1,2	0,6	0,0	0,0	0,2	0,4
	2001	1,7	1,2	2,0	0,6	0,1	1,1
	2006	2,6	1,8	10,0	4,1	0,7	3,8
	2011	0,6	1,8	9,0	1,8	1,9	3,0
epifytter	1991	61,3	46,0	55,4	44,3	56,9	52,8
totalt	1996	65,7	52,5	65,9	57,9	62,2	60,9
	2001	79,1	76,8	74,9	85,4	81,0	79,4
	2006	99,7	95,9	93,4	99,2	85,2	94,7
	2011	108,2	101,7	100,9	101,7	102,6	103,0
bark	1991	41,1	56,1	44,7	56,3	48,2	49,3
	1996	34,7	47,6	36,2	43,3	41,3	40,6
	2001	21,6	25,3	26,0	19,6	22,7	23,0
	2006	1,7	5,0	7,2	4,3	21,7	8,0
	2011	0,3	4,6	2,0	1,2	3,2	2,2

Endringer i enkeltarter

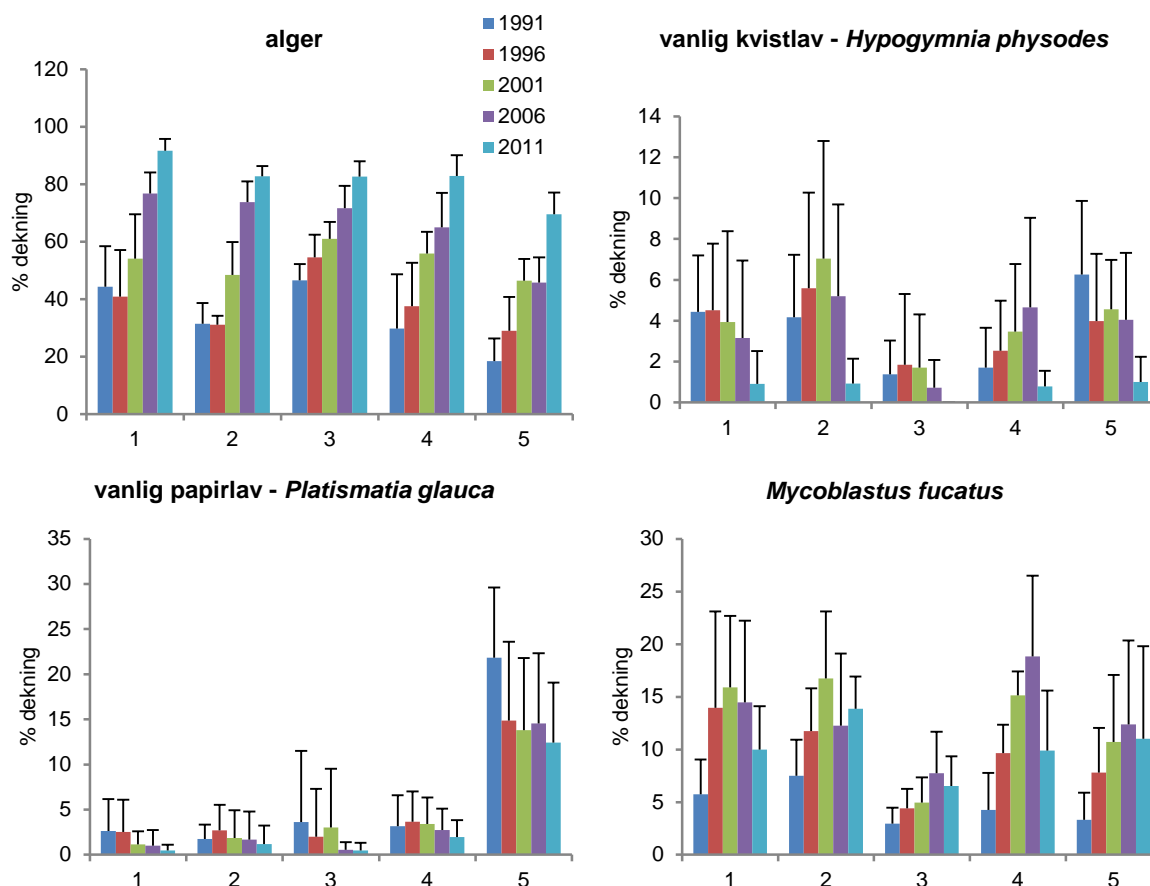
Vanlig papirlav er funnet på 70% av trærne i 2011, som i 2006 (**tabell 6.8**). Det har vært en jevn nedgang i dekning over tid ($p < 0,001$), også i siste 5-årsperiode ($p = 0,022$). Dekningen av vanlig papirlav i 2011 er høyere i felt 5 enn i de andre feltene (**figur 6.4**; $p < 0,001$).

Vanlig kvistlav er funnet på 70% av trærne i 2011, mot 88% i 2011 (**tabell 6.8**). Det har vært en kraftig reduksjon av dekningen av vanlig kvistlav den siste 5-årsperioden (**figur 6.4**; $p < 0,001$), mens dekningen mellom 1991 og 2006 har vært relativt stabil på 4%. Det er ingen forskjell mellom felt i dekning ($p = 0,365$).

Skorpelaven *Mycoblastus fucatus* er funnet på alle undersøkelsestrærne i Lund og er også den lavarten som har høyest dekning (**tabell 6.8**). Dekningen har totalt sett økt over tid ($p < 0,001$), fra 4,8% i 1991 til 10,3% i 2011, men har gått noe ned mellom 2006 og 2011 ($p = 0,017$). Det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom feltene (**figur 6.4**; $p = 0,133$).

Tabell 6.8 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Lund. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene.

Artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1991	1996	2001	2006	2011	1991	1996	2001	2006	2011
Bladmoser												
Bryophyta	Mose	Moser					3					x
<i>Amblystegium</i> sp.	Amblystz	Krypmoseslekta					3					x
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose		5	38	40	83		x	x	x	x
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Hypn cup	Matteflette				3	3				x	x
<i>Orthotrichum speciosum</i>	Orth spe	Duskbustehette				5	5				0,01	0,02
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Plag und	Kystjamnemoser			5	8	10			x	x	x
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Pola for	Kystbinnemoser				3					x	
<i>Polytrichum</i> sp.	Polytriz	Bjørnemoser				3	5				x	x
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Rhyt lor	Kystkransmoser				5	38				x	x
Levermoser												
Hepaticophytina	Levermos	Levermoser					3					x
<i>Barbilophozia</i> sp.	Barbiloz	Skjeggmoseslekta					3					x
<i>Lepidozia reptans</i>	Lepi rep	Skogkrekmose					3					x
<i>Lophozia longidens</i>	Loph lon	Hornflik				3	5				x	x
<i>Lophozia</i> sp.	Lophoziz	Flikmose			3		15			x		x
<i>Lophozia ventricosa</i>	Loph ven	Grokornflik				3	3				x	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse			3		43			x		x
Busklav												
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	54	63	88	85	95	0,63	0,52	0,81	0,92	1,18
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	11	10	5			0,05	0,04	x		
Bladlav												
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	97	100	93	88	70	3,59	3,69	4,14	3,56	0,73
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	9	5				x	x			
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav	54	73	68	63	75	0,84	0,91	0,83	1,00	0,58
<i>Parmelia</i> sp.	Parmelaz	Fargelav				3					0,01	
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	11			3		0,29			x	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	69	75	73	65	40	0,13	0,21	0,22	0,31	0,14
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav		5	3	5	3		x	x	0,01	x
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	83	88	78	70	70	6,60	5,15	4,64	4,11	3,31
<i>Platismatia norvegica</i>	Pla norv	Skrukkelav	3					x				
Skorpelav												
A Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubest.	29	38	13	10	18	0,50	0,28	0,08	0,03	0,04
<i>Buellia griseovirens</i>	Bue gris	Kornbønnelav				3					0,03	
<i>Fuscidea cyathoides</i>	Fus cyat	Klipperandlav	9	15	8	8	3	0,13	0,06	0,06	0,08	0,07
<i>Fuscidea praeruptorum</i>	Fus prae		17	55	65	10	8	0,26	0,69	0,86	0,33	0,16
<i>Fuscidea recensa</i>	Fusc rec						3					x
<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav				5	10				0,01	0,07
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc					10	3				0,04	0,01
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	3	3	15	15	13	x	x	0,08	0,20	0,02
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.			15		15			0,22		0,12
<i>Lecidea</i> sp.	Lecideaz		6					x				
<i>Lepraria caesia</i> alba	Lep caes		6	15			25	0,26	0,36			0,29
<i>Lepraria incana</i>	Lep inca					5	5				0,02	0,04
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	9	25	40	45	38	0,05	0,11	0,22	0,17	0,05
<i>Micarea leprosula</i>	Mic lepr						2					x
<i>Micarea lignaria</i>	Mic lign			38	35	50	85		0,12	0,13	0,19	0,90
<i>Micarea peliocarpa</i>	Mic peli			8	3	3			x	x	x	
<i>Micarea prasina</i>	Mic pras					3	5				0,02	0,05
<i>Micarea</i> sp.	Micareaz	En puslelav-slekt			15	5				x	x	
<i>Mycoblastus affinis</i>	Myc affi		9	3				0,04	0,06			
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca		97	100	100	100	100	4,76	9,52	12,69	13,14	10,26
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav		10	8	8	15		0,04	0,10	0,10	0,07
<i>Mycoblastus</i> sp.	Mycoblaz	Blodlav	29	8	15			0,20	x	0,01		
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	3	3		3	3	0,12	0,06		x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i> B	OchBandr			10	5				0,01	x		
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr		14	10	3			0,21	0,03	0,02		
<i>Ochrolechia</i> sp.	Ochrolez	Korkje			3					x		
<i>Pertusaria amara</i>	Per amaa	Bitterlav		3			3		x			x
Alger												
Aerophytic algae, total	Alger	Alger, totalt	97	100	100	100	100	34,12	38,61	57,15	66,88	81,89
Sopp												
Pyrenocarp, non-lichenized sopp	Perith			35	75	80	78		0,40	1,14	3,82	3,03
<i>Tremella licenicola</i>	Tre lice				3					x		
Naken bark	Bark		100	100	100	93	75	49,28	40,64	23,02	7,99	2,25



Figur 6.4 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av alger, vanlig kvistlav, vanlig papirlav og skorpelaven *Mycoblastus fucatus* på bjørkestammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Lund 1991-2011.

Skadet lav

I 2011 ble det registrert skade på artene vanlig papirlav, grå fargelav og vanlig kvistlav (**tabell 6.9**). Skadeomfanget er generelt svært høyt i Lund. Det totale skadeomfanget er redusert fra 28% i 2006 til 20% i 2011 ($p < 0,001$), men utviklingen varierer noe mellom artene. For vanlig kvistlav har det vært en stor reduksjon i skadeomfang fra 61% i 2006 til 26% i 2011 ($p = 0,003$), mens vanlig papirlav har hatt en liten, ikke-signifikant nedgang i skadeomfang den siste 5-årsperioden ($p = 0,622$). For grå fargelav har skadeomfanget økt, men ikke signifikant, fra 42% i 2006 til 61% i 2011 ($p = 0,221$). Skadeomfanget på grå fargelav var lavere i 2006 enn i tidligere år.

6.3 Oppsummering

Åmotsdalen:

- økt dekning av epifytter siste 5-årsperiode
- økt dekning av bladlav og busklav, spesielt av bristlav, men også vanlig kvistlav, gul stokklav og brunskjegg
- andelen skadd lav er redusert fra 16,9% i 2006 til 9,5% i 2011
- økte temperaturer og økt lengde av vekstsesongen kan være en viktig faktor bak den økte dekningen av lav i dette området

Lund:

- økt dekning av epifytter siste 5-årsperiode
- økt dekning av alger, reduksjon i dekning av bladlav, med nedgang i vanlig papirlav og vanlig kvistlav
- andelen skadd lav er redusert fra 28% i 2006 til 20% i 2011
- økt algedekning kan tilskrives stort nedfall av nitrogen i dette området

Tabell 6.9 Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav for tre lavarter på bjørke-stammer i fem prøvefelt i Lund overvåkningsområde 1991-2011.

		prøvefelt											
		1		2		3		4		5		snitt	
	år	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad	dekn	skad
vanlig kvistlav	1991	4,4	49,3	4,2	33,3	1,4	90,0	1,7	53,8	6,3	30,6	3,6	42,7
<i>Hypogymnia</i>	1996	4,5	50,6	5,6	15,1	1,9	16,7	2,5	40,9	4,0	17,6	3,7	28,7
<i>physodeds</i>	2001	3,9	91,9	7,0	58,1	1,7	61,3	3,5	40,0	4,6	33,7	4,1	56,5
	2006	3,2	71,7	5,2	88,2	0,7	81,3	4,7	45,6	4,1	35,5	3,6	60,9
	2011	0,9	11,8	0,9	37,5	0,0		0,8	52,9	1,0	9,1	0,7	26,4
vanlig papirlav	1991	2,6	100,0	1,7	96,0	3,6	100,0	3,2	100,0	21,8	100,0	6,6	99,8
<i>Platismatia</i>	1996	2,5	98,0	2,7	40,9	2,0	79,3	3,7	87,0	14,9	95,9	5,2	88,6
<i>glauca</i>	2001	1,2	100,0	1,8	86,7	3,0	66,7	3,4	80,3	13,8	66,9	4,6	72,2
	2006	1,0	100,0	1,7	100,0	0,5	81,8	2,7	82,5	14,6	81,8	4,1	84,1
	2011	0,5	66,7	1,2	90,0	0,5	70,0	2,0	61,0	12,4	82,0	3,3	79,1
grå fargelav	1991	2,4	76,3	0,0		0,1	100,0	1,3	90,5	0,4	85,7	0,8	82,1
<i>Parmelia</i>	1996	0,6	75,0	0,2	66,7	2,0	90,9	0,6	54,5	1,2	60,9	0,9	74,4
<i>saxatilis</i>	2001	0,6	76,9	0,5	88,9	1,0	82,4	1,0	94,7	1,1	40,0	0,8	74,4
	2006	0,6	75,0	0,4	75,0	1,4	32,0	0,6	33,3	2,0	32,4	1,0	41,5
	2011	0,7	53,3	0,4	62,5	0,7	46,2	0,5	100,0	0,6	58,3	0,6	61,4

7 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere inngår som et nøkkelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene, noe som kan gjøre det vanskelig å skille menneskeskapte endringer fra naturlige. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, og det er 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 2011 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV. Vi har også sammenholdt TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier av smågnagere i ulike områder.

7.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn (Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmostdalen, Børgefjell) og et mer omfattende med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode (Solhomfjell, Dividalen). Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt og kun om høsten.

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 utvalgte individer tas leveren ut til bestemmelse av miljøgifter, etter prosedyre beskrevet av Kålås et al. (1992: kap. 7).

For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene henvises til tidligere TOV-rapporter. For fangstene i 2011 kan ellers bemerkes: Ved en inkurie var det litt for få feller tilgjengelig i Solhomfjell, slik at stasjonene 98-100 ikke fikk full fangstinnsats. For Gutulia, Børgefjell og Dividalen var det problemer med fangsten av lemen, til dels med en god del gjenklappete feller uten fangst, og dermed underestimering av bestandsnivået. I Møsvatn og Åmostdalen var det betydelig rustsoppangrep på bjørk.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2011 framgår av **tabell 7.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller.

Merk at norske og vitenskapelige navn på artene nå er i overensstemmelse med Artsdatabankens offisielle navneliste for pattedyr (Syvertsen et al. 2010).

7.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2011 framgår av **tabell 7.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i overvåkingsperioden er vist i **figur 7.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 7.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 7.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Ingen smågnagere ble fanget, og det var heller ingen observasjoner av smågnageraktivitet. Fangstene tyder på svært lav bestand etter toppen i 2010.

Solhomfjell: Det ble kun fanget ni klatremus. Alle unntatt én var små (<20g) og reproduktivt inaktive. Fangstene tyder på en lav bestand etter en lav topp i 2010.

Møsvatn: Det ble fanget 32 lemen, 10 klatremus og et par individer av både markmus og fjellmarkmus. De fleste individene var små til middels store og reproduktivt inaktive, med unntak for et par større og aktive hanner og hunner av lemen. Fangstene tyder på en økning til en middels stor bestand, fra et noe lavere nivå de foregående to årene.

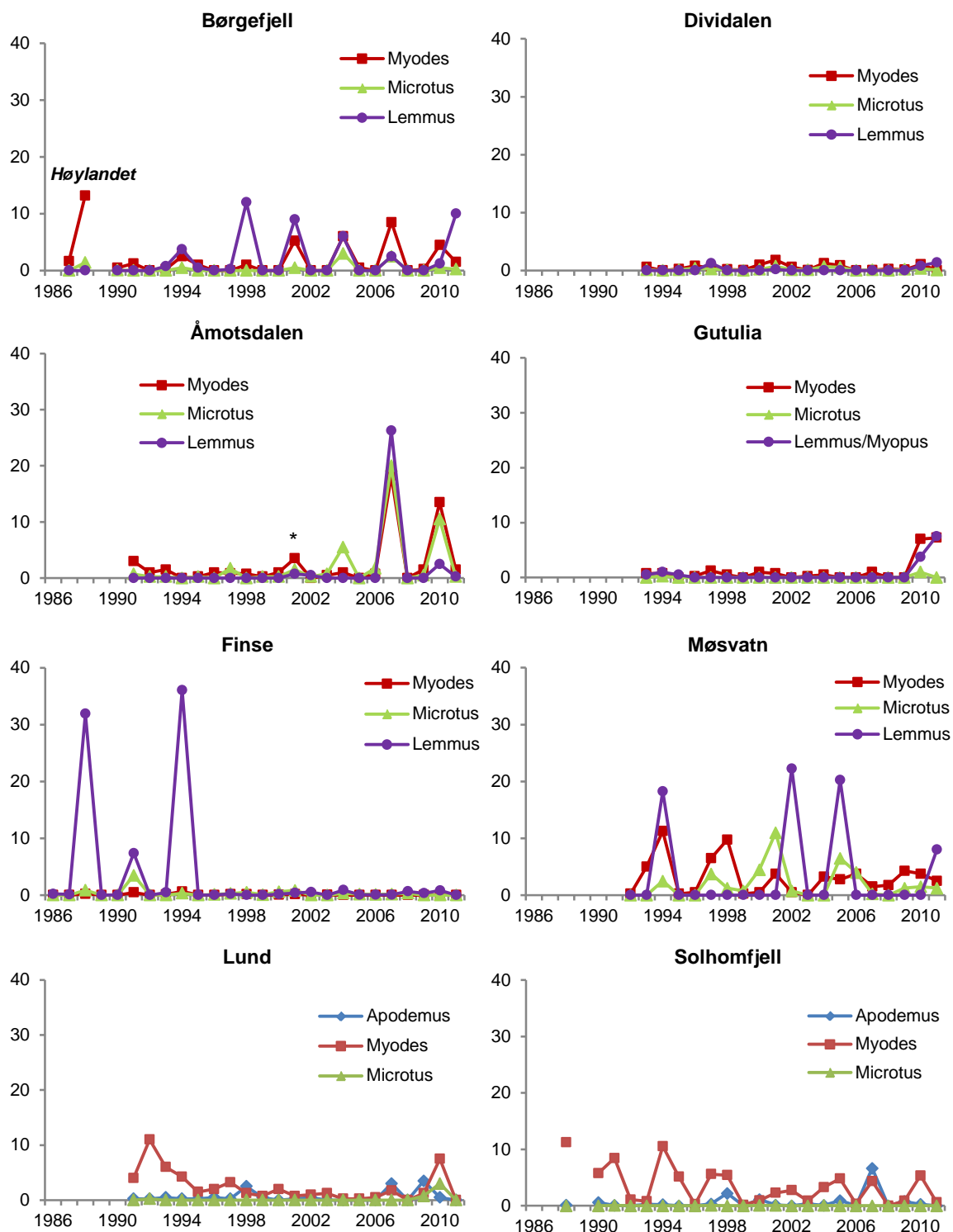
Gutulia: Det ble fanget 28 klatremus, 26 lemen, fire skoglemen og en gråsidemus. De aller fleste individene var små til middels store og reproduktivt inaktive, med unntak for gråsidemusa og et par hanner og hunner av lemen. Fangstene tyder på fortsatt høy bestand etter toppen forrige år, noe som særlig skyldes innvandring av lemen (mot flere skoglemen i 2010).

Åmotsdalen: Det ble fanget seks klatremus og én hver av fjellmarkmus og lemen. Med unntak av to klatremushunner var disse små til middels store og reproduktivt inaktive. Fangstene typer på nedgang til ganske lav bestand etter toppen i 2010.

Tabell 7.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsett og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2011. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt)

Område/ Periode	Felledøgn	Arter											Sum
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest	Ssp		
Lund													
28–30 sep	400												
Solhomfjell													
03–07 okt	1477		9									9	
Møsvatn													
19–21 sep	400		10			3	2	32			1	48	
Gutulia													
15–17 sep	400		28	1				26	4			59	
Åmotsdalen													
12–14 sep	400		6				1	1			2	10	
Børgefjell													
06–08 sep	400		1	5		1		40				47	
Dividalen													
05–08 sep	1500				1	1		21				23	
Totalt TOV	4977		54	6	1	5	3	120	4		3	196	
Finse													
24-27 jun	1194							21				21	
31 aug – 02 sep	1200											0	

Artskoder: AS - småskogmus (*Apodemus sylvaticus*), MG - klatremus (*Myodes glareolus*), MR - gråsidemus (*M. rufocanus*), Mrut - rødmus (*M. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellmarkmus (*M. oeconomus*), LL - lemen (*Lemmus lemmus*), MS – skoglemen (*Myopus schisticolor*), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus som var så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).



Figur 7.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 og Finse (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter: Apodemus – småskogmus, Myodes – klatremus, gråsidemus, rødmus (kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (kun i Gutulia).

Tabell 7.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Solhomfjell	okt 11				
klatrems (MG)		5	1	3	0
Møsvatn	sep 11				
klatrems (MG)		5	0	5	0
markmus (MA)		2	0	1	0
fjellmarkmus (MO)		0	0	2	0
lemen (LL)		13	2	13	4
Gutulia	sep 11				
klatrems (MG)		15	0	13	0
gråsidemus (MR)		0	0	0	1
lemen (LL)		12	2	9	3
skoglemen (MS)		0	0	4	0
Åmotsdalen	sep 11				
klatrems (MG)		3	0	1	2
fjellmarkmus (MO)		1	0	0	0
lemen (LL)		0	0	1	0
Børgefjell	sep 11				
klatrems (MG)		0	0	1	0
gråsidemus (MR)		2	1	1	1
markmus (MA)		0	0	1	0
lemen (LL)*		9	2	8	6
Dividalen	sep 11				
rødmus (Mrut)		0	0	0	1
markmus (MA)		0	0	0	1
lemen (LL)		11	0	9	1

* individer uten bestemt kjønn og/eller kjønnsmodning som foreløpig ikke er bearbeidet: Børgefjell: 15 lemen

Børgefjell: Det ble fanget 40 lemen, fem gråsidemus og én hver av klatremus og markmus. Flere av lemenhunnene og hannene var store og reproduktivt aktive, så vel som en gråsidemushann og -hunn. Øvrige individer var små-middels stor eog inaktive. Fangstene tyder på en forholdsvis stor bestand, etter et middels nivå året før. Dette skyldes i hovedsak lemen.

Dividalen: Det ble fanget 21 lemen og én hver av rødmus og markmus. Rødmus- og markmus-hunnene ble vurdert som reproduktivt aktive, trass i at de bare var middels store. Også en av lemenhunnene var aktiv og forholdsvis stor. Fangstene tyder på fortsatt heller lavt bestandsnivå for smågnagere, etter et litt høyere nivå året før.

Finse: Våren 2011 ble det fanget 21 lemen, mens det om høsten ikke ble fanget noen smågnagere. Med unntak av én hann og én hunn ble alle individene vurdert som reproduktivt aktive. De fleste var også forholdsvis store (kun to hunner og én hann <40g). Det var begrenset med spor av vinteraktivitet å se ved vårfangstene. Fram til høstfangsten ble det noenlunde regelmessig observert lemen i terrenget. Samlet tyder dette på en forholdsvis lav, men aktiv vårbestand som forsvant så godt som helt i løpet av sommeren.

7.3 Konklusjon

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, Framstad et al. 1997, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004; men se Kausrud et al. 2008 og Ims et al. 2008, 2011). I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell å ha de

mest regelmessige bestandstoppene, mens områdene i Åmotsdalen og Gutulia bare har hatt store bestander i enkelte år (**figur 7.1**). For området i Dividalen har vi imidlertid ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden. Overvåkingsområdene i Lund og Solhomfjell ligger i sør- og mellomboreal vegetasjonssone der vi ikke forventer like utpregete bestandssvingninger som i nordboreal og alpin sone. Bestandsvariasjonene i disse områdene er derfor omtrent som forventet.

Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 7.1, tabell 7.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 7.2, tabell 7.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

- Sør-Norge sør for Jotunheimen og vest for Gudbrandsdalen: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991, 1994, 1997/1998, 2001/2002, 2005, dels 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, 2002, 2005 og 2010/2011.
- Sør-Norge øst for Gudbrandsdalen, nord for Jotunheimen, til Trondheimsfjorden: Det var toppår for smågnagere i 1991, 1994, 1997/1998, 2003/2004, 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 2007 og 2010/2011. Det var særlig utpregete bestandstopper av lemen og andre gnagere i 2007 og 2010/2011, med bare lavere bestandstopper i flere av de foregående årene.
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til sørlige Nordland: Det var toppår for smågnagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.

Tabell 7.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.

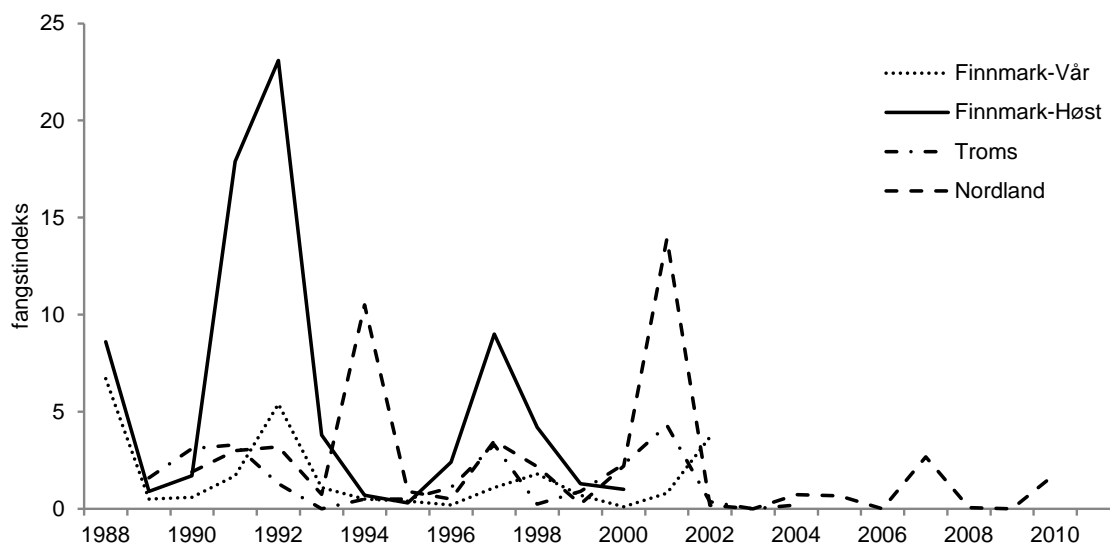
Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Klatremus (MG)								
Solhomfjell	5	1			3			
Møsvatn	5				4	1		
Gutulia	9	5			11	2		
Åmotsdalen		3				1	2	
Børgefjell						1		
Gråside (MR)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Gutulia						1		
Børgefjell		2		1			2	
Rødmus (Mrut)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Dividalen						1		
Markmus (MA)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn	2					1		
Børgefjell								
Dividalen						1		
Fjellmarkmus (MO)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn					2			
Åmotsdalen			1					
Lemen (LL)	<30g	30-49g	50-69g	≥70g	<30g	30-49g	50-69g	≥70g
Møsvatn	4	9		2	5	9	2	1
Gutulia	3	11			4	4	2	2
Åmotsdalen					1			
Børgefjell *		9	2		1	8	3	1
Dividalen	2	9				9	1	
Skoglemen (MS)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Gutulia					1	3		

* 15 lemen fra Børgefjell er foreløpig ikke kjønnsbestemt, men fordeler seg på vektklassene: 30-49g 12 stk, 50-69g 2 stk, ≥70g 1 stk.

Tabell 7.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpene TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v=vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v
Gutulia	2010, 2011	2010, 2011
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010
Dividalen	1997, 2001, 2011	1993, 1996, 2001, 2004, 2010

- Troms og Finnmark: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007 og 2010/2011. Større bestandstopper av lemen er kun registrert i 2007 og 2011, med særlig stor utbredelse i 2011.



Figur 7.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn.

Tabell 7.5 Bestandstopper av smågnagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest med relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978, 1982, 1987, 1988 , 1992, 1997/98 og 2002	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011	Statskogs fangstdata (figur 7.2), RA Ims pers.medd., avisreportasjer 2011
Øst-Finnmark	2004, 2007 , 2010, 2011	RA Ims, pers.medd.
Kirkesdalen, Tr	Topper ca hvert 3 år siden 1985	Strann et al. 2002, KB Strann, pers.medd.
Rundhaug, Tr	2001/02, 2005, 2007	NG Yoccoz, pers.medd.
Kvaløya, Tr	1997, 2002, 2004	Frafjord 2009
Indre Troms	1998, 2001	Frafjord 2009
Ulike deler av Troms	1991, 1997, 2001	Statskogs fangstdata (figur 7.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Sverige	2001	Olofsson et al. 2004
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007	Statskogs fangstdata (figur 7.2)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11	NE Eide, pers.medd.
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11	OJ Sørensen, pers.medd.
Ogndalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11	TK Spidsø, PF Moa, pers.medd.
Åmotsdalen, Gutulia		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grødalen, MR?	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010	V Selås, pers.medd.
Trysil, He	1993, 1996	Uglestudier, Selås et al. 2011a
Hamar, Elverum, He	1991, 1994, 1997, 2004, 2007	Selås et al. 2011a
Hemeldalen NR, He	2010	T Høitomt, pers.medd.
Hedmarksvidda, He	2011v	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemenvandring-over-elva.html
Lillehammer, Op	1992, 1996-1998, 2000	Olsen & Grønlien 2002
Brandbu, Op	2000/01	Olsen & Grønlien 2002
Varaldskogen, He	1980, 1984, 1987/88, 1994, 1999, 2002, 2007, 2010/11	P Wegge, pers.medd.
Møsvatn		
Haukelifjell, Hovden, Te/AA	2010/11	T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Hølera, Sør-Aurdal, Bu	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA Ims, pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10	V Selås, pers.medd.

8 Rovfugler

John Atle Kålås og Jan Ove Gjershaug

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

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nord-boreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila chrysaetos* og jaktfalk *Falco rusticolus*. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er oppført som nær truet (NT) på 'Norsk Rødliste for arter 2010' (Kålås et al. 2010).

8.1 Metoder

I 2011 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Det er ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen.

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

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

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. aug. – 15. sep. der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2004). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. For øvrig viser vi til oppdatert 'Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i Norge' oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i februar 2012 (Gjershaug et al. 2012). Se forord for informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

8.2 Resultater

Børgefjell: I 2011 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 11 av de 13 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det var egglegging og ruging i 6 av territoriene. Det ble klekt fram unger i alle disse, og til sammen ble det produsert 7 unger. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 5 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i 2 av disse territoriene og det ble her produsert til sammen 3 unger.

Åmotsdalen: I 2011 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 13 av de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 8 av territoriene. Det ble klekt fram unger i 6 av disse territoriene, men det ble bare produsert til sammen 3 unger. For jaktfalk ble det i 2011 observert voksne fugler i 5 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i 4 av disse, og det ble her produsert til sammen 10 unger.

Gutulia: I 2011 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 12 kongeørnterritorier som er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i 4 av disse territoriene, og det ble til sammen produsert 6 unger.

Møsvatn: I 2011 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 7 av territoriene, og det ble fra disse territoriene produsert til sammen 9 unger. For jaktfalk ble det i 2011 observert voksne fugler ved 11 av de 12 inkluderte territoriene. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 3 av territoriene, og disse produserte til sammen 8 unger.

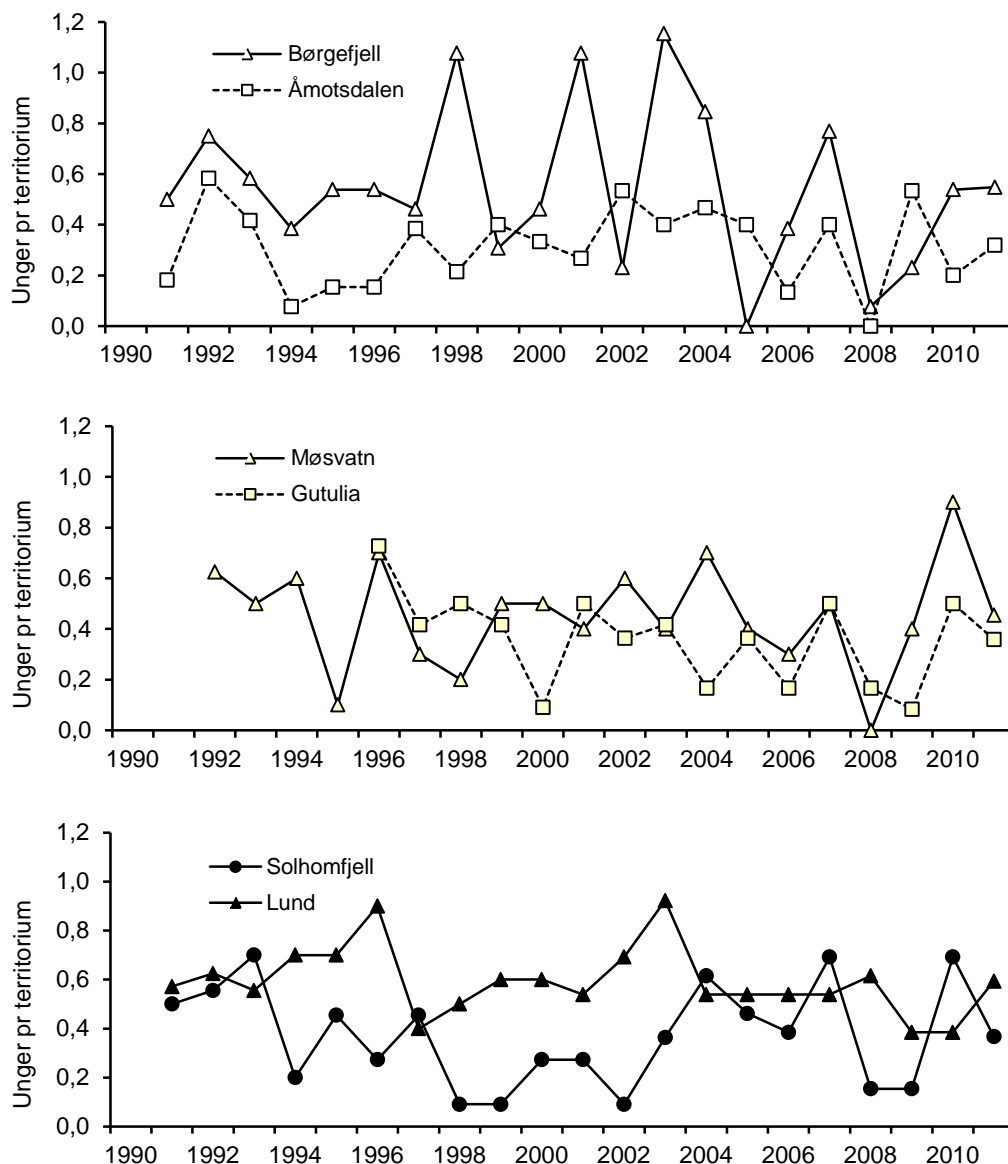
Lund: I Lund-området ble det i 2011 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 9 av territoriene, og 5 av disse produserte 1 unge hver.

Solhomfjell: I 2011 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 12 av de 13 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var egglegging/ruging i 8 av territoriene, og 7 av disse produserte til sammen 9 unger.

8.3 Diskusjon

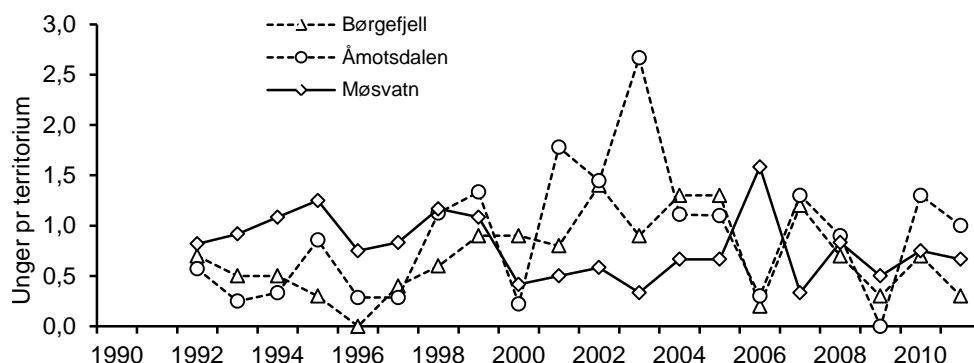
For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensinger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare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

Sett i forhold til perioden 1993-2010, målte vi i 2011 relativt lav produksjon av kongeørnunger for Åmotsdalsområdet (0,20 unger pr territorium) og Lund (0,38 unger pr territorium), mens det var middels produksjon i Børgefjell (0,54 unger pr territorium) og relativt sett god produksjon i Gutulia (0,50 unger pr territorium), Møsvatn (0,90 unger pr territorium) og Solhomfjell (0,69 unger pr territorium) (**figur 8.1**). Merk spesielt at ungeproduksjonen i Solhomfjell i 2011 var god etter to forutgående år med svært lav produksjon. Tidsserien for kongeørn (1993-2011) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,59 unger pr territorium \pm 0,15 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,55 \pm 0,33 SD), Møsvatn (0,45 \pm 0,22 SD), Solhomfjell (0,37 \pm 0,21 SD), Gutulia (1997-2011, 0,36 \pm 0,19 SD) og Åmotsdalsområdet (0,32 \pm 0,17 SD) (**figur 8.1**). Vi finner ingen tydelige regionale mønster når det gjelder hvilke år det er god ungeproduksjon. Om vi parvis sammenligner ungeproduksjon for den 20 år lange tidsserien for de 6 TOV-områdene er det ingen par av områder som viser signifikant sammenheng. Det er imidlertid noen tendenser til slike sammenhenger og disse er tydeligst for Solhomfjell – Møsvatn ($r = 0,35$, $p = 0,14$), Børgefjell – Gutulia ($r = 0,38$, $p = 0,16$) og Åmotsdalen – Møsvatn ($r = 0,35$, $p = 0,15$).



Figur 8.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2011.

For jaktfalk var det i 2011 middels produksjon av unger i Åmotsdalområdet (1,0 unger pr territorium), litt under middels produksjon i Møsvatn (0,67 unger pr territorium) og relativt dårlig produksjon i Børgefjell (0,30 unger pr territorium) (**figur 8.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2011. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1992-2011, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (gjennomsnittlig 0,91 unger pr territorium, $\pm 0,65$ SD) etterfulgt av Møsvatn ($0,79 \pm 0,32$ SD) og Børgefjell ($0,70 \pm 0,40$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet. For jaktfalk finner vi tegn til regionale mønstre når det gjelder produksjon av unger. Om vi parvis sammenligner ungeproduksjon for den 20-år lange tidsserien som vi nå har tilgjengelig for de 3 aktuelle TOV-områdene finner vi en signifikant positiv sammenheng mellom årlig ungeproduksjon i Børgefjell og Åmotsdalen ($r = 0,55$, $p = 0,01$), men vi finner negative sammenhenger mellom produksjon i Møsvatn og henholdsvis Børgefjell ($r = 0,48$, $p = 0,03$) og Åmotsdalen ($r = -0,37$, $p = 0,11$).



Figur 8.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992-2011.

Lirype er vanligvis viktig føde for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomster av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nordligste områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalenområdet og Møsvatn). For Børgefjell der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985 ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlende vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte, 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.

Vi ser ingen tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene, noe som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. Vi ser heller ingen klare tegn på endringer i produksjon i perioden 1992-2011, noe som eventuelt kunne vært direkte eller indirekte effekter av klimavariasjoner, f.eks. via reduserte forekomster av føde som smågnagere og hønsefugl. For den aktuelle 20-årsperioden er det imidlertid tendenser til redusert produksjon for noen av områdene, og dette er tydeligst for kongeørn i Gutulia (1997-2011, $r = -0,44$, $p = 0,10$) og Lund (1993-2011, $r = -0,32$, $p = 0,16$), og for jaktfalk i Møsvatn (1992-2011, $r = -0,32$, $p = 0,16$).

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2011, gir forventninger om relativt god ungeproduksjon i 2012 både for kongeørn og jaktfalk i de nordlige TOV-områdene, mens det kan forventes litt dårlige produksjon i de sørlige områdene.

9 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på liryne *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og i den siste 10-årsperioden er det årlig felt mellom 110 000 og 290 000 liryper i Norge, se <http://www.ssb.no/srjakt/tab-2011-08-08-01.html>.

En annen viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003). For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima for eksempel via endringer i kvalitet på dens føde (Selås et al. 2011b) eller mer indirekte via endringer i forekomster av smågnagere (Stenseth et al. 2002).

9.1 Metoder

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

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

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km^2): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene innenfor 100 m belte oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke 'Distance-metoden' (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt ikke å gjøre det på grunn av at denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypeetakseringene i TOV har, og kostnadmessige forhold for gjennomføring av takseringer har vi et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som like egnet å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

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

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

Dividalen: Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III) 12-14. august, og i Høgskaret (linje IV og V) 6-7. august. Vi har i 2011 igjen fått telleresultater fra de to takseringslinjene i Høgskaret, etter at vi nå har inngått et direkte samarbeid med Målselv jeger og fiskerforening som også inkluderer disse to takseringsrutene. Linjene i Høgskaret ble fram til 2007 taksert i regi av Statskog, men har fra 2008 ikke vært med i Statskog sitt reviderte nettverk for rypetakseringer i Troms. Totalt for 2011 ble det da taksert 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km²), se **tabell 9.1**. Det var til dels tørt under takseringene, men forholdene var tilfredsstillende. Takseringene ble utført av Målselv jeger og fiskerforening og organisert av J. Brattbakk.

Når det gjelder tetthetsberegninger har vi for perioden 2008-2010, da det mangler data fra Høgskaret, beregnet tetthet basert på data for perioden 1991-2006 som viser at median for summert tetthet for Havgavuobmi og Høgskaret er ca 65% av tetthet for Havgavuobmi alene (gjelder både for ungfugler og voksne fugler).

Børgefjell: Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km²). Alle de tre linjene ble taksert 20. august. Det var greie værforhold ved takseringene. Takseringen ble gjennomført av Røyrvik Jeger og Fiskerforening med kontaktperson R. Skårén.

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

Åmotsdalen: Det ble brukt standard takseringsopplegg med 2 linjer i Åmotsdalen, 1 linje i Dindalen og 1 linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km²). Takseringene ble utført i perioden 10-17. august. Arbeidet ble organisert av S.L. Svartaas og takseringene ble utført av B. Frøysa med assistanse fra K. Pedersen, E. Malm og R. Norli. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Gutulia: Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,0 km med en stripebredde på 100 m (3,30 km²). Takseringene ble utført i perioden 5-7. august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas og med assistanse av B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være ganske gode.

Møsvatn: Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2011 benyttet for takseringer av liryper ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 30,0 km med en stripebredde på 100 m (3,00 km²). Takseringene ble utført i perioden 1-3. august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa, S. Karlsen og R.B. Haaland. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund: I 2011 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,00 km²). Takseringene ble utført i perioden 4-13. august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop, E.S. Surdal og B. Steinhaug. Takseringsforholdene ble vurdert som relativt gode.

Solhomfjell: På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi Statskog og Gjerstad jeger og fiskerforening (GJFF) sine data over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsfugl. Fram til 2001/02 ble jaktstatistikk for det aktuelle området samlet inn av GJFF. Fra 2001/02 inkluderer denne statistikken også informasjon fra en gruppe Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i GJFF sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15 % av totalmateriale. Noe omlegging av rutiner for jaktkortsalg fra og med jaktseasonen 2006/07 (start jaktkortsalg som tidligere fra 10. september, men salg av sesongkort starter ikke før 1. oktober) kan ha medført noe reduksjon i jaktintensitet i området fra jaktseasonen 2006/07. Omlegging av organisering av salg av jaktkort fra jaktseasonen 2007/08, bl.a. ved muligheter for jaktkortkjøp og utbytterapportering via INatur, har medført at færre jegere enn tidligere rapporterer jaktutbytte. Dette kan medføre at jaktutbytte overestimeres, da det gjerne er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere. Her presenteres statistikk fra GJFF og INatur separat. GJFF sin statistikk har i hovedsak blitt samlet inn på samme vis i hele perioden 1975-2011 så vi forventer at disse dataene på en rimelig god måte reflekterer bestandsendringene for høstbestandene av orrfugl i dette området.

9.2 Resultater

Dividalen: I 2011 ble det for de 5 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på ca 34 ryper/km². Dette er en klar økning fra de 3 forutgående årene og indikerer middels bestand av lirype i Dividalen i 2011, men bestanden av voksefugler ser ut til fortsatt å være lav (**figur 9.1**). Beregnet kyllingproduksjon var høy (7,9 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Børgefjell: Takseringen i Børgefjell indikerte økning i tettheter av lirype i dette området i 2011 (25 ryper/km²) i forhold til i 2010. Andel ungfugl var ganske høy og tyder på god kyllingproduksjon i 2011 (5,6 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**). Det kom inn få vinger til Statskog Nordland sin innsamling av vingepreparater fra rype for det aktuelle området også i 2011 (36 lirype og 10 fjellryper). Dette gir et relativt dårlig grunnlag for beregning av kyllingproduksjon, men dette materialet tyder også på at det for lirype var en relativt god produksjon i 2011 (4,6 kyllinger pr 2 voksne fugler). Både rypetakseringene og vingeinnsamlingen tyder altså på at det var brukbar kyllingproduksjon i 2011 og indikerer at bestanden er i vekst igjen etter å ha vært meget lav i 2008-2009.

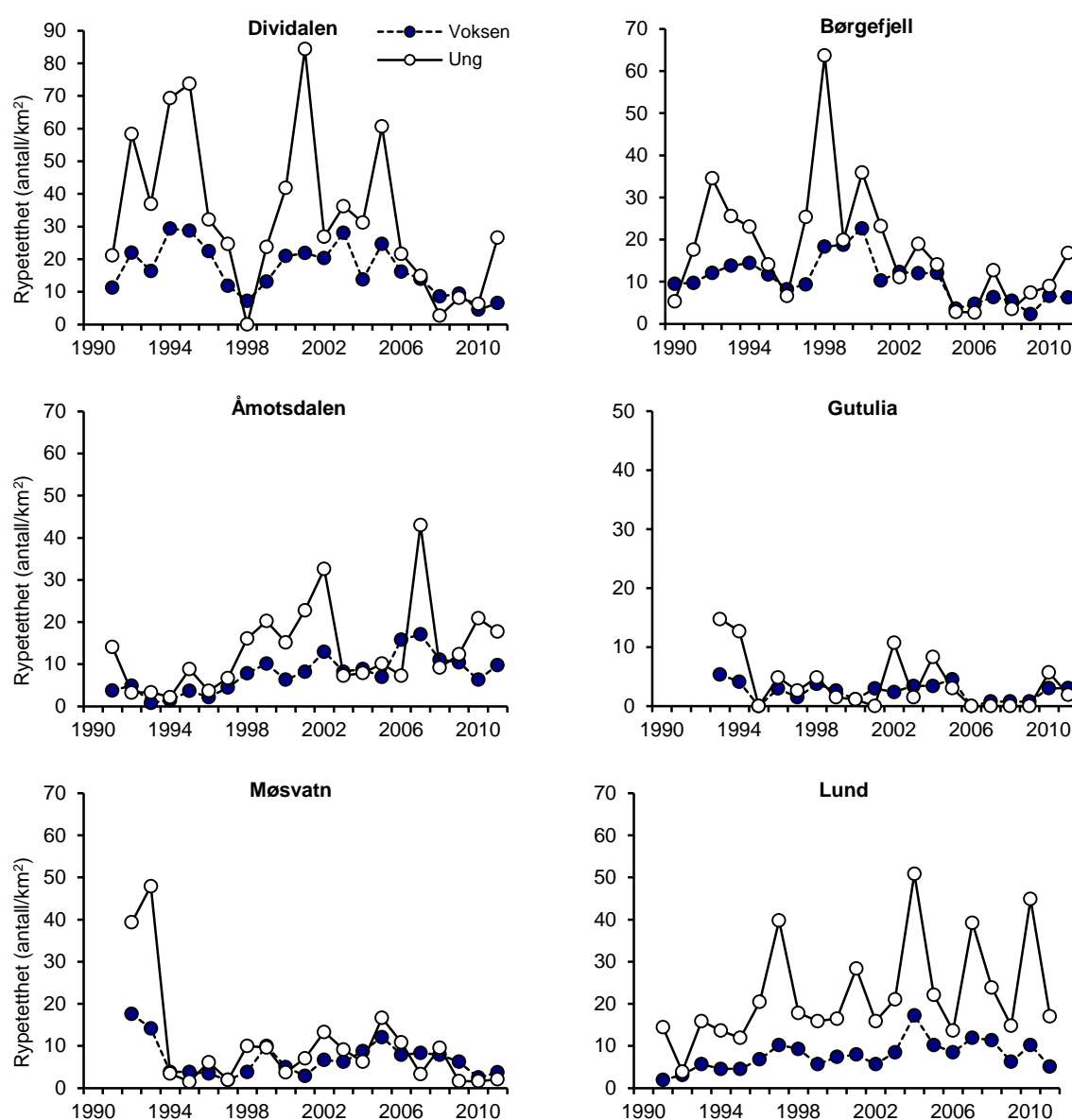
Åmotsdalen: Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 28 liryper/km². Dette er samme nivå som i 2010 og omtrent som medianverdi for siste 10-års periode (**figur 9.1**). Andel ungfugler var 3,1 kyllinger pr to voksne lirype, noe som indikerer at det har vært middels ungeproduksjon i dette området i 2011.

Gutulia: I 2011 ble det observert 13 liryper innenfor det 100 m brede belte langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet i Gutulia (5 ryper/km²). Beregnet kyllingproduksjon var 2,0 kyllinger pr to voksne (**tabell 9.1**). Dette indikerer en nedgang i bestanden av lirype i dette området i 2011 etter at det var tegn til en liten bestandstopp i 2010 (**figur 9.1**). Det ble under takseringen også observert 1 røy og 1 orrhøne med 2 kyllinger.

Møsvatn: Takseringene i Møsvatn indikerer en lav rypebestand for dette området også i 2011 (6 ryper/km²). Dette er blant det laveste vi har registrert her i perioden 1992-2011 (**figur 9.1**). Produksjonen av kyllinger synes å ha vært relativt dårlig (1,5 kyllinger pr to voksne), men dette tallet er usikkert på grunn av at det er basert på få observasjoner (**tabell 9.1**).

Lund: Våre takseringer for Lund-området indikerer en relativt lav høstbestand av lirype i dette området i 2011 (22 ryper/km²) (**figur 9.1**). Våre tellinger tyder også på at produksjonen av ungfugl var relativt lav i 2011 (3,9 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

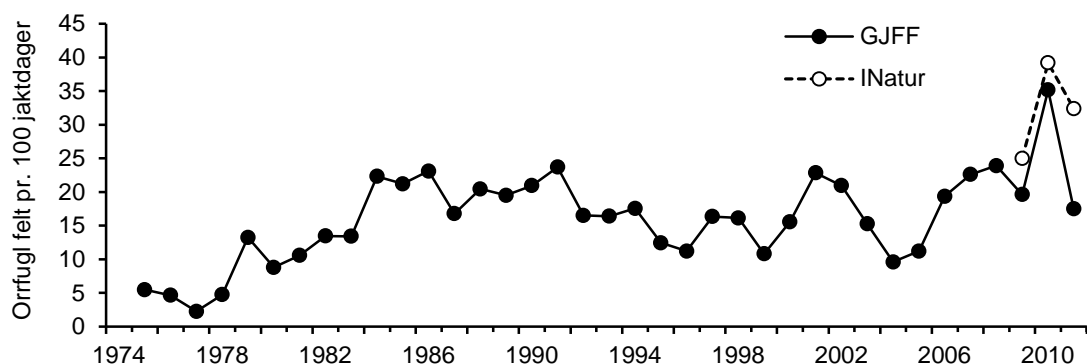
Solhomfjell: Gjerstad jeger og fiskerforening (GJFF) og Statskog sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktseasonen 2011/12 ble felt 167 orrfugl og 8 harer på totalt 681 jaktdager. Av dette ble 360 jaktdager innrapportert direkte til GJFF og 321 jaktdager ble innrapportert via INatur sitt nettsted. I og med at det kan forventes underrapportering fra jegere uten utbytte i INatur sitt rapporteringssystem presenterer vi her fellingsstatistikken for de to rapporteringssystemene separat (**figur 9.2**). Som forventet rapporteres det større fellings-suksess via INatur enn via det lokale rapporteringssystemet. Fellingsindeksene for orrfugl var klart lavere i 2011 enn i 2010, og basert på GJFF sin statistikk omtrent som middels for perioden 1984-2010.



Figur 9.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2011.

Tabell 9.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2011. () angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner; produksjon er ikke beregnet for områdene med < 5 observasjoner.

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	2	1	1		0		0,25
Linje II	6	13	0	3	72		1,25
Linje III	0	0	0		0		0,30
Linje IV	2	1	0		19		0,95
Linje V	1	2	1		27		1,25
Totalt	11	17	2		118	7,9	4,00
Børgefjell:							
Linje I	3	2	2	5	11		1,35
Linje II	2	2	2		23		0,90
Linje III	3	3	3		28		0,95
Totalt	8	7	7		62	5,6	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	3	0	2		0		0,80
Linje II	5	3	1		9		0,90
Linje III	3	3	0		13		1,20
Linje IV	11	12	9		59		1,05
Totalt	22	18	12		81	3,1	3,95
Gutulia:							
Linje I	0	0	3		2		1,20
Linje II	4	3	0		8		0,90
Linje III	0	0	0		0		1,20
Totalt	4	3	3		10	(2,0)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	3	1	2		5		0,95
Linje II	2	2	0		4		1,05
Linje III	1	0	1		0		1,00
Totalt	6	3	3		9	(1,5)	3,00
Lund:							
Linje I	6	5	0		21		0,45
Linje II	2	2	0		11		1,00
Linje III	2	1	0		3		0,75
Totalt	10	8	0		35	(3,9)	2,20



Figur 9.2 Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1975-2011. Fylte symbol viser data fra Gjerstad Jeger og Fiskeforening (GJFF) og åpne symbol viser data fra INatur. Data for 2011 mottatt fra Statskog v/ Kristian Eiken Olsen.

9.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi i 2011 vekst i bestanden i Dividalen og Børgefjell, en bra bestand med tegn til nedgang i Åmotsdalen samt lave bestander i Gutulia, Møsvatn og Lund (**figur 9.1**). Jaktstatistikken fra Solhomfjell viser bestandsnedgang for orrfugl i dette området i 2011. For perioden 1991-2011 indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001, 2005 og at vi i 2011 har eller er på vei mot bestandstopper. For Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003 og 2007 og i 2011. For Åmotsdalområdet tyder tellingene våre på bestandstopper i 1991, 1995, 1999, 2002, 2007 og 2010, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-2011, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002, 2004 og 2010. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2011 etter at vi registrerte høye bestander her i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005 og 2008. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2011, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004, 2007 og 2010. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypa sitt hekkeområde i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirype sitt hekkeområde i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl for hele perioden 1984-2011 (10-30 felte fugl pr 100 jaktdager) har vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca. 5 felte fugl pr 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02, 2007-08 og 2010 (**figur 9.2**). For sammenheng mellom orrfuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjell-området viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene for augustbestandene av lirype (**figur 9.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr km². Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen ett og samme område (Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km², men med noe lavere bestander siste 5-års periode; Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr km²; Åmotsdalen mellom 2 og 10 fugler pr km² i perioden 1990-1997 da det bare ble utført takseringer i selve Åmotsdalen og mellom 10 og 20 fugler pr km² etter at takseringsområdet ble utvidet med takseringsfelt i Dindalen og Gåvålia).

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

10 Spurvefugler

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes fordi de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, samt at de forventes å bli påvirket av eventuelle klimaendringer. Når det gjelder forurensing 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 luftforurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i økt omfang av uklekkede egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende spurvefugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring, se PECBMS 2009, 2010). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV.

10.1 Metoder

Bestandsovervåking

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

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Hvert punkt er lagt ut med vanligvis 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2011 ble det byttet feltpersonell for en av rutene i Lund.

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 instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2011-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2010. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2011 for totalt antall observerte spurvefugl for de arter som har relativt høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999).

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt de hulerugende artene svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca* og kjøttmeis *Parus major*. For disse artene er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensing (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 svart-hvit 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. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uken fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til svarthvit fluesnapperens unger forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper vil være klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt minst 13 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen.

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

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2011 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2011

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

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

Åmotsdalen: I 2011 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 11-15. juni av P.W. Bøe og O. Heggøy. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (27. 30. mai, 7. 13. 20. 26. juni og 2 og 9. juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2011 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 3-7. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (22 og 28. mai, 3, 9, 17 og 24. juni og 1 og 10. juli).

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 23-29. juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund: De 200 punktene ble taksert i perioden 19.-31. mai av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, K.R. Mjølshes og Ø. Egeland. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (19 og 27. mai og 3, 12, 17 og 24. juni, og 1. juli).

Solhomfjell: De 200 punktene ble taksert av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og R. Skåland i perioden 26. mai til 12. juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (14, 22 og 28. mai, 5, 14, 18 og 26. juni og 1. juli).

10.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 612 observerte spurvefugler fordelt på 24 arter (**tabell 10.1**). Dette er en liten økning fra året før når det gjelder totalt antall observerte fugl. Økningen i antall observasjoner er særlig forårsaket av flere observasjoner av bjørkefink og gråsisik enn i 2010, mens det var færre observasjoner av en del av de vanligvis mer tallrike artene som løvsanger, rødvingetrost og steinskvett. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det derfor bare observert totalt 338 individ i 2011 noe som er lavere enn for 2010, det er bare ca halvparten av median antall observert for perioden 1990-2010 og det laveste som er observert her for hele perioden 1993-2011 (**figur 10.1**).

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Børgefjell i 2011 resulterte i 940 observerte spurvefugler fordelt på 23 arter (**tabell 10.2**). Dette er en liten nedgang fra 2010. For de vanligste artene var det særlig en nedgang for løvsanger, rødvingetrost og heipiplerke, mens det var økning for bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 743 individ i 2011. Dette er et litt lavere antall enn for 2010, og ca 25 % under median antall observert for perioden 1990-2010 (**figur 10.1**).

Åmotsdalen

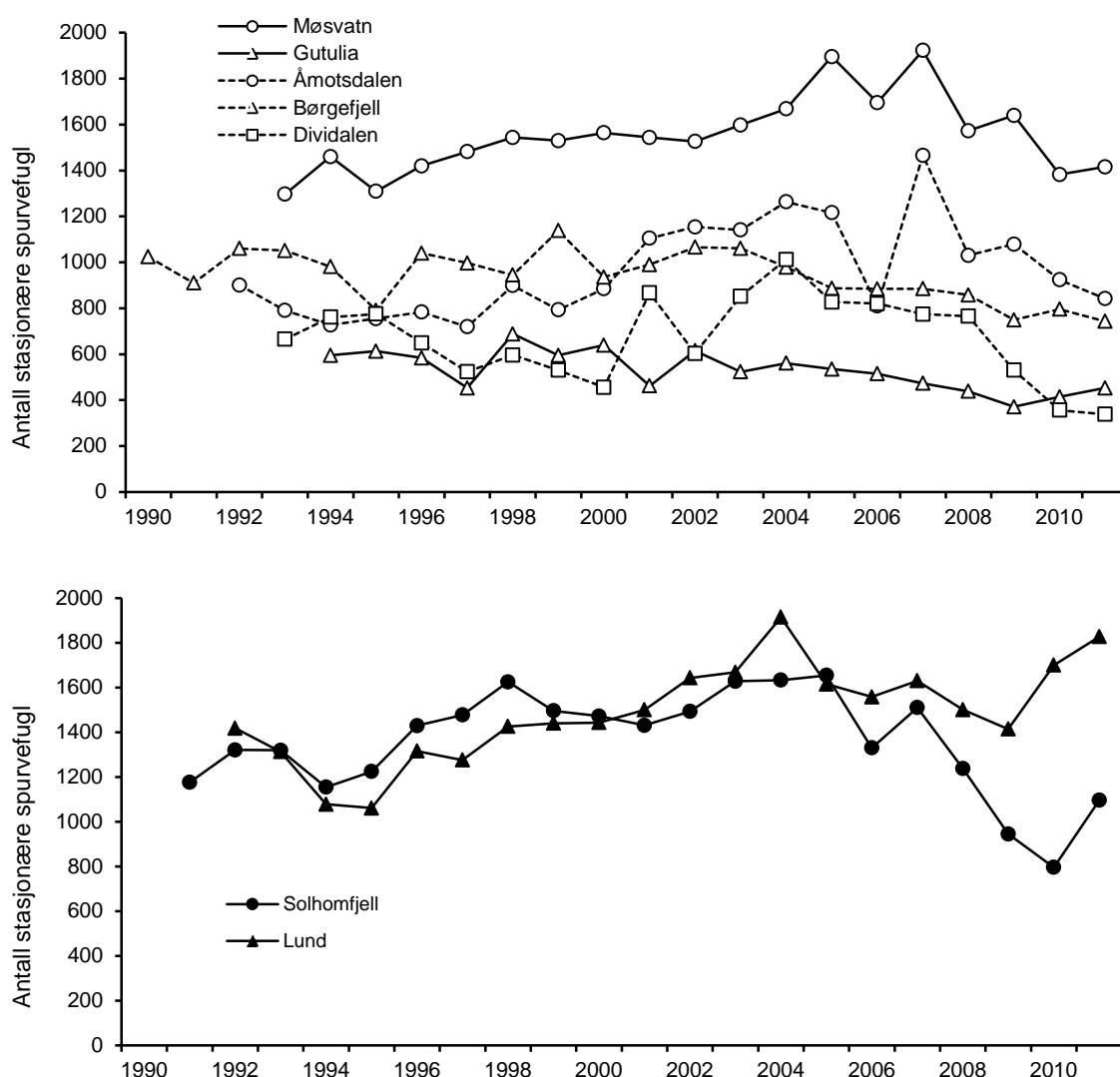
Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 956 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 10.3**). Det er en liten reduksjon i antall observasjoner fra 2010 og nedgangen gjelder særlig for heipiplerke, bjørkefink og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 842 individ i 2011. Dette er litt færre enn i 2010, og ca 7 % under median antall observert for perioden 1992-2010 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Åmotsdalen registrerte vi i 2011 egglegging av svarthvit fluesnapper i 42 av de 50 fuglekassene. For 37 av kullene ble egglegging fullført i perioden 27. mai - 10. juni, og median eggleggingsdato for disse var 4. juni. Kullstørrelsen for de 37 kullene som var lagt innen 12. juni var i gjennomsnitt 6,05 egg (**tabell 10.8**). Åtte av disse reira ble enten predatert eller skydd i ruge- eller ungeperioden. Når en ser bort fra de ødelagte/skydde reirene ble det klekt fram unger fra 94% av eggene, og 94% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 4 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 1. juni. Tre av disse kjøttmeisreirene produserte til sammen minst 18 flyvedyktige unger.

Gutulia

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 650 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 10.4**). Dette er en økning fra 2010. Av de mest tallrikt forekommende artene var det særlig flere observasjoner av løvsanger og korsnebber, mens det var størst reduksjon for antall observasjoner av bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 453 individ i 2011. Dette er høyere enn for 2010, men likevel ca 15% under median antall observert for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2010 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: Antall fluesnappere i kassene i Gutulia har vært lavere i siste 7-års periode (3-9 reir) sammenlignet med perioden 1996-2004 (14-22 reir). I Gutulia var det i 2011 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 9 av kassene. For 7 av kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 28. mai -12. juni (median eggleggingsdato 9. juni). Kullstørrelsen var 6 egg for alle disse 7 kullene (**tabell 10.8**), og 93% av eggene ble klekt. For de 5 kullene som hadde vellykket produksjon nådde alle ungene en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i to av kassene. Disse kullene ble fullagt 25 og 30. mai. For det ene reiret døde alle ungene etter at de var klekt fram, mens det andre kullet produserte 8 flyvedyktige unger.



Figur 10.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2011, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber).

Tabell 10.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2011

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Bjørkefink	115	229
Løvsanger	61	93
Rødstjert	63	74
Heipiplerke	47	62
Gråsisik	33	38
Måltrost	14	16
Gråtrost	9	15
Rødvingetrost	15	15
Blåstrupe	9	10
Steinskvett	10	10
Trepiplerke	9	9
Ringtrost	7	7
Lappspurv	4	7
Kråke	5	5
Grønnsisik	3	5
Kjøttmeis	2	3
Svarthvit fluesnapper	3	3
Sivspurv	3	3
Granmeis	2	2
Korsnebb	2	2
Ravn	1	1
Gransanger	1	1
Jernspurv	1	1
Gulerle	1	1
Sum	200	612

Tabell 10.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2011.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	153	394
Bjørkefink	116	155
Rødvingetrost	61	70
Heipiplerke	46	54
Gråsisik	37	39
Blåstrupe	29	32
Sivspurv	28	28
Gråtrost	20	25
Måltrost	21	23
Gulerle	19	22
Ringtrost	16	16
Lappspurv	10	16
Rødstjert	15	15
Steinskvett	11	13
Trepiplerke	11	12
Jernspurv	11	11
Kråke	4	4
Kjøttmeis	1	3
Korsnebb sp.	1	3
Snøspurv	2	2
Munk	1	1
Varsler	1	1
Dompap	1	1
Sum	200	940

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1575 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 10.5**). Dette er en reduksjon fra 2010. Av de mest tallrikt forekommende artene var det sterkest nedgang for bjørkefink, korsnebb, gråtrost, måltrost og sivspurv, men det var også arter med klart flere observasjoner i 2011 enn i 2010. Dette gjelder særlig løvsanger og heipiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1416 individ i 2011. Dette er en liten økning fra 2010, men er ca 8% under medianverdi for dette området for perioden 1993-2010 (**figur 10.1**).

Lund

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Lund i 2011 resulterte i 2162 observerte spurvefugler fordelt på 38 arter (**tabell 10.6**). Dette er en klar økning fra 2010. Det var økning i antall observasjoner av de fleste av de mest tallrikt forekommende artene (f.eks. bokfink, trepiplerke og måltrost), men det ble registrert færre løvsangere enn året før. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det registrert totalt 1827 individ i 2011. Dette er en økning fra 2010 og er ca 25% over medianverdi for dette området for perioden 1992-2010 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon Det var et svært godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og meisene i fuglekassene i Lund også i 2011. Det var egglegging av svarthvit fluesnapper i 20 av de 50 fuglekassene. To av kullene ble predert i leggefase og ett ble predatert i ungeperioden. Kullstørrelsen for de 16 kullene som ble ferdiglagd i tidsrommet 19-31. mai (median eggleggingsdato 22. mai), var i gjennomsnitt 6,56 egg. For de 16 reirene med vellykket klekking ble 99% av eggene klekt, og for de 15 reirene med vellykket produksjon nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 15 av kassene og blåmeis i 6 av kassene i 2011. Elleve av kjøttmeisreirene ble fullagte i perioden 1-10. mai og de 6 blåmeisreirene ble fullagt i perioden 3-14. mai. For kjøttmeis døde alle ungene i 2 av kassene, mens det for de øvrige 9 ble klekt fram 89 unger og 71 av disse nådde en alder på minst 10 dager. Før de 6 blåmeisreirene var gjennomsnittlig kullstørrelse 12,0 egg. Alle disse ble vellykket klekt og samtlige 72 unger nådde en alder på minst 10 dager.

Tabell 10.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2011.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	146	380
Heipiplerke	64	110
Steinskvett	50	66
Bjørkefink	36	50
Ringtrost	38	48
Gråsisik	22	33
Rødstjert	24	27
Grønnsisik	18	26
Trepiplerke	23	24
Sivspurv	19	22
Gråtrost	13	20
Bokfink	15	18
Rødvingetrost	13	14
Jernspurv	12	14
Blåstrupe	13	13
Måltrost	13	13
Svarthvit fluesnapper	9	11
Dompap	6	11
Ravn	8	10
Kjøttmeis	7	9
Gransanger	5	6
Kråke	3	4
Gulsanger	3	4
Munk	4	4
Linerle	4	4
Korsnebb sp.	2	4
Rødstrupe	2	2
Gulerle	2	2
Svartmeis	1	1
Granmeis	1	1
Gjerdesmett	1	1
Lappspurv	1	1
Snøspurv	1	1
Møller	1	1
Bergirisk	1	1
Sum	200	956

Tabell 10.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2011.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	87	135
Bjørkefink	77	92
Rødstjert	77	85
Korsnebb sp.	22	59
Heipiplerke	32	36
Grønnsisik	29	34
Steinskvett	22	22
Måltrost	21	22
Bokfink	20	22
Trepiplerke	19	20
Duetrost	13	15
Kråke	11	14
Gråsisik	9	12
Ringtrost	11	11
Gråfluesnapper	8	9
Ravn	8	8
Lavskrike	6	7
Kjøttmeis	7	7
Rødvingetrost	6	6
Svarthvit fluesnapper	6	6
Rødstrupe	5	5
Fuglekonge	4	4
Sivspurv	4	4
Gråtrost	3	3
Dompap	3	3
Granmeis	2	2
Blåstrupe	2	2
Trekryper	1	1
Buskskvett	1	1
Jernspurv	1	1
Gulerle	1	1
Møller	1	1
Sum	200	650

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1235 registrerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 10.7**). Dette er klart flere observasjoner enn i 2010 da det ble registrert svært lavt antall spurvefugl på takseringene i Solhomfjell. Økningen i 2011 skyldes særlig betydelig flere observasjoner av de tre vanligste artene: løvsanger, trepiplerke og bokfink samt for korsnebb. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1096 individ i 2011. Dette er klart økning fra 2010, men det er likevel fortsatt ca 23% under medianverdi for dette området for perioden 1991-2010 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Solhomfjell var det i 2011 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 14 av de 50 fuglekassene. Tretten av disse ble ferdiglagt i tidsrommet 14-31. mai (median eggleggingsdato 23. mai), og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,69 egg. For disse reirene ble 92% av eggene klekt. Ett reir ble plyndret i ungeperioden, men for de øvrige 12 reirene nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 10 av kassene i 2011. Seks av disse ble ferdiglagt i perioden 6-10. mai. Det ble klekt fram unger i alle disse kassene, men ett ble trolig predatert i ungefasen. For de resterende fem reirene var gjennomsnittlig kullstørrelse 10,3 egg og disse reirene produserte til sammen 40 flyvedyktige unger.

Tabell 10.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2011.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	186	645
Heipiplerke	66	140
Bokfink	68	98
Gråtrost	63	96
Måltrost	68	86
Rødvingetrost	61	76
Gråsisik	61	76
Sivspurv	62	71
Bjørkefink	50	70
Ringtrost	21	26
Kråke	22	23
Steinskvett	18	23
Gulerle	12	22
Munk	15	19
Rødstrupe	14	15
Granmeis	11	14
Grønnsisik	11	13
Trepiplerke	8	8
Ravn	5	7
Svarttrost	7	7
Jernspurv	6	6
Blåstrupe	5	5
Kjøttmeis	3	4
Rødstjert	4	4
Gulsanger	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Linerle	3	3
Dompap	3	3
Grønnfink	2	3
Taksvale	1	2
Korsnebb sp.	1	1
Lappspurv	1	1
Skjære	1	1
Bøksanger	1	1
Sum	200	1575

Tabell 10.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2011.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	198	710
Bokfink	141	248
Trepiplerke	118	198
Grønnsisik	93	155
Gråsisik	90	155
Måltrost	77	92
Svarttrost	63	71
Rødvingetrost	55	71
Kjøttmeis	51	66
Jernspurv	61	64
Tornsanger	47	57
Svarthvit fluesnapper	42	45
Rødstrupe	37	42
Sivspurv	25	27
Munk	25	26
Korsnebb sp.	10	25
Rødstjert	16	20
Granmeis	15	17
Heipiplerke	8	12
Gråfluesnapper	10	11
Gjerdsmett	9	10
Buskskvett	7	8
Ravn	3	4
Nøtteskrike	4	4
Ringtrost	4	4
Hagesanger	3	3
Bøksanger	3	3
Stjertmeis	2	3
Linerle	2	2
Kråke	1	1
Blåmeis	1	1
Spettmeis	1	1
Trekryper	1	1
Steinskvett	1	1
Duetrost	1	1
Gransanger	1	1
Møller	1	1
Gulerle	1	1
Sum	200	2162

10.3 Diskusjon

For de fleste av TOV-områdene er det registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca 2005, etter at det var en økning i observasjonsantallet i forutgående 10-årsperiode. Om en sammenligner 2011 med 2010 er det fortsatt registrert en nedgang for noen av TOV-områdene og da særlig for Dividalen. For alle de 4 sørligste områdene var det imidlertid noen flere observasjoner av de mer 'stasjonære' spurvefuglartene i 2011 sammenlignet med 2010 (**figur 10.1**).

Ser man på hele overvåkingsperioden, var antall observasjoner i 2011 over medianverdi for perioden 1991/94-2010 bare for Lund. De øvrige områdene lå under sine medianer med Møsvatn og Åmotsdalen 5-10% under median, Gutulia 15%, Børgefjell og Solhomfjell 25% og for Dividalen var antall observasjoner i 2011 bare ca halvparten av området sin medianverdi for perioden 1993-2010. Den nedgangen vi registrerer for de mer 'stasjonære' spurvefuglarter viser altså ingen entydige avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. For artene med mer invasjonsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2011 registrert økning i bestandene i Lund og i de to nordligste TOV-områdene, mens det var en liten nedgang fra 2010 for de øvrige fire områdene.

Tabell 10.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2011.

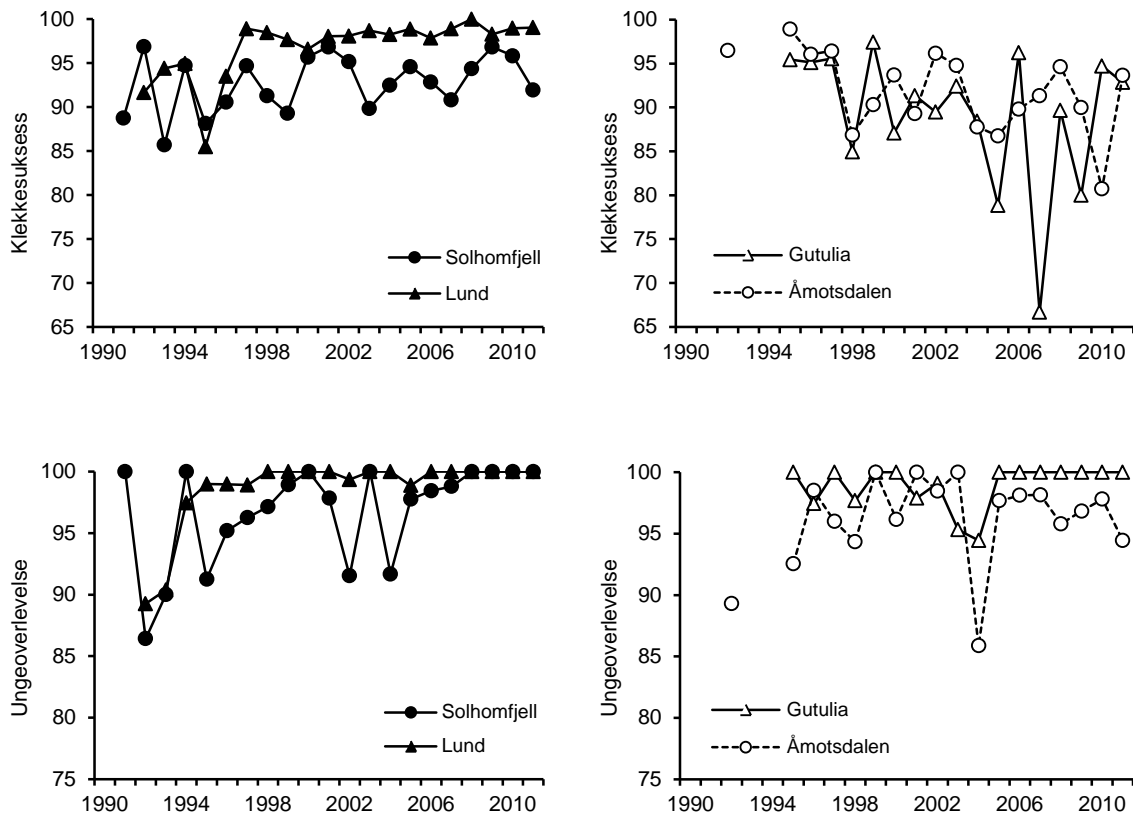
Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	150	297
Trepipplerke	149	239
Bokfink	136	228
Rødstjert	56	64
Grønnsisik	46	63
Korsnebb sp.	13	53
Kjøttmeis	24	29
Svarthvit fluesnapper	24	29
Tornsanger	25	28
Duetrost	25	27
Rødstrupe	21	23
Gråsisik	17	23
Toppmeis	14	21
Måltrost	18	19
Granmeis	10	15
Svartrost	13	15
Munk	11	12
Gråfluesnapper	6	8
Sivspurv	8	8
Buskskvett	6	6
Jernspurv	6	6
Tornskate	4	6
Nøtteskrike	3	4
Trekryper	2	3
Linerle	2	2
Ravn	1	1
Kråke	1	1
Gråtrost	1	1
Rødvingetrost	1	1
Fuglekonge	1	1
Heipiplerke	1	1
Stjertmeis	1	1
Sum	200	1235

kassene i Gutulia, Lund og Solhomfjell enn i forutgående 8-års periode. Dette er særlig tydelig for Gutulia (gjennomsnittlig antall reir i perioden 1996-2003 vs. 2004-2011 er henholdsvis 20 og 7), men kassene er også mindre brukt i Lund (henholdsvis 25 og 16) og Solhomfjell (henholdsvis 18 og 14). For Åmotsdalen har antall par som benytter kassene heller økt enn avtatt (henholdsvis 24 og 30).

For de parene som brukte de opphengte fuglekassene, målte vi i 2011 klekkesuksess og produksjon tilsvarende det som har vært vanlig for disse områdene i siste 10-års periode.

Tabell 10.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2011. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallet i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget.

Art	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	6,05	0,57	(37)	94	(205)	94	(180)
Gutulia	6,00	0,00	(7)	93	(42)	100	(28)
Lund	6,56	0,63	(16)	99	(105)	100	(98)
Solhomfjell	6,69	0,63	(13)	92	(87)	100	(73)

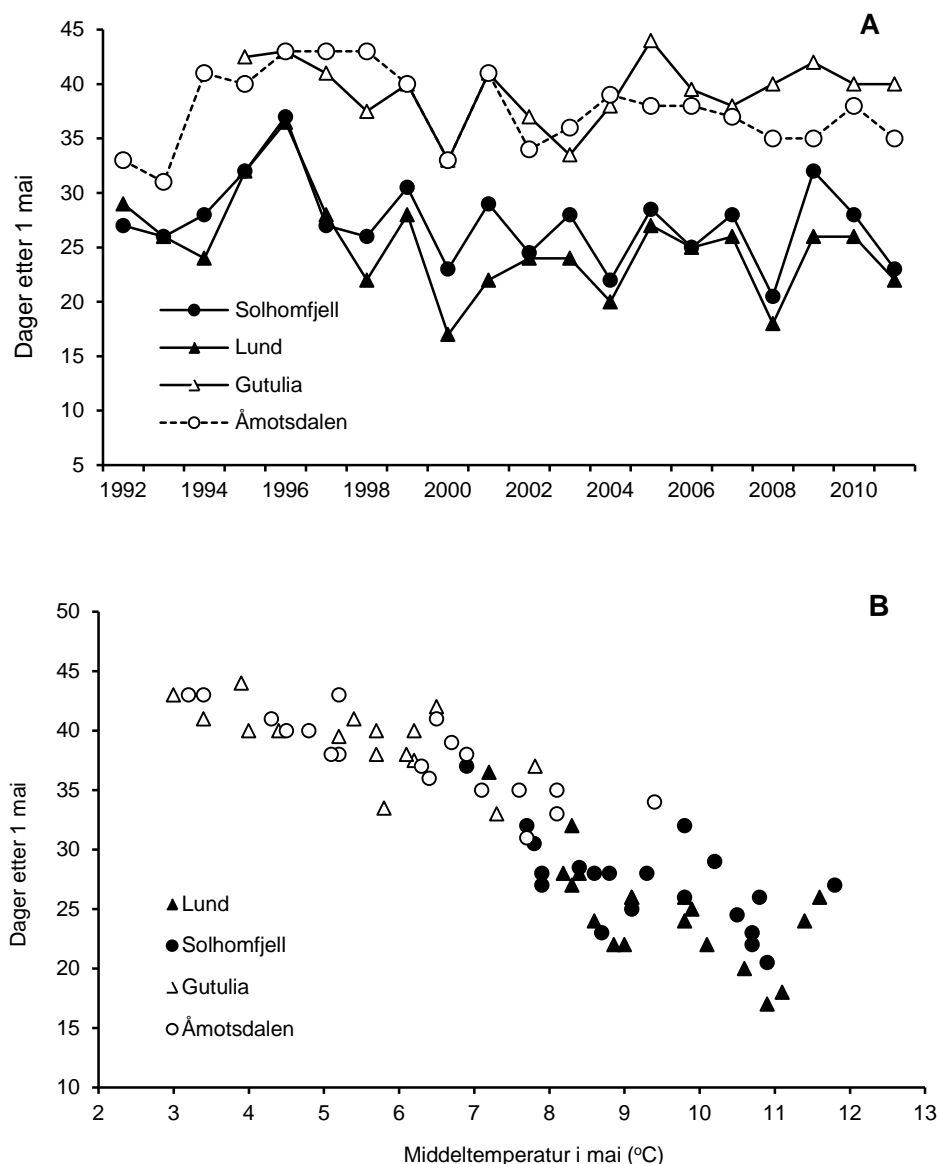


Figur 10.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1991-2011. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere uklekkete egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensinger fant vi i perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 10.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997-2011 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), svært høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også høy klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 10.2**). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2011, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

Fugl og klimapåvirkning

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



Figur 10.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2011. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2011 (**figur 10.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områder og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 10.3B**) (ANOVA: $F=2072$, $p<0,001$, effekt av temperatur $p<0,001$; forskjeller mellom områder $p<0,001$). Hvilke effekter tidligere egglegging som følge av et eventuelt mildere klima vil gi er usikkert. Tidlige kull er ofte større enn sene kull, og unger som er selvstendige tidlig på året har forventet større sannsynlighet til å nå reproduktiv alder enn senere klekte unger. For 2004 så vi imidlertid at en tidlig vår sammen med lave temperaturer i juni medførte at en betydelig andel av hekkebestanden gav opp forsøket på reproduksjon. I 2005 fikk vi så en situasjon med meget sen og kald vår i store deler av våre fjellområder. I kassefeltene i Gutulia og Åmotsdalen, som også ligger høyst til fjells, resulterte dette i sen egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Hvordan dette påvirket bestanden av fugl generelt er vanskelig å

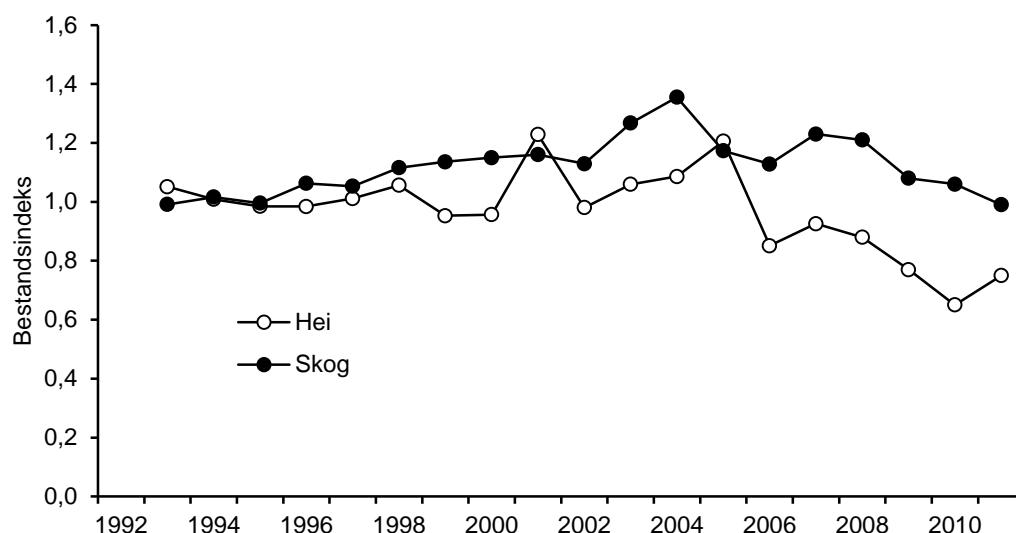
si, men det er påfallende at vi for de fleste TOV-områdene har registrert nedgang i antall observasjoner av spurvefugl i perioden etter 2005.

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

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh) og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60% klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca 40% over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved tidligere vår, fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl og det kan på sikt forventes gunstigere habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunkt i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til skogshabitater indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang etter det (2005-2011), og vi er nå nede på de bestandstall vi hadde på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 10.4**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder var det en mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, men også for disse artene er det registrert nedgang etter det. For hele tidsperioden 1993-2011 finner vi for skogsartene ingen signifikant endring ($r_p = 0,33$, $p = 0,17$, $n = 19$), mens det er en signifikant nedgang for heiartene ($r_p = -0,54$, $p < 0,02$, $n = 19$) (**figur 10.4**). Se ellers kommentarer om bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette avsnittet.

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



Figur 10.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskog og for fugl som foretrekker åpne naturtyper i fjell. Basert på data fra 1000 faste tellepunkter i de fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som foretrekker skog, og spetter; åpne områder: spurvefugl som foretrekker åpne naturtyper, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.

Vedlegg 10.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2011, gruppert etter antall observasjoner.

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

11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

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

Et slikt nettverk er nå etablert som del av TOV (TOV-E hekkefugl), og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som ble utført i 2011. Dette inkluderer rutinemessige optellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007, Vestlandet 2008, Nordland og Troms i 2009, og i deler av Finnmark i 2010 og 2011. Arbeidet inkluderer også en videreføring av etablering for ruter som foreløpig ikke er besøkte, og dette omfatter særlig fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF og med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Dette nasjonalt representative nettverket for overvåking av fugl er fortsatt i en etableringsfase. Her gir vi en summarisk oversikt over feltaktivitet og observasjonene av fugl i 2011 og rapporterer erfaringer med etablering av takseringsruter og gjennomføring av datainnsamling.

Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er fullstendig etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante for indikatorer for en bærekraftig utvikling i Norge (NOU 2005:5, Brunvoll et al. 2011). Vi gjør her en sammenstilling av data for naturtypene skog og kulturlandskap fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2011. Dette gir antydninger om bestandsendringer for hekkefugl i slike habitater i denne tidsperioden. Fra og med 2010 er data til denne indeksen utelukkende basert på data fra TOV-E. Vi rapporterer også data fra TOV-E til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>), og disse dataene inngår som del av EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

11.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18 x 18 km rutesystem i kartprojeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det etableres takseringsruter for fugl i et tilfeldig utvalg av halvparten av disse. Det tilfeldige utvalget er gjort regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

Som hovedregel for utlegging av takseringsrutene blir 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km. Startpunktet for dette kvadratet er lagt ut slik at det passet sammen med flest mulige av 'Statistisk Sentralbyrå' (SSB)/'Norsk institutt for skog og landskap' sine punkt for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005, Strand & Rekdal 2006, Hofsten et al. 2009, Hofsten et al. 2010). 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 ≥ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig (f.eks. på grunn av topografi) kan tellepunktet som brukes, legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må velge å bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90° , osv.. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det telleruter som ikke kan gjennomføres. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt. Disse linjene går så nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute < 2 km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også skal omfatte ett eller flere opprinnelige tellepunkt. Etter slik justering er det fortsatt noen få ruter (anslagsvis 15 stk.) som ikke er tilgjengelige og disse utelates.

Når det gjelder etablering av takseringsnettverk, sjekk av gjennomførbarhet, og rådgivning til feltpersonell om rutiner for gjennomføring, er dette utført ved hjelp av ArcGIS og digitale kart. Videre er det utviklet prosedyrer for tilgjengeliggjøring av grunnlagskart for feltpersonell og for innlesing av kartinformasjon i GPS'er.

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai - 8. juli, og hver rute har tildelt en fast 14-dagersperiode som tellingene skal utføres i. Metode for gjennomføring av disse takseringene er kort beskrevet: en opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i en 5-min. periode på hvert tellepunkt, og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell gjort tilgjengelig for feltpersonell på nettstedet <http://tov-e.nina.no/Fugl/>). Ved forflytning mellom tellepunktene blir det i tillegg registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter. Det brukes GPS for å finne fram til tellepunktene.

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Dette arbeidet ledes av Magne Husby. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2011 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge, Kjell Blandhol for Sørlandet, Nils Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge, og Stein Narve Kjølvik for Nordland og Troms. For oversikt over de 189 personene som har fått tildelte ruter for taksering av fugl i 2011 viser vi til **vedlegg 11.1**.

For samordning av arbeidet med TOV-E ble det avholdt et møte mellom NOF, DN og NINA i Trondheim 27. september 2011. Som del av vårt arbeid med informasjon og rekruttering av feltpersonell er det også gitt en presentasjon av TOV-E i NOF's medlemstidsskrift (Kålås & Husby 2011).

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen kan rapporteres, og for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell, ble videreutviklet i 2011, se <http://tov-e.nina.no/Fugl/>. Systemet består nå av tre hoveddeler. Den ene delen gjelder formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellinger, osv.). Den andre delen gjelder innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt

habitatbeskrivelser for tellepunktene). Og den tredje gjelder kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater, som i hovedsak utføres av regionkontaktene.

Feltaktivitet 2011

Det er trukket ut totalt 515 telleruter for fugl i Norge. Av disse ligger 97 i region Øst-Norge, 77 i region Sørlandet, 70 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 103 i region Nordland og Troms og 79 i Finnmark (for fylkesvis fordeling, se **tabell 11.1**). Av disse har det ved feltarbeid i 2005-2011 for områdene sør for Nordland fylke vist seg at ca 7% av rutene ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av den standard design for utlegging av punkt som vi bruker. For disse vil det bli klargjort en mer subjektiv utlegging av tellepunkt til 2012-feltsesongen (se over). Med disse inkludert gjenstår det avklaring av gjennomføring for ca 10% av rutene i Sør-Norge. Dette omfatter særlig ruter i fylkene Buskerud, Vest-Agder, Hordaland og Sogn og Fjordane (se **tabell 11.1**).

For Nordland og Troms startet etableringen i 2009 og for Finnmark startet etableringen i 2010. Av de 515 potensielle tellerutene vi har i Norge ligger 182 i disse tre nordligste fylkene. For Nordland er 36 (57%) av de 67 aktuelle rutene nå etablert, 15 av rutene er foreløpig utelatt pga svært vanskelig tilgjengelighet, og for 16 er gjennomføring uavklart da de verken ble besøkt i 2009, 2010 eller i 2011 (se **tabell 11.1**). For Troms er 15 (43%) av de 36 rutene etablert, 4 av rutene er foreløpig utelatt pga vanskelig tilgjengelighet, og for 17 er gjennomføring uavklart da de foreløpig ikke er besøkte. For Finnmark er gjennomføring avklart for 41 (54%) av rutene. For de tre nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ser vi at mange ruter ligger svært langt fra vei (>6 t gange) og gjerne også er vanskelige å komme seg inn til pga flomstore elver som må krysses. Basert på kart ser imidlertid en god del av disse rutene ut til å være relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. For Finnmark gjelder dette for anslagsvis 30 av rutene. For 2012 vil det bli vurdert bruk av helikopter for å komme inn til de tellerutene som er vanskeligst tilgjengelige i Troms (anslagsvis 10 ruter) og Finnmark (anslagsvis 40 ruter). Disse helikopterrutene i Troms og Finnmark planlegges fordelt over tre år slik at ca 15 av disse rutene takseres årlig.

Tabell 11.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall potensielle telleruter for hekkefugl i det brukte nettverket, antall tilfeldig uttrukne ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (enten pga vanskelig tilgjengelighet, fordi rutene ikke er besøkt eller pga mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr desember 2011, og antall ruter taksert i 2011.

Fylke	Totalt i nettverket	Tilfeldig uttrekte	Ikke tilgjengelig	Foreløpig uavklart tilgjengelighet	Totalt antall ferdig etablert pr 2011	Taksert/besøk gjennomført i 2011
Østfold	14	7	0	0	7	5
Akershus	14	6	1	0	5	5
Oslo	2	1	0	0	1	1
Hedmark	86	46	1	0	45	34
Oppland	77	37	0	2	35	27
Buskerud	48	20	0	6	12	11
Vestfold	7	3	0	0	3	3
Telemark	48	25	0	3	22	15
Aust-Agder	29	17	1	2	14	10
Vest-Agder	22	12	0	6	6	3
Rogaland	30	16	0	3	13	7
Hordaland	50	26	0	7	21	11
Sogn og Fjordane	60	28	2	4	22	19
Møre og Romsdal	47	22	0	4	18	14
Sør-Trøndelag	61	31	0	0	31	26
Nord-Trøndelag	70	36	0	1	35	28
Nordland	123	67	0(4)	31	36	23
Troms	84	36	1	20	15	7
Finnmark	158	79	3	35	41	34
Sum	1030	515	9(13)	124	382	283

Bestandsindekser 1996-2011

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i kulturlandskap og skog for perioden 1996-2011 som her presenteres, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60-200 telleruter i Sør-Norge, 2006-2011), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40-70 telleruter, 85% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009), og data fra Program for terrestrisk naturovervåking sin intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2009). Indeksene som presenteres her, er årlige geometriske middelerverdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype, se detaljer om arter i neste avsnitt. Artsspesifikke indekser er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM som er det samme som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. År 2000 er gitt indeksverdi 1,00, modell 'time effects' er brukt, og seriekorrelasjon og overdispersjon er inkludert.

Bestandsindeksen for kulturlandskapet inkluderer 8 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til naturtyper vi finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. Dette er artene vipe, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

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

Det er nylig utført et arbeid for vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser (Husby & Kålås 2011), og det planlegges i løpet av 2012 videre arbeid for bruk av artsindekser for fugl i Naturindeks for Norge (Nybø 2010). Når det gjelder arter inkludert i de bestandsindeksene vi her presenterer bruker vi det samme artsutvalg som for 2010. Dette artsutvalget vil kunne bli justert for neste års bestandsindekser avhengig av resultatet av pågående arbeid med slike indekser.

11.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2011

Til sammen er det pr 1. mai 2012 rapportert takseringsresultater for 283 (62%) av de ca 450 rutene som i 2011 inngikk i takseringsnettverket i Norge (65 foreløpig utelatt pga umulig/vanskelig tilgjengelighet). Dette inkluderer 72 (77%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 42 (64%) av rutene for Sørlandet, 37 (64%) av rutene på Vestlandet og 68 (81%) av rutene i Midt-Norge. Av de foreløpig aktuelle takseringsrutene i nordlige deler av Norge ble 23 (48%), 7 (30%) og 34 (46%) besøkte for henholdsvis Nordland, Troms og Finnmark (**tabell 11.1**). Mange fylker i Sør-Norge hadde god dekning i 2011, blant annet ble alle ruter taksert i Oslo/Akershus og i Vestfold, og både Sogn og Fjordane og begge Trønderefylkene hadde takseringer av over 80% av tellerutene. Av fylkene i Sør-Norge hadde vi i 2011 lavest andel takserte ruter i Vest-Agder (30%), Rogaland (50%) og Hordaland (50%). Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene til stort sett alle ruter. Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført. For rutene som ikke ble takserte i 2011 angis uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksering (gjelder for ca 50% av rutene) og at man ikke fikk tid (ca 25% av rutene) som de to viktigste årsakene.

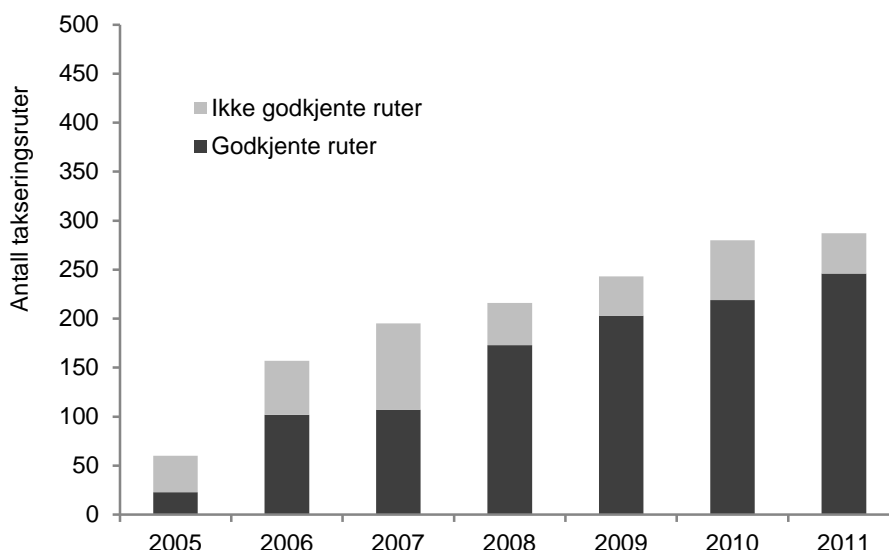
Av de 283 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2011 er ca 87% godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 11.1**). For de resterende rutene er fastsatte standardprosedyrer for takseringene ikke fulgt. Det vil si at ruten ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle punktene som i følge standard prosedyre skal inkluderes. Dette er et klart bedre resultat enn for 2010, og godkjenningprosenten var god for Sør-Norge (91%) og da særlig for Øst-Norge (96%). En lav

godkjenningssprosent for Troms og Finnmark (63%) skyldes delvis at vi her fortsatt er i en etableringsfase og en del ruter er besøkt utelukkende for avklaring av gjennomførbarhet.

Observasjoner av fugl i 2011

Foreløpige beregninger for punkttakseringene viser at det for de 283 aktuelle tellerutene ble registrert ca 30 500 par av 179 fuglearter i 2011 (**tabell 11.2**). Det ble registrert ca 8 600 par av 139 arter i Øst-Norge, ca 5 700 par av 112 arter for Sørlandet, ca 3 830 par av 97 arter på Vestlandet, ca 7 280 par av 123 arter i Midt-Norge, ca 2 430 par av 97 arter i Nordland/Troms og ca 2 650 par av 81 arter i Finnmark. Dette gir i gjennomsnitt ca 108 par pr rute, med et litt høyere antall observerte par pr rute sør i Norge enn lengre nord: for Sørlandet (ca 136 par/rute), Øst-Norge (ca 119), Vestlandet (ca 103), og Midt-Norge (ca 107), og for Nordland/Troms (ca 81) og Finnmark (ca 78). I tillegg ble det observert ca 1 000 par for ca 90 av artene det er obligatorisk å registrere ved bevegelse mellom tellepunktene (linjetaksering).

Løvsanger hadde flest registreringer i alle områdene, med unntak av Finnmark. Den utgjorde som for tidligere år ca 20% av alle observerte par, og ble observert i 88% av tellerutene. For øvrig ser vi at det er måltrost, bokfink, gjøk og grønnsisik som er de 4 artene som registreres på flest ruter i Øst-Norge; bokfink, måltrost, kjøttmeis og svarttrost som utgjør de vanligste artene for Sørlandet; bokfink, heipiplerke, måltrost, og svarttrost for Vestlandet; rødvingetrost, gjøk, måltrost og gråtrost i Midt-Norge; bjørkefink, gråsisik, rødvingetrost og gjøk i Nordland/Troms, mens i Finnmark er heipiplerke observert på flest ruter etterfulgt av gråsisik, heilo, løvsanger og bjørkefink (**tabell 11.2**). Linjetakseringene inkluderte i 2011 flest observasjoner av liryte, heilo, orrfugl og strandsnipe, og gir et meget viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene.



Figur 11.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005 – 2011 fordelt på de som er godkjente for bruk ved trendanalyser og de som ikke kan godkjennes for slik bruk. Målsetting er å få årlig godkjente data for ca 400 av de totalt 500 tellerutene som er med i nettverket. At tellinger ikke kan godkjennes, skyldes delvis at ruter ble besøkt for første gang og med hovedformål å sjekke ut gjennomførbarhet, men skyldes hovedsakelig at gjennomføring av takseringen ikke har fulgt angitte prosedyrer (ikke taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, ikke akseptable værforhold, ikke utført tellinger for alle tellepunktene, eller at linjetaksering ikke er utført).

Tabell 11.2 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort under takseringene av de 283 rutene vi har mottatt resultater fra for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2011. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt summert antall par for punkttakseringene for de respektive artene og er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner.

Art	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Løvsanger	248	5914	67	1942	40	1071	32	1039	62	1111	24	362	23	389
Måltrost	175	1214	53	415	35	307	27	156	41	256	18	79	1	1
Bokfink	173	2790	52	1144	36	892	30	285	38	404	15	61	2	4
Rødvingetrost	171	1009	39	194	26	131	17	65	50	418	21	114	18	87
Gjøk	171	599	51	198	21	56	24	89	45	163	21	75	9	18
Heipiplerke	146	1817	26	337	7	145	29	335	37	442	21	190	26	368
Grønnsisik	143	1088	43	327	30	257	26	221	36	242	8	41	0	0
Trepiplerke	142	960	41	352	33	272	24	132	32	165	11	38	1	1
Svartrost	135	759	36	210	34	253	26	140	33	144	5	10	1	2
Gråtrost	134	705	43	139	18	115	7	18	40	302	16	112	10	19
Rødstrupe	131	693	37	205	32	263	25	94	31	117	6	14	0	0
Kjøttmeis	131	529	41	158	34	153	17	72	28	116	9	26	2	4
Bjørkefink	122	941	34	252	6	12	3	4	36	265	23	207	20	201
Gråsisik	117	550	13	30	15	50	20	102	22	75	22	130	25	163
Kråke	116	410	33	91	15	62	13	44	32	139	12	39	11	35
Jernspurv	111	294	30	72	20	53	20	54	29	85	10	27	2	3
Rødstjert	104	481	29	135	11	35	9	15	33	173	15	49	7	74
Heilo	101	963	23	240	4	13	6	44	31	287	13	125	24	254
Steinskvett	101	417	20	68	6	75	16	43	25	95	17	83	17	53
Granmeis	99	202	34	61	20	41	17	34	20	50	6	13	2	3
Ringdue	95	457	41	219	22	136	13	19	16	80	3	3	0	0
Fiskemåke	94	324	22	57	4	10	16	59	31	103	13	60	8	35
Munk	88	434	23	83	28	226	19	83	15	38	3	4	0	0
Gransanger	86	560	11	27	12	37	13	59	37	366	12	70	1	1
Rødstilk	81	233	13	28	5	6	5	7	40	133	11	31	7	28
Sivspurv	70	203	21	82	9	27	5	11	18	40	11	28	6	15
Svarthvitfluesn.	69	146	13	21	18	35	6	11	23	58	9	21	0	0
Ringtrost	66	184	7	9	7	27	17	58	24	56	11	34	0	0
Ravn	66	117	17	26	13	24	7	10	14	20	9	16	6	21
Enkeltbekkasin	63	110	18	38	1	1	6	7	21	33	10	16	7	15
Fuglekonge	62	158	29	101	20	33	5	10	8	14	0	0	0	0
Grønnfink	61	181	14	29	12	37	12	44	15	55	5	10	3	6
Flaggspett	56	135	28	70	18	51	1	1	6	7	3	6	0	0
Linerle	56	106	13	20	12	22	13	26	12	31	2	2	4	5
Strandsnipe	56	79	7	9	11	15	11	13	18	31	6	8	3	3
Småspove	53	229	10	61	0	0	1	1	22	76	5	11	15	80
Blåstrupe	51	164	11	20	2	17	3	3	10	28	8	19	17	77
Blåmeis	51	126	17	44	17	38	5	8	11	34	1	2	0	0
Gjerdsmett	51	79	14	23	13	19	10	13	13	23	1	1	0	0
Hagesanger	47	165	14	50	22	99	7	10	3	5	1	1	0	0
Gluttsnipe	46	104	9	18	1	3	1	1	27	66	4	6	4	10
Gråfluesnapper	44	87	18	37	12	24	5	8	9	18	0	0	0	0
Svartmeis	44	68	16	22	12	15	6	7	9	22	1	2	0	0
Orrfugl	43	93	17	41	8	12	8	16	8	18	2	6	0	0
Grankorsnebb	42	135	24	75	9	39	1	1	6	16	2	4	0	0
Dompap	42	71	13	22	8	19	2	2	12	18	5	6	2	4
Gulspurv	40	176	13	67	10	37	2	5	12	63	3	4	0	0
Skjære	35	121	10	36	5	18	5	12	11	46	3	5	1	4
Buskskvett	35	56	10	18	8	10	4	7	10	17	2	3	1	1
Tomsanger	34	118	4	16	10	23	13	62	7	17	0	0	0	0
Toppmeis	34	63	12	21	13	19	2	3	7	20	0	0	0	0
Lirype	34	58	7	9	1	2	1	1	10	14	9	23	6	9

Tabell 11.2 (forts.)

Art	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum
	ruter		ruter		ruter		ruter		ruter		ruter		ruter	
Grønnstilk	32	83	10	18	0	0	0	0	6	12	2	3	14	50
Låvesvale	30	76	8	17	9	16	9	31	3	8	1	4	0	0
Gulerle	29	75	11	29	1	1	0	0	6	21	2	4	9	20
Duetrost	27	61	18	45	7	13	1	2	1	1	0	0	0	0
Stær	26	103	3	7	7	21	4	24	11	50	1	1	0	0
Møller	26	34	15	21	4	6	0	0	6	6	1	1	0	0
Svartspett	25	42	16	28	8	12	0	0	1	2	0	0	0	0
Fjellvåk	24	35	5	5	2	2	2	2	4	6	4	4	7	16
Nøtteskrike	24	35	10	13	7	14	2	3	5	5	0	0	0	0
Gråmåke	23	354	1	19	2	27	5	16	5	140	5	39	5	113
Ubestemtart	22	61	3	4	1	1	8	23	6	16	3	15	1	2
Stokkand	22	37	4	9	3	4	2	2	11	20	1	1	1	1
Gulsanger	22	27	3	4	4	4	8	10	7	9	0	0	0	0
Tjeld	21	64	1	1	1	1	5	12	8	29	4	13	2	8
Trane	21	30	13	21	1	1	0	0	6	7	1	1	0	0
Lappspurv	20	154	4	26	0	0	1	1	2	13	2	14	11	100
Storspove	20	50	4	9	0	0	2	2	7	28	6	9	1	2
Fjellrype	19	37	3	4	1	2	2	2	5	9	3	6	5	14
Fjelljo	18	70	1	1	0	0	0	0	4	5	2	9	11	55
Storlom	18	27	6	7	1	1	1	2	3	3	2	2	5	12
Skogsnipe	17	22	12	15	5	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Vipe	16	36	7	16	0	0	1	1	6	17	2	2	0	0
Furukorsnebb	15	25	7	13	6	10	1	1	1	1	0	0	0	0
Smålom	15	24	1	3	0	0	0	0	9	11	2	4	3	6
Lavskrike	15	22	8	12	0	0	0	0	4	5	1	2	2	3
Spettmeis	15	22	2	4	6	8	7	10	0	0	0	0	0	0
Gråspurv	14	101	1	19	4	8	1	9	5	61	3	4	0	0
Sanglerke	14	76	6	29	3	18	0	0	2	25	3	4	0	0
Trekryper	14	20	9	15	4	4	0	0	1	1	0	0	0	0
Tårnseiler	13	23	5	11	8	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Lauvmeis	13	19	0	0	2	2	5	9	6	8	0	0	0	0
Myrsnipe	12	40	1	2	0	0	1	6	1	3	2	7	7	22
Storfugl	12	15	7	7	2	3	0	0	2	3	1	2	0	0
Svartbak	11	83	1	4	1	1	4	30	3	15	1	1	1	32
Taksvale	11	58	4	6	6	50	1	2	0	0	0	0	0	0
Sandlo	11	28	0	0	0	0	0	0	2	4	6	10	3	14
Hettemåke	11	26	7	19	0	0	0	0	2	3	1	1	1	3
Gråhegre	11	22	1	1	2	2	3	9	4	9	1	1	0	0
Boltit	11	20	2	2	4	8	0	0	0	0	2	6	3	4
Kvinand	11	15	2	2	4	4	0	0	4	6	0	0	1	3
Grønnspekk	11	14	1	1	9	12	1	1	0	0	0	0	0	0
Krikkand	10	25	2	7	4	13	1	1	2	3	1	1	0	0
Tårnfalk	10	10	6	6	0	0	0	0	2	2	2	2	0	0
Snøspurv	9	35	3	10	0	0	3	10	0	0	1	6	2	9
Toppand	9	22	3	3	0	0	1	1	1	1	1	2	3	15
Pilfink	8	23	3	7	4	6	0	0	1	10	0	0	0	0
Siland	8	17	0	0	0	0	1	1	3	5	1	6	3	5
Bergirisk	8	13	0	0	1	1	3	5	2	5	2	2	0	0
Jordugle	8	12	6	9	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0
Svømmesnipe	8	12	0	0	0	0	0	0	2	2	1	2	5	8
Varsler	8	10	2	2	2	2	0	0	4	6	0	0	0	0
Vendehals	8	10	2	2	4	6	1	1	1	1	0	0	0	0
Rugde	8	9	1	1	0	0	1	1	3	4	2	2	1	1
Kaie	7	27	5	16	0	0	0	0	2	11	0	0	0	0
Rødnebbterne	7	27	2	4	0	0	0	0	0	0	1	11	4	12

Tabell 11.2 (forts.)

Art	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum	N	Sum
	ruter		ruter		ruter		ruter		ruter		ruter		ruter	
Brushane	7	23	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	6	20
Grågås	7	17	1	1	1	1	1	1	1	3	2	4	1	7
Laksand	7	14	1	1	0	0	1	4	2	4	1	1	2	4
Korsnebb	6	23	2	19	2	2	0	0	2	2	0	0	0	0
Fjellerke	6	11	0	0	0	0	1	3	1	1	1	1	3	6
Havelle	6	10	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	5	9
Bøksanger	6	9	1	1	5	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Sildemåke	6	9	1	3	0	0	3	3	2	3	0	0	0	0
Svartand	6	9	1	3	1	2	0	0	4	4	0	0	0	0
Tretåspett	6	7	1	1	2	3	0	0	3	3	0	0	0	0
Jerpe	6	6	3	3	1	1	0	0	2	2	0	0	0	0
Tyvjo	5	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	16
Rosenfink	5	14	3	8	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0
Makrellterne	5	11	1	2	0	0	2	4	1	1	0	0	1	4
Sivsanger	5	10	0	0	0	0	0	0	2	5	2	3	1	2
Kanadagås	5	8	2	4	2	2	0	0	1	2	0	0	0	0
Musvåk	5	7	1	2	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Lappspove	4	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	9
Lappplerke	4	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	7
Brunnakke	4	5	1	2	0	0	1	1	0	0	0	0	2	2
Sangsvane	4	5	0	0	0	0	0	0	0	0	3	4	1	1
Dvergalk	4	4	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	2	2
Fiskeørn	4	4	1	1	1	1	0	0	2	2	0	0	0	0
Ærfugl	3	24	0	0	1	4	0	0	0	0	1	2	1	18
Sandsvale	3	12	1	1	1	10	1	1	0	0	0	0	0	0
Sotsnipe	3	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	9
Tornirisk	3	7	0	0	0	0	2	4	1	3	0	0	0	0
Dvergspett	3	4	0	0	2	3	0	0	1	1	0	0	0	0
Stjertmeis	3	4	0	0	1	1	2	3	0	0	0	0	0	0
Fjæreplytt	3	3	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0
Hvitryggspett	3	3	0	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0
Skjærpiplerke	3	3	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	1	1
Spurvehauk	3	3	2	2	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Nøttekråke	2	4	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinvender	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3
Haukugle	2	2	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Horndykker	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hønsehauk	2	2	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Jaktfalk	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Polarsisik	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Sædgås	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Temmincksnipe	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0
Tornskate	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tyrkerdue	2	2	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Vaktel	2	2	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Teist	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0	0
Vintererle	1	3	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Kjernebiter	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
Sothøne	1	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dverglo	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossefall	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Gravand	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Gresshoppesanger	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Gråspett	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Havørn	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

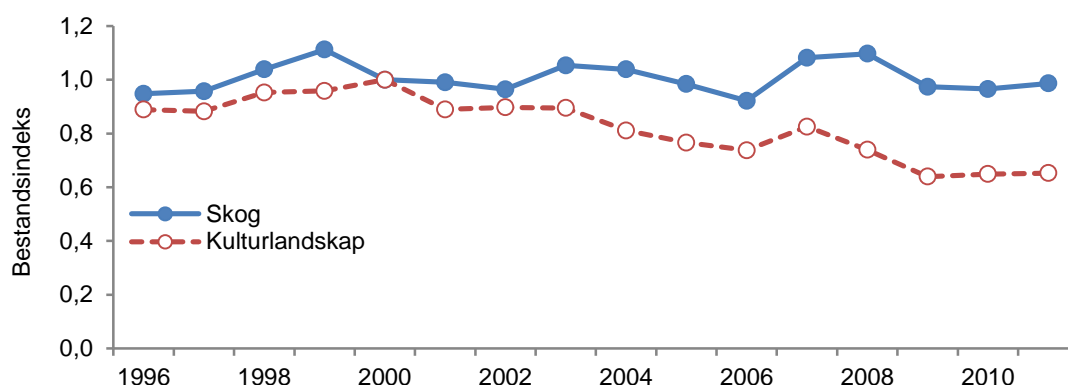
Tabell 11.2 (forts.)

Art	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N		N		N		N		N		N		N	
	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum	ruter	Sum
Kattugle	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Klippedue	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Knoppsvane	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrhauk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrsanger	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nattergal	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nattravn	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Perleugle	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Rørsanger	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sjørørre	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Skogdue	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Snøugle	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Spurveugle	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Stillits	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Storskarv	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Toppdykker	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vandrefalk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sum	283	30471	72	8586	42	5703	37	3825	68	7276	30	2432	34	2649

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2011 (**figur 11.2**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = 0,03$, $p = 0,91$, $n = 16$). Dette inkluderer både barskogsarter og lauvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 3 av de 20 inkluderte artene og signifikant nedgang for 3 av artene. Bestandsøkning ble målt for munk, gransanger og måltrost, mens det ble målt signifikant nedgang for trepiplerke, jernspurv og løvsanger.

Fugleindeksen for kulturlandskapet viser bestandsnedgang for perioden 1996-2011 (**figur 11.2**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = -0,80$, $p < 0,001$, $n = 16$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (storspove, sanglerke, stær og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som kan tyde på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte kulturlandskapsartene.



Figur 11.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i kulturlandskapet og skogen. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 kulturlandskapsarter og 20 skogsarter, år 2000 er gitt indeksverdi 1,00.

11.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2011

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (f.eks. 80% sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30% bestandsnedgang i løpet av en 10-årsperiode med 5% signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter, dvs ruter en art kan forventes å bli registrert på. Tellingene fram til nå antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. De supplerende tellingene som gjøres av mer sjeldne arter ved forflytning mellom tellepunkt har som mål å øke datamengde for slike arter for å bedre statistikken for disse. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er under etablering, vil få en begrenset dekning for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet (eks. sanglerke). Dette skyldes at denne typen habitat har for liten utstrekning til å dekkes av mange nok takseringsruter. Om ikke nettverket blir for-tettet for denne typen habitater vil vi for slike arter få en noe mindre presis informasjon om be-standsendringer.

Av de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om be-standsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rød-stilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue og gjøk (observert på > 20% av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedfore-komst 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 regner med at fjell-artene vil få en betydelig bedre dekning når områdene i Nord-Norge for fullt kommer med i takseringsnettverket.

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Det gjenstår fortsatt noe arbeid når det gjelder fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedyrer for en takseringsrute må denne besøkes minst én gang. Prosedyrene fast-settes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta.

For områdene i Sør-Norge gjelder det gjenstående arbeidet i hovedsak takseringsruter som må få endret utlegging pga problemer med tilgjengelighet til tellepunkt ved bruk av vår standard utleggingsdesign. Totalt gjenstår det her 38 av 328 telleruter og for 27 av disse må det gjøres endringer i utlegging av tellepunkt. Slik endring i utlegging av tellepunkt vil bli gjort klar til felt-sesongen 2012. Hoveddelen av gjenstående arbeid med avklaring av slike routespesifikke pro-sedyrer for takseringene har vi for våre tre nordligste fylker. Her gjenstår slikt arbeid for ca halvparten av de totalt 175 aktuelle tellerutene, og anslagsvis vil det være behov for endring i utleggingsdesign for ca 30 av disse.

Etablering av tellerutene gjøres samtidig med første års taksering. Dette krever en god del eks-tra oppmerksomhet bl.a. knyttet til det å finne fram til og etablere tellepunkt, registreringer av habitatforhold etc. Første års besøk og opptellinger for takseringsrutene vil derfor ikke inngå ved vurdering av bestandsendringer.

Basert på de erfaringer vi har til nå, vil vi anslå at det praktisk sett er mulig å gjennomføre tak-sering for ca 450 (87%) av de 515 aktuelle tellerutene i Norge etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (>12 besøkbare tellepunkt). En foreløpig vurdering av muligheter for bruk av en mer subjektiv utlegging av de resterende 65 rutene viser at ca 50 av disse vil kunne gjennomføres basert på en slik utlegging av tellepunkt. Totalt sett vil det da bli tilrettelagt ca 500 telleruter for fugl, og 15 ruter (3%) vil måtte ekskluderes fra tellenettverket. Dette er ruter som nå utelukkende ligger på isbre, eller som ligger i praktisk sett utilgjengelig terreng.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i aktuell tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. For Sør-Norge sin del ble 73% av de aktuelle rutene taksert i 2011, men litt under 10 % av disse må utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke ble fulgt. For de tre nordligste fylkene ble ca 45% av de aktuelle rutene besøkt i 2011. For Troms og Finnmark kunne en stor andel (ca 45%) av takseringene ikke godkjennes for bruk i tidsserieanalyser. Dette skyldes delvis at noen ruter kun ble besøkt for avklaring av gjennomførbarhet, men også delvis at takseringene ikke ble utført etter angitte prosedyrer.

For Sør-Norge nærmer vi oss nå datainnkomst fra den andel av ruter som vi har satt som mål å få inn data fra hvert år (> 80%). For Nord-Norge sin del har vi langt igjen til dette målet. For Troms og Finnmark anbefaler vi bruk av helikopter i 2012 for å bedre tilgang til de mest fjerntliggende tellerutene der. I tillegg bør det gjøres justeringer i utleggingen av punkt for anslagsvis 55 av de vanskeligst tilgjengelige rutene slik at gjennomførbarheten av disse skal bedres. Deler av dette arbeidet vil bli utført før 2012 feltsesongen starter. Den største utfordringen hekkefuglovervåkingen i TOV-E nå har er å finne nok velkvalifisert personell til å utføre takseringene. Som del av plan- og rekruteringsarbeid for å sikre tilgang på feltpersonell bør det nå gjøres evaluering av feltaktivitet på fylkesnivå med mål å finne løsninger slik at vi årlig kan få inn godkjente data for minst 80% av tellerutene, slik målet er.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT) sin etablering av et Fuglekjennskap feltstudium som blir en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Feltpersonell kan her delta på feltkurs, og/eller trene i arts-kunnskap via internett på www.birdid.no, og de kan ta en nettbasert eksamen på denne nettsiden. Ettersom studiestedet er i Nord-Trøndelag, er det naturlig at de fleste som deltar i feltstudiet i Fuglekjennskap kommer derfra. Dette har ført til god tilgang av feltpersonell i dette fylket, også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. Hele 53,5% av tildelte takseringsruter i Nordland, Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal i 2011 var til personer som hadde deltatt på feltstudiet, mens tilsvarende for andre fylker var kun 10,0%. For hele landet var 23,3% av rutene tildelt deltakere ved HiNTs studium i Fuglekjennskap. Studiet gir 30 studiepoeng, og omfatter artsbestemmelse av fugl på lyd og utseende.

Bestandsindekser for skog og kulturlandskap

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl leverer data til en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling (Brunvoll et al. 2011). Her presenterer vi bestandsindekser for naturtypene skog og kulturlandskap som er kombinerte data fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2011 (**figur 11.1**). Disse viser en nedgang for arter i kulturlandskapet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for arter knyttet til skog.

For perioden fram til 2006 inkluderer datasettet bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra de to indeksene som presenteres her ikke nødvendigvis er representative for bestandsendringer i hele Norge. Tallene gir derfor bare indikasjoner for hvilke endringer som skjer i Norge. Fra 2010 og framover baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket, men disse dataene vil heller ikke bli landsrepresentative før vi får bedre dekning på rutene i Nord-Norge.

Videre bruk av TOV-E data

Dataene som samles inn i denne bestandsovervåkingen av hekkefugl, kan også brukes i andre typer indekser for endringer i norsk natur. I prinsippet kan dette være indekser for alle arter for gitte areal typer (habitatindekser), eller det kan være indekser for grupper av arter (flerartsindekser) eller for klimaendring (se Husby & Kålås 2011). Når det gjelder rene artsindekser for naturtyper, finnes det også forslag til dette på europeisk nivå, se

<http://www.ebcc.info/pecbm.html>. Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer. I Sverige er det etablert fler-artsindekser knyttet til miljømål, og denne type indekser kan også være relevante for norske forhold (se Ottvall et al. 2006). Bestandsindekser for hekkende fugl basert på data fra TOV-E står også sentralt i arbeidet med en Norsk naturindeks som pågår i regi av Direktoratet for naturforvaltning (Nybø 2010).

Vedlegg 11.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Personer registrert i TOV-E databasen med takseringsruter i det ekstensive fugletakseringsnettverket i 2011. Av forskjellige årsaker har ikke alle ruter blitt taksert.

Navn	Antall ruter 2011	Navn	Antall ruter 2011	Navn	Antall ruter 2011
Espen Aarnes	2	Knut Fure	1	Helge Kiland	3
Ingebrigt Saxe Aasen	1	Eivind Gjerde	1	Jan Helge Kjølsvedt	1
Jarl Marius Abrahamsen	1	Øyvind Gjerde	2	Sveinung Klyve	1
Rolf E. Andersen	1	Ola Ragnar Gjøra	1	Terje Kolaas	5
Johannes Erik Anonby	2	Jann-Oskar Granheim	1	Anne Kolstad	2
Arnfred Antonsen	1	Kjell Grimsby	5	Jim Kristensen	1
Johan Åge Asphjell	2	Kåre Grip	1	Knut Krogstad	1
Paul Aspholm	3	Pål Martin Grønlien	15	Jonas Langbråten	1
Viggo Aspvik	1	John Grønning	2	Tore Larsen	2
Johannes Balandin	3	Leif Gunleifsen	1	Kjell Larssen	2
Jon Bekken	1	Morten Günther	1	Kjell Thore Leinhardt	9
Svein Bekkum	1	Paul Terje Haarr	1	Asbjørn Lie	1
Ole Petter Bergland	1	Inge Hafstad	3	Magnus Lien	3
Steve Bickford	1	Oddvar Hagen	1	Arild Lindgaard	1
Håkan Billing	2	Per Jan Hagevik	5	Åsmund Loe	3
Øystein Birkelund	1	Øyvind Halgunset	1	Toril Lohne	2
Anders Bjordal	3	Odd Hallaråker	1	Lars Lorentzen	1
Nils Chr. Bjørge	2	Anders Hals	3	Per A. Lorentzen	2
Kjell Blandhol	1	Tor Magnus Hansen	2	Leif Lunde	1
Gøran Bolme	2	Torbjørn Hasund	2	Jon Lurås	4
Tom Skånsar Borgersen	5	Finn Hauge	1	Jørn Helge Magnussen	1
Gunnar Borgos	1	Kjell-Ove Hauge	1	Morten Martinsen	3
Anders Braanaas	3	Rune Haugen	1	Jutta Meiforth	1
Morten Brandsnes	1	Jan Erik Heggelund	1	Egil Mikalsen	1
Svein Arne Bratli	4	Kristin Heidal	1	Svein-Olav Mikkelsen	1
Torgim Breiehagen	5	Anders Heien	2	John Martin Mjelde	1
Stein Bukholm	1	Øyvind Heldal	6	Rune Moen	1
Per Willy Bøe	3	Ole Berge Helland	1	Erlend Moen	1
Per Bådshaug	3	Svein Hjelmeset	1	Ola Moen	3
Fredrik Calmeyer	3	Thorstein Holtskog	3	Jostein Moldsvor	2
Even Dehli	2	Geir Andre Homme	1	Kjetil Mork	2
Harry Dijkstra	1	Knut-Sverre Horn	3	Torkjell Morset	7
Jon Djupvik	7	Harald Hunderi	3	Torstein Myhre	3
Knut Eie	7	Olav Huso	2	Jostein Myromslien	5
Stig Ekker	2	Hans Martin Høiby	2	Anders Faugstad Mæland	4
Steinar Eldøy	1	Leif Salve Håkedal	1	Pål Mølsvik	2
Bård Engelstad	2	Bjørnulf Håkenrud	1	Ingvar Måge	1
Arne Engås	2	Anette Jensen	4	Paul Tore Nielsen	2
Hanne Etnestad	2	Per Arne Johansen	1	Yngve Nilsen	4
Magne Evensen	3	Ole Jonas Johansen	2	Frank Nygård	3
Lars Einar Farbu	3	Margrethe Jønsson	1	Atle Ivar Olsen	1
Øyvind Fjeldsgård	1	Finn Jørgensen	1	Torbjørn Opheim	1
Tor Fjesme	1	Lars Kapelrud	1	Øyvind Pedersen	2
Harald Egil Folden	2	Rune Karlstad	5	Christian E. Pettersen	2

Navn	Antall ruter 2011	Navn	Antall ruter 2011	Navn	Antall ruter 2011
Jo Ranke	1	Rune Skåland	5	Jorunn Ospedal Vallestad	3
Esben Reiersen	1	Ivar Sleveland	1	Trond Valstad	3
Tor Bjarte Reigstad	3	Rune Solvang	1	Per M. Vars	3
Tore Reinsborg	1	Karl Johan Stadsnes	4	Thom Ole Vedø	1
Bjørn Rismyhr	2	Helge Staven	1	Jon Olav Velde	1
Jon Grunde Roland	1	Bjørn Arild Steinsmo	2	Morten Venås	1
Eric Roualet	2	Ingvar Stenberg	1	Jo-Inge Vidal	5
Johan Tore Rødland	1	Maria Stenklev	2	Trond Voldmo	4
Jan Ove Sagerøy	1	Karl-Birger Strann	5	Per Inge Værnesbranden	3
Hans Sagstuen	1	Jarl Strømdal	7	Tor Wang	1
Jostein Sandvik	3	Roar Svenkerud	1	Tommy Wernberg	2
Kjell Magnus Sarre	4	Per Ole Syvertsen	2	Vidar Wilhelmsen	1
Eirik Sekse	2	Ole Martin Sæterhaug	5	Morten Wilhelmsen	1
Harald Simonsen	1	Gisle Sæterhaug	4	Kjell Woxmyhr	1
Johan Sirnes	1	Ståle Sætre	3	Roy Erling Wrånes	1
Kristian Sivertsen	1	Truls Tangstad	2	Rune Zakariassen	3
Ronny Skansen	3	Anders Thingnes	3	Ragnar Ødegaard	1
Henry Skevik	2	Thorleif Thorsen	2	Arve Østlyngen	1
Ole Skimmeland	1	Knut Totland	1	Øystein Ålbu	1
Audun Brekke Skrindo	3	Sigmund Tveiten	1	Tor Ålbu	2

12 Referanser

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – *Ecography* 24: 298-308.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2007. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagerer og fugl. NINA Rapport 262. s. 16-32.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 33: 237 pp.
- 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., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørli, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding 758: 1-46.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – *Journal of Vegetation Science* 20: 779–790.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. – NINA Oppdragsmelding 610: 1-43
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Academic Press.
- Bobbink, B. & Hetteling, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), www.rivm.nl/cce.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - *J. Veg. Sci.* 8: 329-336.
- Brunvoll, F., Andresen, K., Halleraker, J.H., Husby, M., Kålås, J.A., Lorentsen, S.-H. & Nybø, S. 2011. Biologisk mangfold og kulturminner. – S. 38-54 I Brunvoll, F. & Kolshus, K. E. (red.): På rett vei? Indikatorer for bærekraftig utvikling 2010. Statistisk sentralbyrå. Statistiske analyser 123.
- Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. – Allforsk rapport 9: 1-40.
- Buckland, S.T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 448 s.
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – *Holarctic Ecology* 6: 24-31.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa Volume VIII - Crows to finches. Oxford University Press. New York.
- Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- 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. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding success of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. - Upublisert rapport.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as a test 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. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. - *Vegetatio* 95: 149-158.
- 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.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 9.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. – *Fauna* 62 (1-2): 2-11.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., 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., 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.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar: vitskapleg og norsk namneverk. NINA Temahefte 4. 104 s.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. - pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. - *Klima* 2: 2-34.
- Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. - *Ambio* 37: 420-424.
- Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.
<http://www.rovdata.no/Konge%C3%B8rn/Overv%C3%A5king.aspx>.
- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - *Nature* 368: 446-448.
- Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.

- Gregory, R. D. & van Strien, A. 2010. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. – *Ornithological Science* 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
- 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., Larsen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006. – I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 262. S. 38-65.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. – Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – *Biol. Cons.* 58: 357-366.
- 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.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- Haugen, I. 1991a. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. – *Dir. Naturforv. Rapp.* 1991: 1: 1-119.
- 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.
- Herredsveld, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. & Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. – *Chemosphere* 61: 441-449.
- Hill, M.O., Mountford, J.O. et al. (1999). Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, NY, US.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. – DN-notat 1992-3.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding 834, 33s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. – Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2010. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Agder. – Skog og landskap ressursoversikt 02/2010, Ås.
- 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.
- Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. – NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Husby, M. & Kålås, J.A. 2011. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge. Tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. – HINT Utredning 128.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – *Ecology* 75: 791-806.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – *Oikos* 107: 376-392.
- Hörnfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. – *Oecologia* 68: 496-502.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. – *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". – DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. – *PNAS* doi/10.1073/pnas.1012714108. 5 s.

- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – *Nature* 456: 93-97.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – *Nature* 456: 93-97.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – *BioScience* 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2011. Det nye nasjonale nettverket for overvåking av terrestriske hekkefugler er nå etablert. – *Vår fuglefauna*: 34: 16-19.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., 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., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (Eds.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010 – The 2010 Norwegian Red List for Species. - Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 480 pp.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). - *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – *Tema Nord* 517: 1-125.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utg. Elven, R., red. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. - T & A.D. Poyser, London.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. - BTO, Tring, UK.
- Mariussen, E., Steinnes, E., Brevik, K., Nygård, T., Schlabach, M. & Kålås, J.A. 2008. Spatial patterns of polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. – *Science of the Total Environment* 404: 162-170.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig skog i Agder. – Norsk Inst. Naturforsk.Oppdragsmeld. 306:1-99.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens Kartverk. Hønefoss.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). - Univ. Trondheim. Upubl. hovedfag-soppgave.
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – *Oikos* 24: 220-224.
- Myrberget, S. 1984. Population cycles of willow grouse *Lagopus lagopus* on an island in northern Norway. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 7: 46-56.
- Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. - *Sterna* 15: 149-156.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - *Environ. Pollution* 55: 29-40.
- Nordbakken, J.F., Økland, T., Røseberg, I. & Engan G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl*-. NINA Rapport. 580: 28-39.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. - *Functional Ecology* 12: 691-699.

- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- NOU 2005. Enkle signaleri en kompleks verden. Forslag til et nasjonalt indikatorsett for bærekraftig utvikling. – Norges offentlige utredninger 2005: 5. 105 s.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. – DN-utredning 3-2010. 162 s.
- 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. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. – NINA Rapport 213. 42 s.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. – NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. – NINA Rapport 834: 52 s.
- 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. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. – *Oikos* 29: 336-341.
- 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.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. – *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. – Norwegian Forest Research Institute: 23 pp.
- 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, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. – *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. – *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Ottvall R., Green, M & Lindstrøm, Å. 2006. Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. – Länsstyrelsen i Jönköping län, Medelände nr 2006:21.
- PECBMS, 2009. The State of Europe's Common Birds 2008. – CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.
- PECBMS. 2010 Trends of common birds in Europe, 2010 update. – European Bird Census Council, Prague. (www.ebcc.info/index.php?ID=387)
- Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*) populations. – *Science of the Total Environment* 371: 176-89.
- 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.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. – *Nature* 215: 208-210.
- Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.
- Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. – *Pl. Soil* 199: 141-152..
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.

- Rydgren, K., Økland, R. H., Picó, F. X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. - *Ecology* 88: 2320-2329.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and li-chenicolous fungi of Fennoscandia. - Museum of Evolution, Uppsala University, Uppsala.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. - *European Journal of Wildlife Research* 77: 523-535.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. - *Population Ecology* 53: 361-371.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. - Freeman. New York
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. - Miljøverndepartementet, 220 pp.
- 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.
- Stenseth, N.C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K-S. & Lima, M. 2002. Ecological effects of climatic fluctuations. - *Science* 297: 1292-1296.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. - NIJOS report 03/2006, Ås
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. - *Ecography* 25: 81-87.
- Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on a plant pathogen. - *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. - *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. - *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. - *Planta* 27: 30-60.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. - Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvørtsen, P.O., Isaksen, K., Olsen, K.M., Ree, V., Solheim, R. & Viig, Ø. 2010. Nye norske navn på pattedyr, med oppdatert liste over arter påvist i Norge. - *Fauna* 63(2): 50-59.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.
- Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated biphenyl congeners in bird eggs from Norway. - *Environmental pollution* 156: 1204-1210.
- Økland, R.H. 1995. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. - *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss *Hylocomium splendens* partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. - *Oikos* 106: 565-575.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. - *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. - *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 22: 1-349.

- Økland, T. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.- NINA Rapport 362: 29-39.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 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. 2004. 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., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011b. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av borealgranskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl-. NINA Rapport.702:24-37.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H.. 2009.b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl-. NINA Rapport. 490: 70-79
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i plantearts mangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIJOS Rapport 06/2004: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009a. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 80-84.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2011a. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2010. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport.702:38 - 43.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – *Ravalsjøskogenes viltjournal*, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Hassel, K., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B.H. 2010. Etablering av overvåkingsfelter for markvegetasjon i Endalen, Svalbard 2009. - NINA Rapport 579: 28 pp + Vedlegg. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. NILU OR 72/2008. Norwegian Institute for Air Research, Oslo. 56 s.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. – NILU Rapport OR33/2010. 187 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009b. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

Formål

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

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

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

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

Beskrivelse

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

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

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

Finansiering og involverte institusjoner

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

Mer informasjon på internett

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

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



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2435-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger