

Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



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.

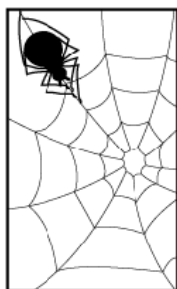
Annen publisering

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 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 146

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

Deltakende institusjoner: NINA, NIBIO og Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo

Framstad, E. (red.) 2015. Terrestrisk naturovervåking i 2014: Mark-vegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1186. 74 s.

Oslo, september 2015

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2814-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Fuglekasse i Åmotsdalen. Foto: John Atle Kålås

NØKKEWORD

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

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2015. Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1186. 74 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 overvåkingskomponentene i bjørkeskog og granskog viser endringer som kan knyttes til observert klimavariasjon etter ca 1990. Planteartenes temperaturfølsomhet henger sammen med deres fordeling med høyden over havet. Store moser i markvegetasjonen viser økt mengde i flere granskogsområder og dels bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong med milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Økning for store moser i mange granskogsområder har gitt fortetting av bunnsjiktet, med reduksjon i mengde og artsrikhet av spesielt levermoser, trolig også for karplanter. I flere granskogsområder er total artsrikhet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Bringen har størst reduksjonen med nesten fem færre arter pr analyseute i gjennomsnitt. I enkelte nordlige bjørkeskogsområder (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell) 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 lavararter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). 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, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2014, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. De siste årene har det vært episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sein og kald vår, noe som kan ha hatt negative konsekvenser for hekkstart og klekkesuksess, med mulig effekt på bestandsutviklingen for spurvefugl.

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 og 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. Sterk økning av graset blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning. Algedekning på trær og bakkevegetasjonen er også observert i enkelte granskogsområder, spesielt tydelig i det sørligste området Paulen. Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn, Gutulia og Dividalen tyder på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen er i ferd med å påvirke floraen også i mer nordlige områder, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavararter 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, men i enkelte områder er det observert økning av smyle og algevekst på bakken og på trær, tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon 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 beiteaktivitet og annen høsting, oftest i form av redusert bruk av den biologiske produksjonen med økt gjengroing som resultat. I flere bjørkeskogsområder (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 flere bjørkeskogsområder snarere å indikere en viss gjengroing ved at lyngarter øker i mengde. Gjengroingen gir redusert lystilgang til bunn-sjiktet og bidrar til nedgang i små moser og lav. Det er tendens til redusert produksjon for konge-ørn i noen av områdene, tydeligst i Gutulia, noe som kan skyldes endret arealbruk. Også mer akutte effekter av arealbruk, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og –trær, er påvist i enkelte bjørkeskogsområder. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til observerte endringer i overvåkingsområdene.

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. Undersøkellesmetodene 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).

Flere observerte endringer i TOV-områdene skyldes også naturlige variasjoner i nordlige økosystemer som er utsatt for betydelige fysiske og biologiske endringer fra år til år. Foruten variasjon i klimaet, snødekket og stormer er også endringer i smågnagerbestandene og i mengden av bjørkemålere 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 og en viss bestand også i 2013). Overvåkingen av etasjemosepopulasjoner i sju TOV-områder i granskog viser at store bestander av smågnagere kan ha sterk påvirkning på mosedekket i skogbunnen. Tynning av mosedekket og blottlegging av jorda åpner for re-etablering av moser under gunstige værforhold. 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 blir 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.) 2015. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2014: Ground vegetation, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 1186. 74 pp.

The terrestrial ecosystem monitoring programme (TOV) includes important biological components of common boreal and low alpine ecosystems. We expect the monitoring variables to 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. In the ground vegetation large mosses show increased abundance in several sites of spruce forest and some of birch forest, 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 and species richness of liverworts in particular, possibly also for vascular plants. In several spruce forest sites, the ground vegetation shows considerably reduced total species diversity since the start of monitoring. Bringen has the greatest reduction with an average of almost five species per 1-m² plot. In some northern birch forest sites (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell), local climate has been more variable, with the vegetation reflecting somewhat 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 a close relationship with the on-set of spring (measured as May mean temperature). 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 mountain monitoring sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) shows no significant change for species of forest habitats during 1990-2014, whereas species preferring open habitats have had a significant population decrease. In recent years, episodes of unfavourable weather during the nesting season or a late/cold spring may have had negative impacts on breeding season start, hatching success, and possibly, population development for passerine birds.

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 the most polluted southern sites 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 decreased damage to lichens, increased lichen cover in general and particularly for pollution-sensitive species such as *Bryoria*. This suggests that reduced sulfur deposition and acidification in recent decades have had a positive effect on lichens. Amounts of algae on trees in the most southern site Lund have risen sharply during the monitoring period, possibly due to a warmer and wetter climate, but probably also to increased supplies of nitrogen. Increased 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. Algae have also been observed on trees and ground vegetation in some spruce forest sites, being most evident in the southernmost site Paulen. Observations from birch forest in Møsvatn, Gutulia and Dividalen indicate that airborne nitrogen also affects the vegetation at more northern sites, reflected in decline of nitrogen-sensitive lichens and increase for some nitrophilous vascular plants. However, local effects from major moth attacks on birch may also contribute to the fertilization of the ground vegetation at these sites. In spruce forest sites such fertilization effects are not as clear, but an increase of *Avenella flexuosa* is observed in some sites, most evident in the south where nitrogen supply is greatest. 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. However, this did not result in observable effects on reproduction and population dynamics of the investigated species in the TOV monitoring sites.

Other impact factors

Most of the TOV sites are located in protected areas to avoid rapid changes in land use, but previous changes in land use still influence these sites. This applies in particular to changes in open range grazing and other biomass harvesting, 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 reflect high grazing pressure. Other changes in species composition of the ground vegetation, e.g. increases in ericaceous species, may indicate natural succession, reducing available light for the bottom layer, with reduced amounts of lichens and small bryophytes. Golden eagle chick production seems to decline in several sites, most clearly in Gutulia, possibly as a result of land use change. Also more acute effects of land use can affect the monitoring sites, with damage to vegetation from motorized vehicles, logging or other destruction of the sample plots and trees. It is difficult to assess to what extent such impacts have caused observed changes in the monitoring sites.

Non-native species have not yet been observed in the monitoring sites. There are currently no known instances of such species near the sites. Hence, no alien species should be expected to occur in these sites in the near future.

The TOV monitoring sites are covering common ecosystems where we would not expect to find many threatened (red-listed) species. Survey methods in TOV are also 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).

Natural variation in northern ecosystems subject to extensive inter-annual changes in physical and biological conditions will also result in observable changes in the monitoring sites. In addition to variations in climate, snow cover, and storms, 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 peaked for the first time in 2010-2011 and again in 2013). Monitoring of *Hylocomium splendens* populations in seven TOV spruce forest areas shows that some population peaks of rodents may strongly influence the bryophyte cover. Thinning of the bryophytes and exposed soil allow re-establishment of bryophytes under favourable weather conditions. During major attacks of birch-defoliating moths, leaves on birch trees, other deciduous trees and shrubs could be completely consumed. 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 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	8
1 Innledning.....	9
2 Beskrivelse av opprinnelige TOV-områder	11
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret i 2014.....	17
3.1 Områdebeskrivelse og metoder	17
3.2 Vegetasjonsendringer i Bringen i perioden 1991-2014.....	19
3.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Bringen.....	24
4 Smågnagere	28
4.1 Metoder.....	28
4.2 Resultater.....	29
4.3 Konklusjon	32
5 Rovfugler	35
5.1 Metoder.....	35
5.2 Resultater.....	36
5.3 Diskusjon	37
6 Hønsefugler.....	39
6.1 Metoder.....	39
6.2 Resultater.....	41
6.3 Diskusjon	44
7 Spurvefugl.....	46
7.1 Metoder.....	46
7.2 Resultater.....	48
7.3 Diskusjon	52
8 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	57
8.1 Metoder.....	57
8.2 Resultater.....	60
8.3 Diskusjon	64
9 Referanser.....	69

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 4	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 5, 6, 7, 8	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 smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Miljødirektoratet 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. Siden 1988 er markvegetasjon i 10 granskogsområder overvåket av Norsk institutt for bioøkonomi (tidligere Norsk institutt for skog og landskap); 8 av disse områdene er videreført med støtte fra Miljødirektoratet.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2014, i form av en felles, forenklet dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i Bringen (Buskerud) og faunaen i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2014, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Tonje Økland vært ansvarlig for markvegetasjonen i granskog, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2014 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret takkes Rune Halvorsen for artsbestemmelser av innsamlede moser når disse ikke kunne bestemmes i felt, Hege Holte Nielsen og hennes familie for at vi også denne gangen fikk bo på Olsonheimen under feltarbeidet, Arild Haglund (skogbrukssjef i Sør-Aurdal kommune) for utlån av bomnøkler, og tidligere kolleger som i tidligere tidsperioder har bidratt til feltarbeid og/eller databearbeiding og rapportering, samt Toril Eldhuset for korrekturlesing.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for feltinnsamling (Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen) og labarbeid, samt Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Kjetil Letto (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyn 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 fra ulike områder og 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 (jaktfalk og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (jaktfalk), og rypetakseringene er utført av Snorre Johansen. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe, Oddvar Heggøy og Peter S. Ranke, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført 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. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen og Rune Bergstrøm, og i Solhomfjell er slike takseringer utført av Erik Edvardsen, Rune Skåland og Øyvind Egeland. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Statskog ved Kristian Eiken Olsen har gitt oss tilgang til jaktstatistikk fra Solhomfjell for jaktseasonen 2014. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Møsvatn, med assistanse i felt av Helge Midtgård, Gjermund Geistad, Sigmund Holte og SNO-Rjukan. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Knut Henrik Dagestad, Vegard D. Lomeland og Leif A. Lien, mens fuglekassene her er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Sten L. Svartaas har utført/organisert lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn med assistanse fra Bjørn Frøysa, Einar Malm, Frank Gjerde, Steinar Karlsen og Per Dahle. Vegard Møi har organisert rypetakseringene i Lund med assistanse fra Erik S. Surdal og Mette Møllerop. Knut Eie, Nils Chr. Bjørge, Torstein Myhre og Martin Eggen har utført regional organisering av datainnsamling til TOV-E, og for oversikt over de vel 200 deltagerne i de ekstensive fugletakseringene viser vi til vedlegg i kap. 8. Erlend B. Nilsen har bistått med beregninger av bestandsindekser for fugl, og Siw Elisabeth Berge har hatt hovedansvaret for videreutviklingen av TOV-E nettsiden med modul for rapportering av bestandsindekser for enkeltarter.

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

Oslo, august 2015
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå del av Miljødirektoratet) 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 vernete områder. I disse områdene ble det lagt opp til integrerte studier av nedbør, jord, markvegetasjon, lav, moser og alger på trær, fugler og pattedyr, samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr. I tillegg har det vært gjennomført landsomfattende kartlegging av organiske miljøgifter i rovfugl, tungmetaller i hønsefugl og forekomst av lav, moser og alger på trær.

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 og fra 2015 NIBIO Norsk institutt for bioøkonomi) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 2.1**). 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/Miljødirektoratet 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 aktiviteter må overvåke endringer i truet natur. Arbeid for å følge opp truet natur er i gang gjennom den interdepartementale oppfølgingen av 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 smånagere 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 2010) 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. (2004a). 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 se f.eks. Evju & Bruteig (2013), Selås & Kålås (2007), Selås et al. (2011a,b), Lehtikoinen et al. (2014).

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 2011-13, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye omfattende aktiviteter eller å utvide de pågående aktivitetene vesentlig, slik det hadde vært ønskelig.

Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2014 blir her rapportert i noe forenklet form, sammenlignet med i perioden fram til 2011. 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 (jf **tabell 2.1**) og markvegetasjonen i barskog i Bringen (Buskerud) utført av NIBIO. 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 og lenker til de siste nedlastbare rapportene i pdf-format:

<http://www.nina.no/Milj%C3%B8overv%C3%A5king/Naturoverv%C3%A5king>.

2 Beskrivelse av opprinnelige TOV-områder

I denne rapporten presenterer vi resultater for 2014 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet, samt for markvegetasjonen i Bringen i Buskerud (**figur 2.1**). TOV-områdene er plassert i en gradient fra sør til nord med store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2009, 2010, 2012). Områdene dekker også ulikheter i klima og geografiske forhold. Områdene er lite utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Seks av områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. Se **tabell 2.1** for karakteristika ved de sju opprinnelige områdene.

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, Altevattnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 m oh. 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 oh og dannes av bjørk. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

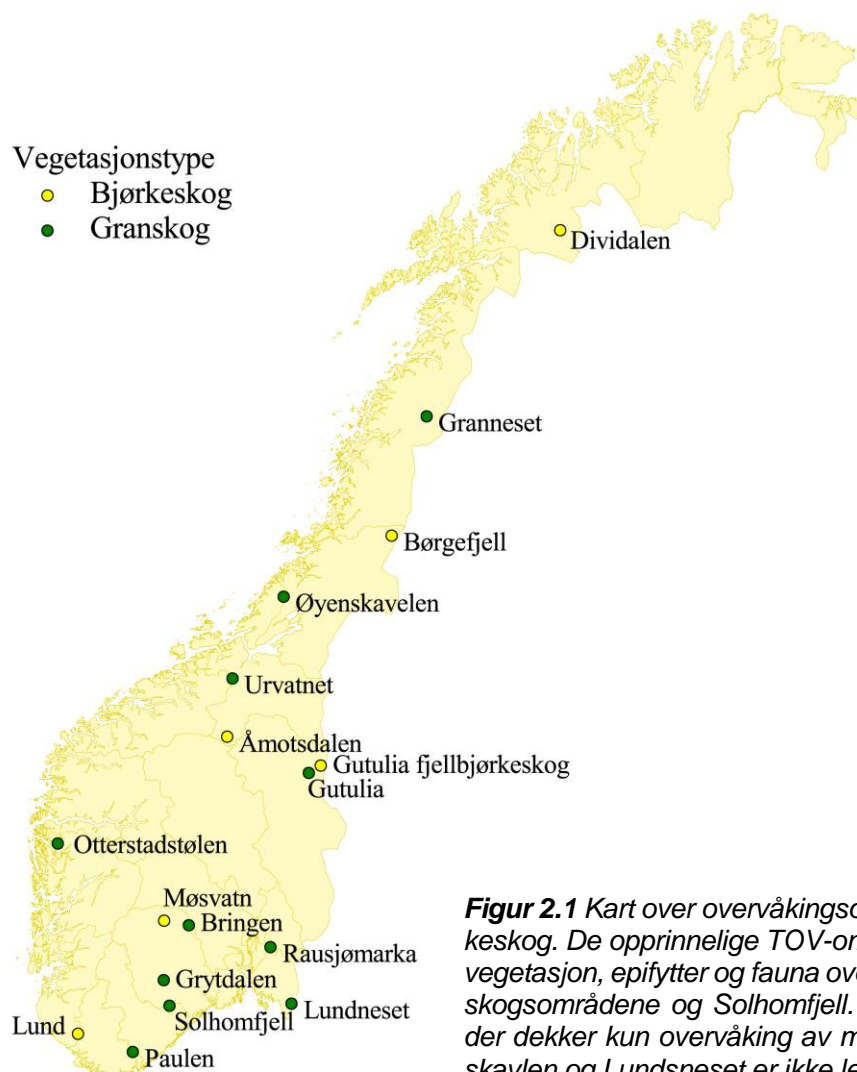
Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene i bjørkeskog, samt Solhomfjell.

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulua	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	S-Trøndelag	N-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	NR, privat	NR	LVO, privat	NP	NP, LVO	NP	NP
høyde over havet (m)	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
klimasoner	MB, O2	SB, O2	NB, O1	NB, OC	NB, O1	NB, O1	NB, C1
berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	metarhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arose, 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

Vernestatus: NR naturreservat, LVO landskapsvernområde, NP nasjonalpark

Klimasoner (etter Moen 1998): vegetasjonssone: MB mellomboreal, NB nordboreal, SB sørboreal; vegetasjonsseksjon: O1 svakt oseanisk, O2 klart oseanisk, OC overgangsseksjon, C1 svakt kontinentalt

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, Gutulua, 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 Kart over overvåkingsområdene i gran- og bjørkeskog. De opprinnelige TOV-områdene, der både markvegetasjon, epifytter og fauna overvåkes, omfatter bjørkeskogsområdene og Solhomfjell. Øvrige granskogsområder dekker kun overvåking av markvegetasjonen. Øyenskavlen og Lundsneset er ikke lenger aktive.

Børgefjell

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Rørvik 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 oh. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogstyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Åmotsdalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 650 til 1200 m oh. 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 oh. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 m oh. 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 oh. 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 oh. 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

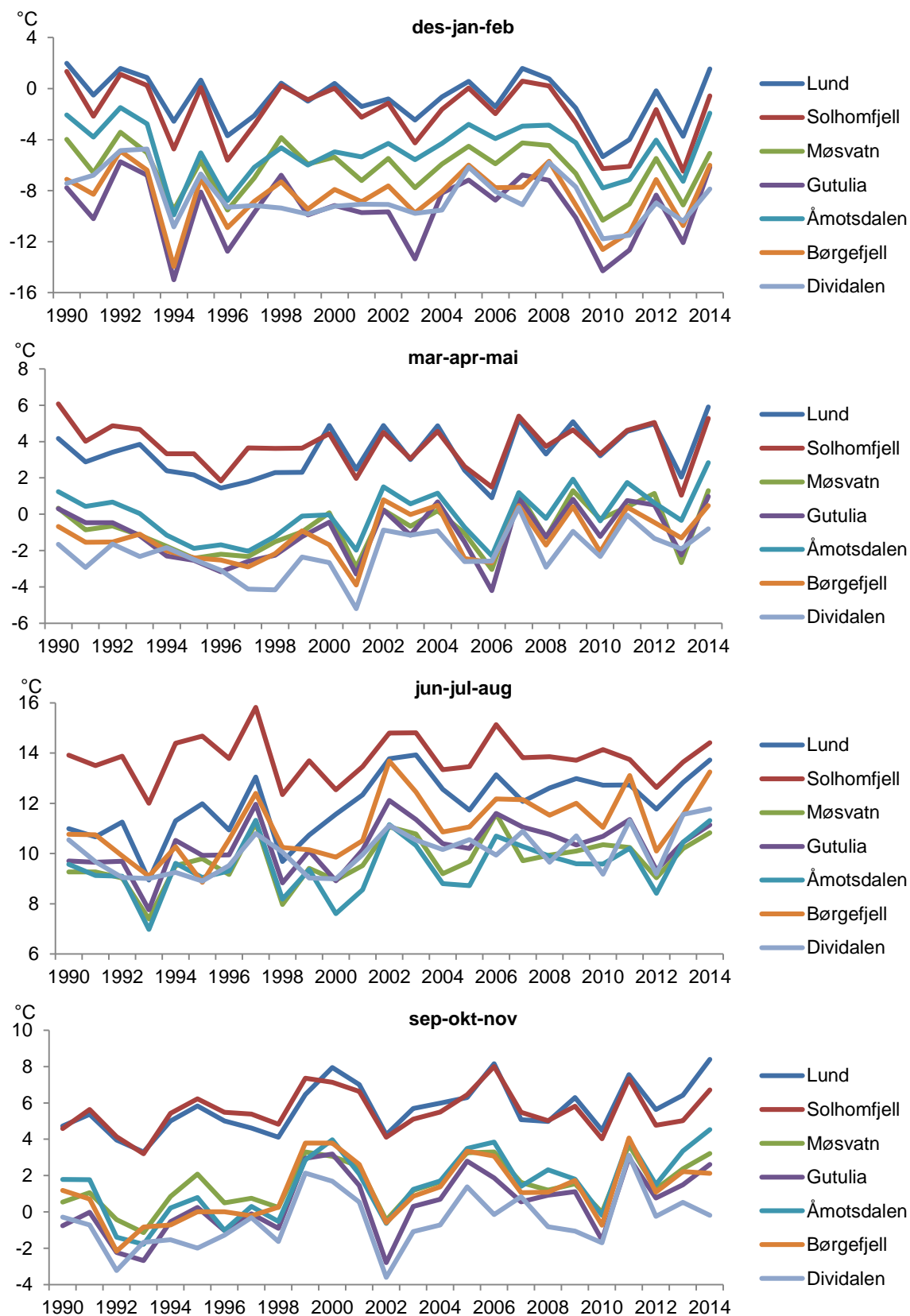
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmo tjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng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

Øvrige granskogsområder som er aktuelle i denne rapporten, er nærmere beskrevet i kapittel 3.1.

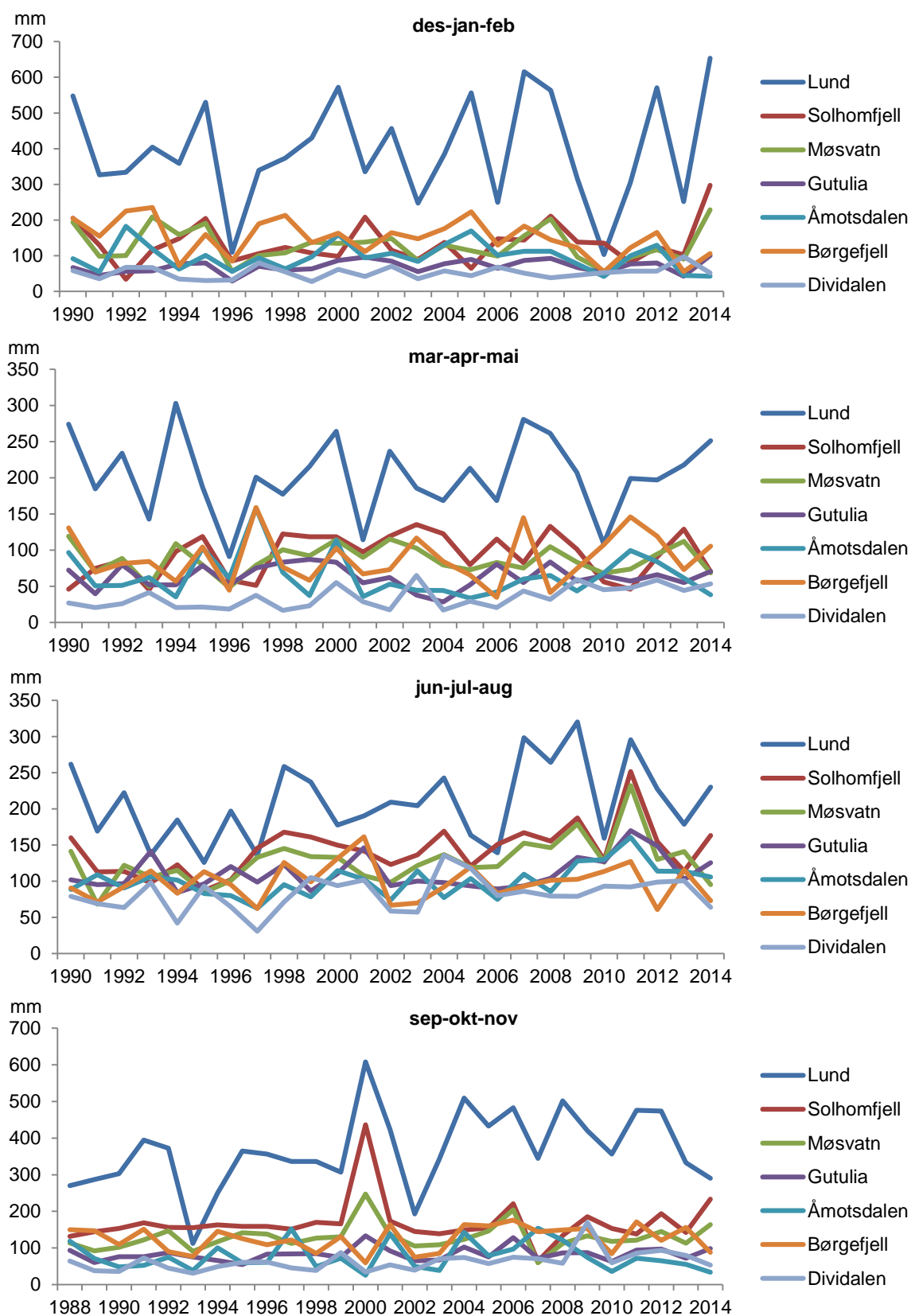
Utviklingen av klimaet i overvåkingsområdene

Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2** og **tabell 2.2**. Klimadataene er basert på interpolerte data fra Meteorologisk institutt for månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør pr kvartal og aktuell km² for hvert TOV-område. Hovedmønsteret for flere av områdene er:

- Månedsmiddeltemperaturen om vinteren lå vesentlig under snittet for overvåkingsperioden for flere av områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1990, 1992, 2007 og 2014.
- Månedsmiddeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1995, 1996, 1997, 2001 og 2013 (i sør), mens den lå over snittet i 2007, 2009, 2011 (i nord), 2012 og 2014.
- Månedsmiddeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1993, 1998 og 2000, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006, 2001 (i nord) og 2014.
- Månedsmiddeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1992, 1993, 2002 og dels 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011 og dels i 2014.
- Nedbøren pr kvartal viser betydelig variasjon mellom områdene og få år med sammefallende mønstre. Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1996, 2010 og 2013, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene 1990, 2005, 2008 og 2014 (i sør).



Figur 2.2A Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2014.



Figur 2.2B Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsnedbør (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2014.

Tabell 2.2 Klimatrender pr kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1990-2014. Trendene er angitt som R^2 -verdier med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis gjennomsnittlig månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør pr kvartal. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf figur 2.2). Statistisk signifikante R^2 -verdier ($p < 0,05$) er uthevet. Kvartalene omfatter: Vinter des-jan-feb, Vår mar-apr-mai, Sommer jun-jul-aug, Høst sep-okt-nov.

	Lund	Solhom- fjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsda- len	Børgefjell	Dividalen
Månedsmiddeltemperatur							
Vinter	-0,082	-0,116	-0,044	-0,008	-0,001	-0,011	-0,141
Vår	+0,120	-0,009	+0,115	+0,076	+0,113	+0,134	+0,151
Sommer	+0,403	+0,001	+0,209	+0,175	+0,138	+0,307	+0,249
Høst	+0,259	+0,060	+0,223	+0,251	+0,300	+0,204	+0,128
Månedsnedbør							
Vinter	+0,005	+0,029	-0,015	+0,099	-0,022	-0,193	+0,048
Vår	+0,000	+0,035	-0,000	-0,003	-0,022	+0,011	+0,315
Sommer	+0,100	+0,225	+0,189	+0,128	+0,205	+0,001	+0,092
Høst	+0,113	+0,000	+0,006	+0,051	+0,003	+0,065	+0,226

- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1993 og 1998, mens flere av områdene hadde nokså mye nedbør i 1990, 2000 og 2008.
- Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder og år på 1990-tallet og i nord i 2002, 2003, mens det var forholdsvis mye nedbør i årene 2009 og 2011.
- Om høsten var det forholdsvis lite nedbør i flere av områdene i 1993 og 2000 (i nord, mens det var nokså mye nedbør i 2000 (i sør), 2004, 2006 og 2008.

I løpet av overvåkingsperioden er det en tendens til økende temperatur om sommeren og høsten i de fleste områdene (**tabell 2.2**), mens temperaturen i Solhomfjell ikke viser noen spesiell trend. Om vinteren og våren synes det ikke å være noen spesiell utvikling for temperaturen. For nedbør er det også en tendens til økning om sommeren og høsten for flere av områdene, men ikke så klart som for temperaturen. I enkelte områder er det også en signifikant trend i nedbør om vinteren (reduksjon for Børgefjell) og våren (økning i Dividalen).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret i 2014

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken & Ingvald Røsberg.

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert ved daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). I 2006 ble NIJOS fusjonert med Skogforsk til Norsk institutt for skog og landskap, som 1. juli 2015 fusjonerte med Bioforsk og Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning til Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). I 1988 ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder) i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av NIJOS ble det etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder.

Rutene i Bringen ble første gang analysert i 1991. Etter 2005 har vegetasjonsovervåkingen i granskog vært inkludert i TOV-programmet og finansiert av Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning). To områder re-analyses ikke lenger pga knappe ressurser; 8 områder re-analyses nå med ett område pr år, dvs med økt omløpstid fra 5 til 8 år (jf figur 2.1).

Metodene for overvåking 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 klimændringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, T. Økland & Bratli 2008, T. Økland et al. 2009, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, T. Økland et al. 2012, T. Økland et al. 2013b, T. Økland & Nordbakken 2014). De permanente vegetasjonsrutene i Bringen har tidligere vært analysert i 1991, 1996, 2001 og 2006 (dvs hvert femte år). Reanalyseringen i 2014 ble foretatt 8 år etter forrige reanalyse. Dermed har 7 av de 8 områdene blitt analysert 5 ganger.

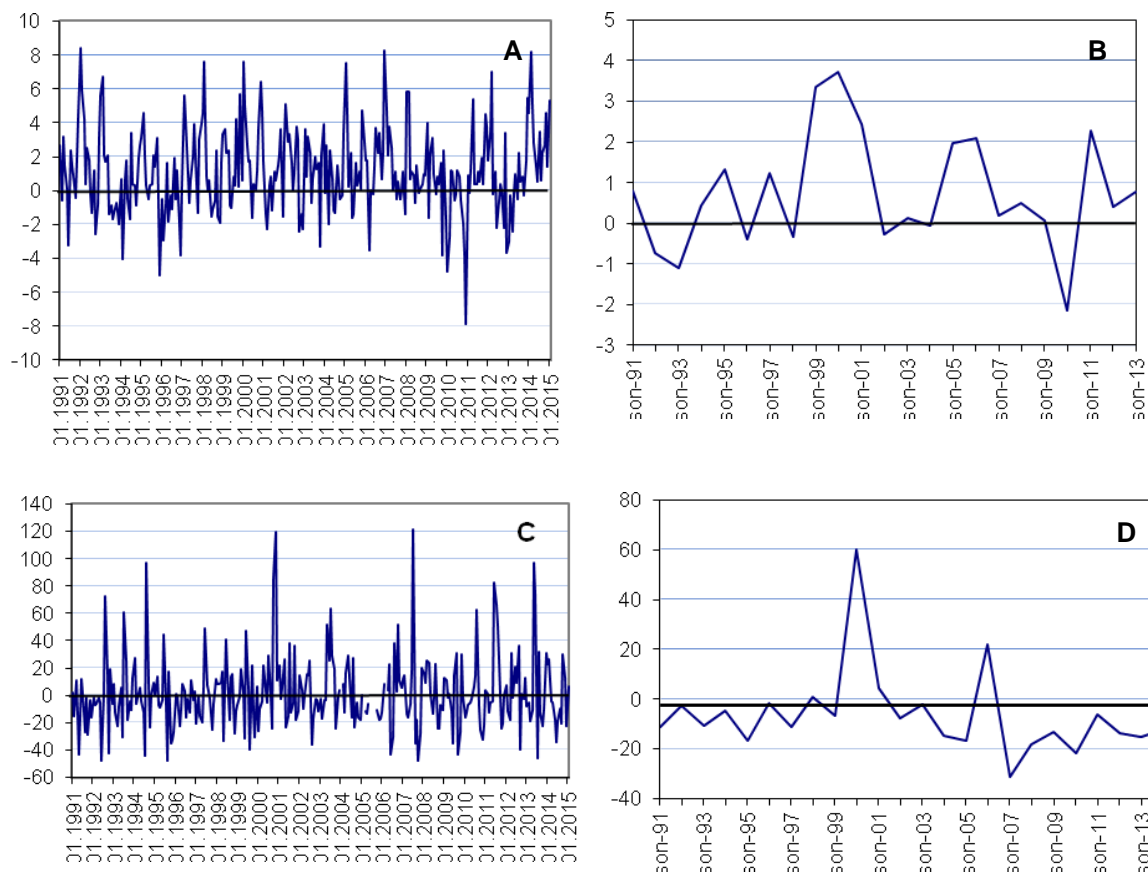
3.1 Områdebeskrivelse og metoder

Overvåkingsområdet i Bringen naturreservat, i Vassfaret, Flå kommune (**tabell 3.1**), Buskerud fylke (9°23-24' Ø, 60°32-34' N, UTM NN 21-22,12-14), har vært vernet ved lov siden 1954, men ble betydelig utvidet i 1985 og betegnes som urskognært (jf Svalastog & Korsmo 1995, <http://faktaark.naturbase.no/Vern?id=VV00001877>). Bringen naturreservat er også omkranset av Indre Vassfaret landskapsvernområde. Det har tidligere vært plukkhogst i området, men allerede i 1995 ble det registrert 195-295 år gamle trær i deler av området (Svalastog & Korsmo 1995). Nå er skogen enda mer urskogspreget enn ved oppstarten av overvåkingen; bl.a. har det falt en del trær som blir liggende og etter hvert vil bidra til større variasjon i skogbunnen.

Bringen naturreservat har U-formede daler og et bølget terreng i lavereliggende deler. Det undersøkte området strekker seg fra bunnen av hoveddalen og til de øvre delene av lisidene til fjellet Bringen. Reservervatet inngår i det sørlige området med prekambriske bergarter (Oftedahl 1980) som i hovedsak består av granittisk gneis. Bunnen av dalen er dekket av moreneavsetninger.

Tabell 3.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Bringen naturreservat i Vassfaret. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av normalen 1961–90 (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjøs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på normalen 1961-90 (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)	Middeltemperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
60°32-34'	9°23-24'	600-750	6	650	0,8	-9,1	9,8	1991



Figur 3.1 Avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Data for perioden fra januar 1991 til og med jan 2015 fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Nesbyen Skoglund (t.o.m. desember 03) og Nesbyen Todokk (f.o.m. januar 2004). Brutte linjer betyr at data mangler for perioden.

Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone og i overgangsseksjon (Moen 1998). Årsnedbøren er ca. 650 mm (**tabell 3.1**).

Figur 3.1 (A-D) viser klimaet gjennom 23-årsperioden 1991-2014 basert på data fra de nærmeste meteorologiske stasjonene til Det norske meteorologiske institutt.

Figur 3.1A viser stor variasjon mellom år i månedsmiddeltemperaturens avvik fra 30-årsnormalen (1961–90). Avviket i månedsmiddeltemperaturen for hele perioden fra overvåkingen startet i 1991 til reanalysene i 2014 (dvs fra og med august 1991 til og med juli 2014) var imidlertid i gjennomsnitt 1,1 °C over normalen, og for siste periode fra august 2006 til juli 2014 var avviket i gjennomsnitt 1,0 °C over normalen. **Figur 3.1B** viser at det har vært mange år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget over normalen, men også enkelte år der temperaturen har ligget under normalen. For hele perioden var månedsmiddeltemperaturen i høstmånedene i gjennomsnitt 0,7 °C over normalen, og for siste fem-årsperiode 0,5 °C over normalen. Høsten 2010 var avviket i gjennomsnitt 2,1 °C under normalen, mens høsten 2011 var temperaturen i høstmånedene i gjennomsnitt 2,3 °C over normalen. I årene 1999, 2000, 2001, 2005 og 2006 var gjennomsnittstemperaturen i høstmånedene betydelig over normalen, med størst avvik i 2000 med 3,7 °C over normalen. Også for månedsnedbøren (**figur 3.1C**) har det vært store variasjoner i perioden, men i gjennomsnitt for hele perioden august 1991 til og med juli 2014 har avviket fra normalen vært minimal, 2 mm, med noen store avvik. Spesielt mye

nedbør var det i august 1994, november 2000, juli 2007 og mai 2013. For høstnedbøren for månedene september, oktober og november (**figur 3.1D**) var det i gjennomsnitt litt mindre nedbør (-6,1 mm) enn normalen for hele perioden. I årene 2000 og 2005 var det betydelig mer høstnedbør enn for normalperioden, henholdsvis 60 mm over normalen i 2000 og 22 mm i 2005.

For mer detaljert områdebeskrivelse og ruteplassing etc for Bringen og øvrige granskogsområder, 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 korthet er det i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 makroruter á 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 vegetasjonsruter á 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 m²-rute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens; jf. T. Økland 1988) og prosent dekning av alle arter i hele ruta. Feltarbeidet i Bringen i 2014 ble utført i begynnelsen av august. I løpet av de siste omløpene har 2 av de 50 vegetasjonsrutene i Bringen blitt umulig å analysere fordi store trær har falt ned over dem. Følgelig rapporteres nå endringer i 48 ruter mellom alle 5 analyseomløp.

Det ble i 2014 satt ut loggere for jordtemperatur sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de 5 rutene i hver makrorute). Det ble også registrert mengde av sopp-skader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Det ble registrert sopp-skader på blåbær i mange ruter, men også observert sopp på fugletelg i en del ruter. Det ble også registrert noe beiteskader på dvergbusker (i hovedsak blåbær), men for øvrig svært få spor av beitepåvirkning, og smågnageravføring ble bare registrert i et par ruter. Soppangrepene på blåbær rapporteres ikke her, da dette ble registrert første gang i 2014.

Ved første gangs analyse i 1991 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved rutene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er beskrevet og analysert i detalj i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder ble benyttet både for å identifisere og tolke vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1991 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

3.2 Vegetasjonsendringer i Bringen i perioden 1991-2014

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 48 vegetasjonsrutene ble det i 2014 registrert totalt 101 arter: 39 karplantearter, 25 bladmo-searter, 4 torvmosearter, 24 levermosearter og 9 lavarter (**tabell 3.2**). Av karplantene ble det registrert 4 vedaktige (inkludert dvergbusker), 26 urter og karsporeplanter og 9 graminider.

Det er ikke store forskjeller i artsantall totalt registrert i hver artsgruppe i forhold til 2006, men for 23-årsperioden fra 1991 til 2014 er det en total reduksjon på 13 arter. Gjennomsnittlig totalt artsantall pr 1m² vegetasjonsrute er betydelig redusert for perioden 1991 til 2014; fra 23,6 til 18,7 arter.

Endring i antall arter (artstetthet) i vegetasjonsrutene

I den siste perioden, 2006-2014, ble det påvist en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr 1m²-rute. I gjennomsnitt var det 2,3 færre arter pr rute i 2014 i forhold til 2006 (**tabell 3.3**). For hele 23-årsperioden fra 1991 til 2014 ble det også registrert signifikant og betydelig reduksjon i det totale artsantallet. Det var i gjennomsnitt 4,9 arter færre pr 1 m²-rute i 2014 enn i 1991.

Tabell 3.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente rutene i overvåkingsområdet i Bringen naturreservat i Vassfaret i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1991	1996	2001	2006	2014	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	7	8	7	7	4	8
Urter og karsporeplanter	27	26	25	25	26	28
Graminider	8	9	8	8	9	9
<i>Karplanter totalt</i>	42	43	40	40	39	45
Bladmoser (unntatt torvmoser)	30	25	26	26	25	35
Torvmoser	4	4	4	4	4	4
Levermoser	25	23	25	22	24	31
<i>Moser totalt</i>	59	52	55	52	53	70
Lav	13	10	9	9	9	17
<i>Kryptogamer totalt</i>	72	62	64	61	62	87
Totalt	114	105	104	101	101	132

Tabell 3.3 Endring i artsantall i 48 vegetasjonsruter á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Bringen naturreservat i Vassfaret fra 1991 til 2014. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall vegetasjonsruter 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 og 0.000 betyr ≤ 0.0005). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 ruter.

	Endring 1991-1996				Endring 1996 - 2001				Endring 2001 - 2006				Endring 2006 - 2014				Endring 1991 - 2014			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Vedaktige	4	26	0,48	0,000	30	2	-0,68	0,000	12	7	-0,15	0,159	16	5	-0,33	0,020	27	3	-0,68	0,000
Urter og karsporeplanter	16	5	-0,35	0,012	6	13	0,15	0,165	20	6	-0,52	0,004	11	9	-0,13	0,450	28	3	-0,85	0,000
Graminider	2	4	0,10	0,236	3	2	-0,02	0,655	9	0	-0,21	0,004	2	5	0,06	0,257	8	4	-0,06	0,439
<i>Karplanter totalt</i>	9	19	0,23	0,172	25	6	-0,56	0,000	24	7	-0,88	0,001	18	7	-0,40	0,050	38	3	-1,60	0,000
Bladmoser u/ torvmoser	18	12	-0,19	0,372	18	9	-0,44	0,058	15	10	-0,15	0,426	22	15	-0,46	0,085	24	9	-1,23	0,002
Torvmoser	0	3	0,06		0	2	0,04		6	2	-0,08	0,157	1	1	0,00		2	3	0,02	0,655
Levermoser	21	10	-0,33	0,121	22	17	-0,46	0,109	11	22	0,29	0,198	31	5	-1,15	0,000	33	7	-1,65	0,000
<i>Moser totalt</i>	24	15	-0,46	0,107	22	18	-0,85	0,083	18	20	0,06	0,907	28	12	-1,60	0,000	34	10	-2,85	0,000
Lav	14	4	-0,21	0,083	6	14	0,15	0,288	8	8	-0,10	0,384	12	5	-0,29	0,030	19	9	-0,46	0,038
<i>Kryptogamer totalt</i>	26	11	-0,67	0,025	22	20	-0,71	0,218	20	20	-0,04	0,919	29	11	-1,90	0,000	35	8	-3,31	0,000
Totalt	23	15	-0,44	0,219	25	15	-1,27	0,017	26	14	-0,92	0,051	30	11	-2,29	0,000	38	7	-4,92	0,000

Både artsantall vedaktige (småplanter av trær og lyngarter), antall levermoser, antall moser totalt, antall lav, antall kryptogamer totalt og totalt antall arter ble signifikant redusert pr rute i siste periode. Antall moser totalt ble redusert med 1,6 art pr rute. Ingen artsgrupper hadde signifikant økning i artsantall i siste periode.

For hele 23-årsperioden var det signifikante reduksjoner i gjennomsnittlig artsantall pr rute for alle artsgrupper unntatt for graminider og torvmoser, mens ingen artsgrupper viste signifikant økning. Det var spesielt sterk reduksjon i artsantall for moser; i gjennomsnitt 2,9 mosearter totalt og 1,7 levermosearter færre pr rute i 2014 enn da overvåkingen startet i 1991. Signifikant økning av artsantall er ikke registrert etter 1996 for noen av artsgruppene i noen periode.

Endring i mengder av enkeltarter i vegetasjonsrutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 3.4** (se **vedlegg 3.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 23-årsperioden 1991-2014. Tilsvarende tester ble også utført på dataene for prosent dekning i rutene (tabell ikke vist her). 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 2006 til 2014 har seks karplantearter (av totalt 25 arter testet), blåbær, hårfrytle, skogfiol, tyttebær samt småplanter av furu og rogn, blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens). Av karplanteartene har bare saueteig og gjøkesyre hatt signifikant økning i smårutefrekvens i den siste perioden.

I hele 23-årsperioden fra 1991 til 2014 har det blitt signifikant mindre av 11 karplantearter (av totalt 28 karplantearter testet), blåbær, fugleteig, gullris, hårfrytle, liljekonvall, skogstjerne, skogstorkenebb, skogsveve, teiebær, tyttebær og småplanter av vanlig bjørk. Bare gjøkesyre og markjordbær økte signifikant i løpet av 23-årsperioden.

I løpet av perioden 2006-2014 har seks bladmosearter, bergsigd, furumose, glansjamnemoser, ribbesigd, rosettmose og sprikelundmose, blitt signifikant redusert i mengde, mens bare strølundmose har økt signifikant. Grantorvmose økte signifikant i siste periode, mens ingen levermoser eller lav økte signifikant. Imidlertid var det blitt signifikant mindre av de fire levermoseartene barkfrynse, grokornflik, gåsefotskjeggmose og skogskjeggmose. Av lavartene ble bare pulverbrunbeger signifikant redusert i siste periode.

I 23-årsperioden har de sju bladmoseartene bergsigd, flakjamnemoser, furumose, glansjamnemoser, lilundmose, ribbesigd og sprikelundmose blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens), mens ingen har økt signifikant. Lyngtorvmose hadde signifikant økning, mens ingen levermoser eller lavarter hadde økt signifikant i løpet av hele perioden fra 1991 til 2014. Det er imidlertid blitt signifikant mindre av 10 levermosearter, barkfrynse, buttflik, grokornflik, grynblonde, gåsefotskjeggmose, lyngskjeggmose, piggrådmose, skogskjeggmose, stubbeblonde og torvflak. Lavene gaffellav og pulverbrunbeger ble også signifikant redusert i løpet av 23-årsperioden.

Mange arter hadde for få forekomster og/eller ruter med endringer til at mengdeendringer mellom analyseår kunne testes statistisk i en eller flere av tidsperiodene. Kun 73 av de totalt 132 artene som har vært registrert i rutene, har hatt endring i smårutefrekvens i 5 eller flere ruter i en eller flere av periodene. De 59 andre artene ble ikke testet (se **vedlegg 3.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1991 til 2013). **Figur 3.2** viser utvikling i totalt antall levermoseforekomster i smårutene (dvs inkludert også arter som ikke er testet statistisk) gjennom hele perioden fra 1991 til 2014. Utviklingen for levermoser følger et mønster som er registrert i de fleste overvåkingsområdene i granskog, men i Bringen er reduksjonen i registrerte levermoseforekomster spesielt stor. Endringer i prosent dekning er analysert for å vise eventuelle store endringer for dominante arter, da smårutefrekvens ikke så lett fanger opp slike endringer.

Både for karplanter og moser var det gjennomgående færre og ikke så sterkt signifikante endringer for prosent dekning av artene, men en moseart, fjærmose (**figur 3.3**) hadde mer enn doblet sin dekning i vegetasjonsrutene fra oppstarten av overvåkingen i 1991 til registreringene i 2014.

Endringer i artssammensetning

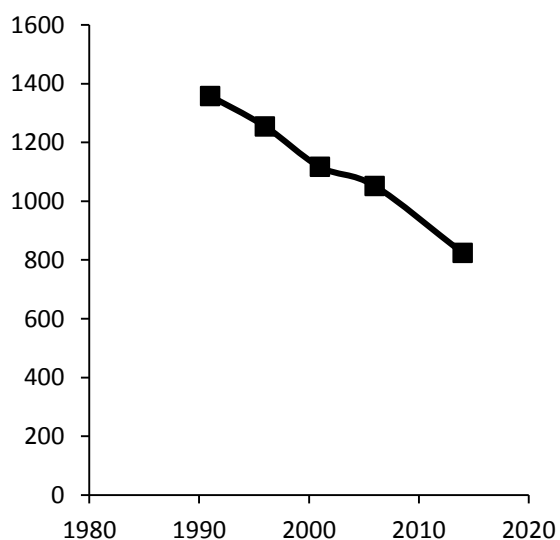
Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1991 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for tolkning av ordinasjonsresultater for hele datasettet (48 ruter i hvert av de 5 analyseårene). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0,65$ for DCA 1 og $\tau > 0,50$ for DCA 2 for alle analyseår; signifikant på nivå $P < 0,0001$).

Tabell 3.4. Endring i mengde for enkeltarter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Bringen naturreservat i Vassfaret i løpet av tre 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 23-årsperioden 1991-2014, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall vegetasjonsruter der arten økte, n-: antall vegetasjonsruter 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 $< 0,0005$). Testen er ikke utført for tidsperioder der en art ikke har endring i minst 5 ruter. Se **vedlegg 3.1.** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

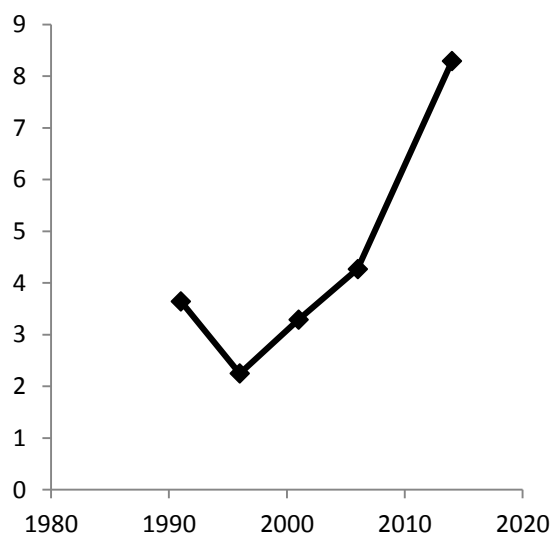
	1991-1996			1996-2001			2001-2006			2006-2014			1991-2014		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Karplanter															
<i>Betula pubescens</i>	6	1	0,059	2	3	1,000	2	0		1	0		6	0	0,020
<i>Picea abies</i>	10	5	0,191	3	8	0,285	7	2	0,189	3	7	0,537	13	7	0,179
<i>Pinus sylvestris</i>	0	35	0,000	35	0	0,000	3	7	0,244	8	0	0,010	0	0	
<i>Sorbus aucuparia</i>	8	10	0,408	15	2	0,002	11	4	0,452	10	3	0,010	19	2	0,000
<i>Vaccinium myrtillus</i>	6	9	0,752	18	3	0,000	8	14	0,088	17	7	0,007	17	4	0,002
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	12	19	0,109	17	10	0,231	17	15	0,500	29	7	0,000	28	3	0,000
<i>Convallaria majalis</i>	2	1		4	2	0,395	4	1	0,129	2	0		6	0	0,026
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	2	1		0	2		1	2		1	7	0,023	2	7	0,188
<i>Fragaria vesca</i>	3	2	0,480	1	4	0,157	0	6	0,026	2	3	0,345	0	5	0,042
<i>Geranium sylvaticum</i>	5	3	0,572	4	2	0,589	6	1	0,228	4	1	0,103	8	1	0,049
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	13	6	0,070	12	7	0,085	13	6	0,081	11	10	0,402	18	6	0,009
<i>Hieracium sylvatica</i> agg.	6	4	0,534	8	0	0,011	6	3	0,675	7	2	0,136	9	1	0,041
<i>Linnea borealis</i>	10	14	0,208	20	11	0,318	17	17	0,716	19	11	0,056	20	14	0,619
<i>Listera cordata</i>	9	1	0,012	2	4	0,168	7	2	0,130	2	6	0,615	8	2	0,090
<i>Lycopodium annotinum</i>	7	4	0,228	8	2	0,112	4	4	0,669	3	6	0,551	8	4	0,091
<i>Maianthemum bifolium</i>	10	10	0,543	10	11	0,944	14	9	0,102	11	12	0,240	15	10	0,686
<i>Melampyrum pratense</i>	2	1		0	4		4	3	0,443	4	1	0,276	2	1	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	3	2	0,685	2	4	0,246	6	1	0,041	1	2		5	1	0,340
<i>Oxalis acetosella</i>	8	1	0,061	1	9	0,013	6	7	0,594	3	11	0,010	3	12	0,034
<i>Ramischia secunda</i>	7	5	0,937	2	5	0,438	3	6	0,760	8	5	0,275	8	8	0,620
<i>Rubus saxatilis</i>	7	1	0,084	4	3	0,347	5	4	0,512	6	1	0,121	10	0	0,005
<i>Solidago virgaurea</i>	11	4	0,322	12	5	0,348	13	2	0,002	7	6	0,972	15	4	0,001
<i>Trientalis europaea</i>	12	9	0,972	13	5	0,018	15	4	0,006	7	5	0,394	17	2	0,001
<i>Veronica officinalis</i>	2	0		2	0		0	0		0	2		3	2	0,787
<i>Viola riviniana</i>	4	2	0,163	2	4	0,168	2	3	0,891	5	0	0,042	5	2	0,121
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	2	3	0,496	4	0		3	2	0,786	2	0		5	1	0,072
<i>Carex digitata</i>	4	2	0,340	2	3	0,581	2	5	0,389	3	2	0,787	3	3	0,832
<i>Avenella flexuosa</i>	9	6	0,508	8	6	0,505	10	3	0,079	6	8	0,485	9	8	0,331
<i>Luzula pilosa</i>	4	9	0,339	3	7	0,304	7	6	0,526	13	1	0,003	11	3	0,032
<i>Melica nutans</i>	5	2	0,121	1	4	0,129	4	3	0,932	4	2	0,598	3	4	0,932
Bladmoser (minus torvmoser)															
<i>Brachythecium reflexum</i>	9	7	0,834	4	6	0,878	9	7	0,434	12	3	0,005	12	3	0,010
<i>Brachythecium salebrosum</i>	5	2	0,483	5	0	0,043	4	1	0,131	2	2		8	1	0,013
<i>Brachythecium starkei</i>	5	1	0,103	6	0	0,074	0	3		1	7	0,023	5	3	0,207
<i>Dicranum fuscescens</i>	14	12	0,453	12	14	0,969	14	8	0,373	16	5	0,025	16	6	0,014
<i>Dicranum majus</i>	4	8	0,176	9	7	0,915	3	10	0,059	12	6	0,321	7	11	0,090
<i>Dicranum scoparium</i>	24	11	0,002	18	19	0,170	24	10	0,008	30	9	0,000	34	8	0,000
<i>Hylocomium splendens</i>	8	10	0,692	7	12	0,300	6	11	0,251	15	8	0,213	17	14	0,701
<i>Hylocomium umbratum</i>	1	2		2	1		3	2	0,221	3	1		3	1	
<i>Mnium spinosum</i>	0	3		5	2	0,105	1	5	0,167	5	2	0,119	4	3	0,799
<i>Mnium stellare</i>	1	5	0,242	5	0	0,039	2	0		1	3		3	1	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	6	12	0,293	20	3	0,000	9	2	0,061	6	6	0,773	19	3	0,000
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	14	11	0,901	16	11	0,103	15	14	0,868	20	4	0,000	20	5	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	17	11	0,498	19	7	0,038	8	17	0,022	21	9	0,005	25	11	0,006
<i>Polytrichum commune</i>	1	3	0,713	3	1		4	3	0,435	3	1		5	2	0,229
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	4	4	0,435	4	5	0,546	5	5	0,832	3	5	0,271	3	3	0,916
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	3	0		2	2		3	2	0,336	2	1		5	1	0,059

Tab. 3.4. Fortsetter.

	1991-1996			1996-2001			2001-2006			2006-2014			1991-2014		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Bladmoseer forts.															
<i>Rhodobryum roseum</i>	6	6	0,750	5	4	0,856	4	4	0,723	9	2	0,009	10	4	0,060
<i>Sanionia uncinata</i>	3	1		4	0		0	2		2	2		4	1	0,157
Torvmoseer															
<i>Sphagnum angustifolium</i>	6	0	0,023	2	3	0,786	1	5	0,059	4	2	0,236	2	3	0,787
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	2	1		1	4	0,336	6	0	0,027	0	5	0,041	3	4	0,351
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	0	3		2	1		0	4		0	4		0	6	0,027
<i>Sphagnum russowii</i>	1	5	0,115	4	4	0,526	5	4	0,550	5	1	0,139	3	3	0,750
Levermoseer															
<i>Barbilophozia attenuata</i>	2	5	0,206	4	2	0,414	3	4	1,000	5	2	0,483	4	3	0,731
<i>Barbilophozia barbata</i>	10	3	0,170	8	4	0,216	6	11	0,564	13	4	0,008	14	2	0,002
<i>Barbilophozia floerkei</i>	3	6	0,672	6	2	0,231	3	4	1,000	6	1	0,188	6	0	0,027
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	16	13	0,521	16	8	0,287	21	9	0,027	26	5	0,000	31	4	0,000
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	4	7	0,526	11	2	0,015	5	6	0,963	7	2	0,107	10	3	0,022
<i>Calypogeia integristipula</i>	3	4	0,726	6	4	0,627	2	5	0,429	3	7	0,491	3	7	0,099
<i>Calypogeia neesiana</i>	3	0	0,103	2	1		1	1		1	0		5	0	0,041
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	2	0		1	0		0	4		3	2	0,680	2	1	
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	5	4	0,719	6	6	0,841	2	7	0,361	7	4	0,418	7	4	1,000
<i>Cephalozia pleniceps</i>	4	3	0,233	2	6	0,155	6	0	0,023	2	2		3	0	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	11	11	0,974	15	7	0,140	13	10	0,336	17	6	0,062	20	3	0,000
<i>Lophocolea minor</i>	1	5	0,071	7	0	0,016	0	4		4	1	0,098	5	0	0,034
<i>Lophozia longidens</i>	1	4	0,739	3	3	0,276	2	1		1	1		2	1	
<i>Lophozia obtusa</i>	16	7	0,062	14	10	0,372	11	8	0,490	9	7	0,754	17	3	0,002
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	13	8	0,059	12	6	0,078	10	9	0,724	15	6	0,040	17	6	0,009
<i>Ptilidium ciliare</i>	10	9	0,348	8	11	0,052	12	7	0,522	10	6	0,230	11	7	0,293
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	13	4	0,055	6	6	0,747	5	4	0,764	5	0	0,042	16	0	0,000
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	5	6	0,651	5	4	0,541	4	4	0,773	4	2	0,167	8	3	0,420
Lav															
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	8	4	0,570	6	9	0,643	7	3	0,131	12	1	0,003	13	6	0,020
<i>Cladonia furcata</i>	4	2	0,518	5	3	0,272	6	0	0,020	3	2	0,655	9	2	0,026
<i>Cladonia rangiferina</i>	0	4		5	1	0,238	4	1	0,129	2	2		4	0	



Figur 3.2 Utvikling i totalt antall småruteforekomster av levermoser registrert i 23-årsperioden fra 1991 til 2014.



Figur 3.3 Utvikling i gjennomsnittlig % dekning av fjærmose i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden fra 1991 til 2014

DCA 1 er i hovedsak tolket som respons på variasjon i helning, pH, innhold av næringsstoffer i jorda (for Bringen i hovedsak nitrogen og magnesium) og innhold av organisk materiale i jorda: fra voksesteder med liten helning, lav pH og lite innhold av næringsstoffer i jorda, men høyt innhold av organisk materiale, til brattere voksesteder med høyere pH og innhold av næringsstoffer i jorda, men mindre innhold av organisk materiale. DCA 2 er tolket som respons på jordfuktighet, eksposisjon og tretetthet: fra fuktige på mer ugunstige eksposisjoner i åpen skog, til tørrere voksesteder med gunstige eksposisjon og høyere tretetthet (se 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 2006 til 2014 ble det registrert signifikante endringer langs begge DCA-aksene 1 og 2 (**tabell 3.5**). For den rike delen av DCA 1 ble det registrert en signifikant forflytning av vegetasjonsrutene i retning av artssammensetning typisk for voksesteder med høyere pH og innhold av næringsstoffer i jorda, mens det både for den fattige og rike delen av DCA2 ble registrert signifikant forflytning av vegetasjonsrutene i retning av artssammensetning typisk for fuktigere voksesteder i mer åpen skog og på mer ugunstige eksposisjoner.

For 23-årsperioden ble det for den fattige delen av DCA 1 registrert en signifikant forflytning av vegetasjonsrutene i retning artssammensetning typisk for voksesteder med mindre helning, lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda og mer organisk materiale. For DCA 2 ble det registrert signifikante endringer som i perioden fra 2006 til 2014, både for den fattige og rike delen av aksene, i retning av artssammensetning typisk for fuktigere voksesteder i mer åpen skog og på mer ugunstige eksposisjoner.

Tabell 3.5 Forflytning av vegetasjonsruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Bringen naturreservat i Vassfaret i perioden 1991-2014 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 48 vegetasjonsruter for fem analysetidspunkter]. Wilcoxon-test er gjort separat for «fattige» og «rikere» vegetasjonsruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland 2004a,b)]. *n*- og *n*+ er antall vegetasjonsruter med henholdsvis lavere og høyere vegetasjonsruteskår 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 ettutvalgs-test, *P*<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr < 0,0005).

DCA-akse	n	Forflytning 1991-1996			Forflytning 1996-2001			Forflytning 2001-2006			Forflytning 2006-2014			Forflytning 1991-2014		
		n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 «fattig» del	30	18	12	0,593	21	9	0,049	23	7	0,002	12	18	0,926	21	9	0,014
DCA 1 «rik» del	18	16	2	0,005	8	10	0,879	8	10	0,777	4	14	0,002	4	14	0,157
DCA 2 «fattig» del	30	18	12	0,199	12	18	0,383	15	15	0,992	26	4	0,000	21	9	0,002
DCA 2 «rik» del	18	10	8	0,472	12	6	0,043	9	9	0,983	15	3	0,002	16	2	0,002

3.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Bringen

Vegetasjonsutviklingen i Bringen naturreservat i Vassfaret har tidligere vært rapportert til og med 3. omløp. Se T. Økland et al. (2001, 2004a,b) for diskusjon av endringer 1991-1996 og T. Økland et al. (2004b) for 1996-2001 og for tiårsperioden 1990-2000.

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2006 til 2014 og for hele 23-årsperioden:

- Totalt antall arter registrert i rutene i 2014 var det samme som i 2006, men i forhold til utgangspunktet i 1991 var det blitt 13 færre arter; 114 arter i 1991 og 101 arter i 2014.
- I 23-årsperioden 1991 til 2014 har det totalt for alle rutene blitt registrert tre færre karplanter, seks færre mosearter og fire færre lavarter.

- Totalt artsantall pr 1 m² rute (artstetthet) var signifikant lavere i 2014 enn i 2006; i gjennomsnitt 2,3 arter færre pr rute. Reduksjonen i totalt artsantall pr rute skyldes først og fremst reduksjonen for kryptogamer. Både levermoser, totalt antall mosearter og lavararter hadde signifikant lavere artsantall pr rute i 2014 enn i 2006. Vedaktige arter (dvergbusker og småplanter av trær) ble også signifikant redusert i løpet av siste periode.
- I 23-årsperioden er totalt antall arter pr rute signifikant og sterkt redusert, i gjennomsnitt -4,9 arter i 2014 i forhold til utgangspunktet i 1991!
- Med unntak av graminider og torvmoser ble det signifikant færre arter pr rute i 23-årsperioden for alle artsgrupper, mens ingen artsgrupper økte signifikant. Størst reduksjon var det i totalt antall mosearter pr rute, med -2,9 arter, og av mosegruppene hadde levermoser den største reduksjonen, med -1,7 arter pr rute.
- I siste periode fra 2006 til 2014 er det blitt signifikant mindre av seks karplantearter; målt som smårutefrekvens i rutene (inkludert småplanter av furu, som naturlig varierer mye over tid, og rogn), mens bare to arter økte signifikant i mengde. Blåbær og tyttebær ble redusert, både målt som smårutefrekvens og prosent dekning i ruta siste periode, mens gjøkesyre økte for begge mengdemål.
- Det er i siste periode blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens i rutene) av ti mosearter og én lavart, mens bare to mosearter økte signifikant. Fjærmose, en stor og vanlig skogsmose, hadde signifikant og stor økning målt i prosent dekning i rutene (se **figur 3.3**).
- I 23-årsperioden fra 1991 til 2014 har 11 karplantearter, 17 mosearter og 2 lavararter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens). Av moseartene var det 10 levermosearter det var blitt mindre av. Bare to karplanter, markjordbær og gjøkesyre, og en moseart, lyngtorvmose, økte signifikant i smårutefrekvens. Fjærmose var den eneste arten som økte signifikant i mengde målt som prosent dekning (se **figur 3.3**).
- Det er også signifikante endringer i artssammensetning, både i perioden fra 2006 til 2014 og i hele 23-årsperioden. Endringene langs den viktigste gradienten i 23-årsperioden er i retning av artssammensetning typisk for litt mer næringsfattige steder for den mest næringsfattige delen av gradienten, mens det både for den fattige og rike delen er endring i retning av mer åpne, fuktige voksesteder på mindre gunstige eksposisjoner.
- Endringene for karplantene i artsmangfold og artsmengder har trolig flere årsaker. Det var få spor etter beitepåvirkning og smågnagere. Det er imidlertid sannsynlig at samvirkende effekter av blant annet tresjiktstruktur, klima og endringer næringsforhold samt interaksjoner med endringene i bunnsjiktet (spesielt fortetting i bunnsjiktet), har medvirket til redusert artsantall og mengdereduksjon for mange karplanter. Fortetting i tresjiktet kan også ha hatt betydning, men endringene i artssammensetning går i retning av mer åpen skog og næringsfattige steder. Allerede i 1991 var granskogen i Bringen gammel og bar i liten grad preg av pågående suksesjoner. Som beskrevet over ble den betegnet som stedvis «urskogsnær» i en rapport fra 1995. Nye undersøkelser av tresjikt, humuskjemi m.m. vil kunne bidra til å forklare endringene for karplanter.
- Som i mange andre av TOV granskogsområdene er den vidt utbredte småbregnen fugletelg i tydelig tilbakegang i rutene, også i Bringen. Blåbær og tyttebær er også i tydelig tilbakegang i rutene i Bringen. Blåbær og fugletelg er begge utsatt for soppangrep, men vi vet foreløpig ikke i hvilken grad dette har bidratt til mengdereduksjonen for disse artene.
- Endringene i bunnsjiktet, både for artsmangfold og artsmengder, passer inn i et mønster som er registrert i mange overvåkingsområder de siste årene. Det blir mindre av mange små moser (både levermoser og små bladmoser), mens det blir mer av enkelte store moser (se **figur 3.3**). Trolig har temperaturøkningen i forhold til normalen, og dermed økningen i vekstsesongens

lengde for mosene, også i Bringen ført til at de små mosene blir utkonkurrert av enkelte store moser om plass. Spesielt har høsttemperaturen etter ca. 1995 (med unntak av enkelte år) vært gunstig for store moser, og for Bringen sin del har dette ført til en sterk økning for fjærmose. Mengdereduksjon av blåbær og tyttebær kan også ha bidratt til økningen av enkelte store moser.

- Vegetasjonsendringene i Bringen i 23-årsperioden er betydelige. Reduksjonen i totalt arts-mangfold pr flate er stor, nesten fem arter i gjennomsnitt pr flate, og større enn i noen av de andre TOV granskogsområdene. Det er sannsynlig at en del av disse endringene er relatert til klimautviklingen, men det trengs supplerende undersøkelser og forskning for å klargjøre årsakssammenhenger.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Bringen i 1991 - 2014

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene (1 m²) i Bringen naturreservat i Vassfaret i 1991, 1996, 2001, 2006 og/eller 2014.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmoser (unntatt torvmoser)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Bartramia ithyphylla</i>	Stivkulemose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Bartramia pomiformis</i>	Eplekulemose
<i>Populus tremula</i>	Osp	<i>Brachythecium populeum</i>	Ospelundmose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling	<i>Brachythecium rutabulum</i>	Storlundmose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose
Urter og karsporeplanter		<i>Bryum</i> sp.	Vrangmose
<i>Aconitum lycoctonum</i>	Tyrihjel	<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
<i>Actea spicata</i>	Trollbær	<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogbukkne	<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Isopterygiopsis pulchella</i>	Skåreblankmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
<i>Hieracium Sylvatica-gr.</i>	Skogsveve	<i>Mnium stellare</i>	Stjernetornemose
<i>Hieracium Vulgata-gr.</i>	Beitesveve	<i>Oxystegus tenuirostris</i>	Kaursvamose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose
<i>Listera cordata</i>	Småtteblad	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammemose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Plagiothecium latebricola</i>	Orejammemose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Plagiothecium succulentum</i> agg.	Pløsjammemose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	Fjærkransmose
<i>Thelypteris phegopteris</i>	Hengeving	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	Torvmoser	
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
Grassaktige planter		<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrørkvein	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	Levermoser	
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser
<i>Milium effusum</i>	Myskegress	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser
<i>Poa nemoralis</i>	Lundrapp	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
		<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose

Vedlegg 3.1 (forts.)

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Levermoser (forts.)		Lav	
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak	<i>Cetraria pinastri</i>	Gullroselav
<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Calypogeia sphagnicola</i>	Sveltflak	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose	<i>Cladonia coccifera</i>	Grynrdødbeger
<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	Sveltglefsemose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose	<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl
<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Geocalyx graveolens</i>	Kløftmose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i>	Hjulsleivmose	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde	<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav
<i>Lophocolea minor</i>	Grynblonde	<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav
<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik	<i>Peltigera degenii</i>	Blank bikkjenever
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	<i>Peltigera membranacea</i>	Hinnenever
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	<i>Peltigera polydactyla</i> agg.	Fingernever
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik		
<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose		
<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose		
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse		
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse		
<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose		
<i>Radula complanata</i>	Krinsflatmose		
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann		

4 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere er sentrale i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer. De har en nøkkelfunksjon spesielt i høyfjellsøkosystemer der smågnagernes forekomst har stor betydning for rovdyr og andre byttedyrs bestandsdynamikk, så vel som for plantedekkets utvikling. Smågnagernes store bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å skille menneskeskapte fra naturlige endringer i økosystemene. 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 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 2014 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 og observasjoner av smågnagere i ulike deler av landet.

4.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn (Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell) og et mer omfattende opplegg 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 det fanges kun om høsten (september-oktober).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (vurdert ved ytre og indre karaktertrekk). 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. I Lund var det lauvfall under fangsten i 2014, noe som kan ha redusert fangsteffektiviteten noe. I Gutulia, Dividalen og i mindre grad i Børgefjell var mange feller slått av uten fangst (spesielt siste fangstdøgn i Dividalen), noe som trolig skyldtes mye tamrein i området. Tre lemen fanget i Dividalen ble ved en inkurie ikke sendt inn til bearbeiding. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene. For en del av fangststasjonene ble oppmerkingen frisket opp.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2014 framgår av **tabell 4.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller.

Norske og vitenskapelige navn på artene følger Artsdatabankens offisielle navneliste for pattedyr (Syvertsen et al. 2010).

4.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2014 framgår av **tabell 4.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i overvåkingsperioden er vist i **figur 4.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 4.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 4.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble fanget sju småskogmus og 18 klatremus, som alle ble vurdert som reproduktivt inaktive. Mens de fleste småskogmusene var forholdsvis små (<25 g), var et par av klatremusene større (ca 30 g). Fangstene viser ytterligere oppgang for klatremus fra 2013 til en lav topp i 2014.

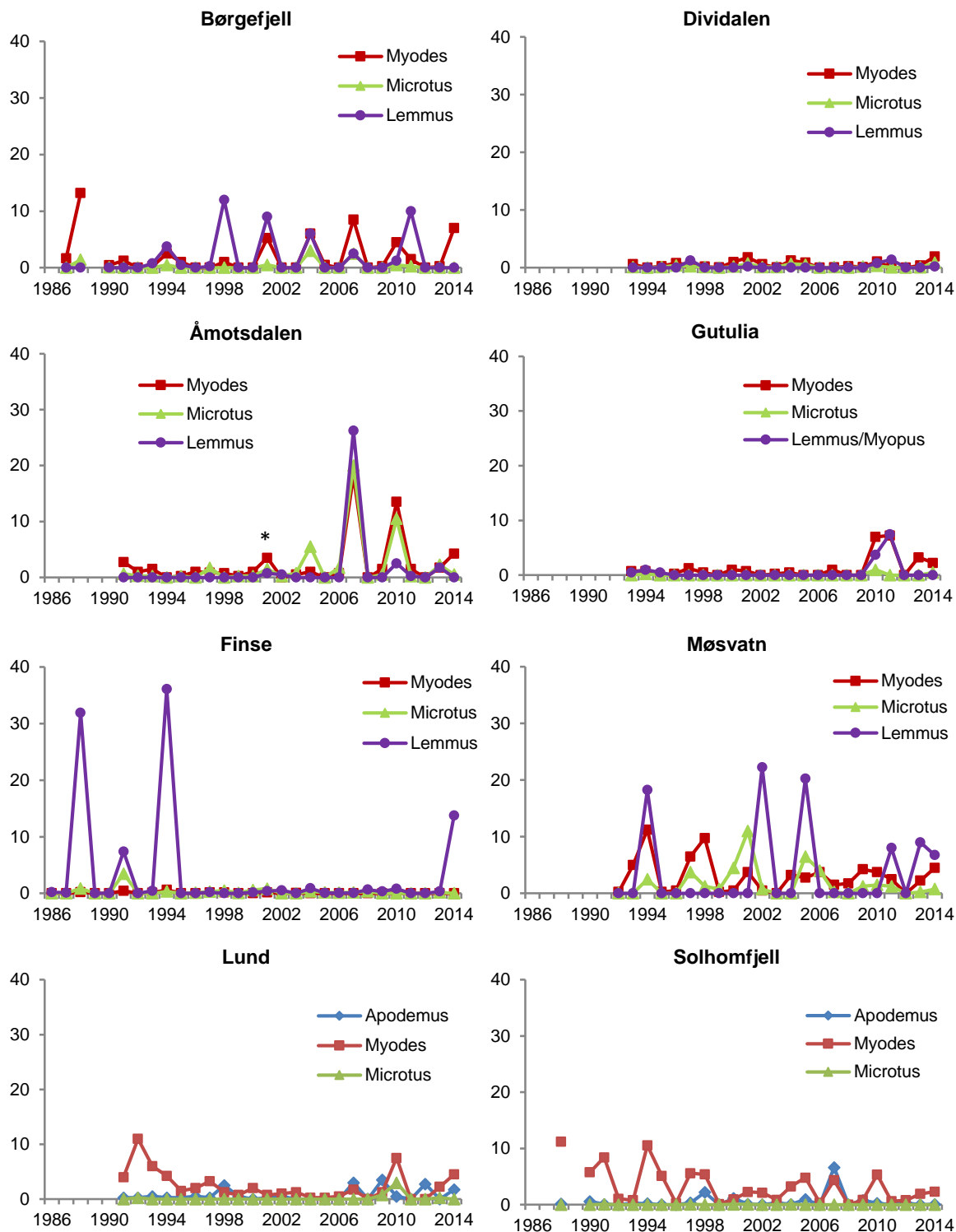
Solhomfjell: Det ble fanget én småskogmus, 35 klatremus og én krattspissmus. Alle småskogmus og klatremus ble vurdert som reproduktivt inaktive, og de fleste var små (<25 g), men to av klatremushunnene veide ca 30 g. Fangstene tyder på omtrent samme bestandsnivå for klatremus som i 2013.

Møsvatn: Det ble fanget 18 klatremus, hvorav én hunn og to hanner ble vurdert som reproduktivt aktive. De øvrige var små (<20 g) og inaktive. Det ble også fanget 27 lemen, hvorav tre hunner og fem hanner ble vurdert som reproduktivt aktive. De fleste lemene var nokså små til middels store (25-50 g), men én hann veide 70 g. To middels store markmushunner, hvorav én gravid (kullstørrelse 5), én reproduktivt aktiv fjellmarkmushann, samt tre krattspissmus ble også fanget. Fangstene tyder på en liten nedgang og middels bestandsnivå for lemen og en svak oppgang til en lav topp for klatremus.

Tabell 4.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnstans og totalt antall fangster av småpattedyr i TOV i 2014. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt).

Langelandsregionen (Langelandsregionen per fiske (fiske) (
--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

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



Figur 4.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (delfigur Børgefjell) 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 (rødmus kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 4.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Småskogmus (AS)					
Lund	okt 14	4		3	
Solhomfjell	okt 14			1	
Klatremus (MG)					
Lund	okt 14	10		8	
Solhomfjell	okt 14	17		18	
Møsvatn	sep 14	10	1	5	1
Gutulia	sep 14	5		4	
Åmotsdalen	sep 14	4	1	1	
Børgefjell	sep 14	5	1	8	
Gråsidemus (MR)					
Åmotsdalen	sep 14	1	1	6	3
Børgefjell	sep 14	5		7	2
Dividalen	sep 14	2		4	3
Rødmus (MRut)					
Dividalen	sep 14	10		9	1
Markmus (MA)					
Møsvatn	sep 14			1	1
Gutulia	sep 14	2			
Åmotsdalen	sep 14	1			
Dividalen	sep 14	5		6	1
Fjellmarkmus (MO)					
Møsvatn	sep 14		1		
Åmotsdalen	sep 14				1
Dividalen	sep 14			1	
Lemen (LL)					
Møsvatn	sep 14	9	5	10	3

Finse: Det ble fanget 13 lemen i juni, hvorav fire hunner og ni hanner. Alle unntatt én hunn og én hann var store (≥ 60 g) og reproduktivt aktive. I september ble det fanget 164 lemen, hvorav 69 hunner og 95 hanner. Knappt 60% av begge kjønn var reproduktivt aktive, og drøyt 70% veide minst 40 g. Fangstene viser en klar oppgang fra 2013 til en betydelig bestandstopp for lemen, den første registrerte store toppen siden 1994.

Gutulia: Det ble fanget ni klatremus, hvorav de fleste var små (< 20 g) og alle ble vurdert som reproduktivt inaktive. Det ble også fanget to inaktive markmushanner og én spissmus. Fangstene tyder på nedgang fra en lav bestandstopp for klatremus i 2013.

Åmotsdalen: Det ble fanget seks klatremus og 11 gråsidemus, hvorav én klatremus hann, én gråsidemus hann og tre gråsidemus hunner var forholdsvis store (> 30 g) og ble vurdert som reproduktivt aktive. To av gråsidemushunnene var gravide (kullstørrelse ni og sju). Det ble også fanget én markmus (liten umoden hann) og én fjellmarkmus (gravid hunn, kullstørrelse 4). Fangstene tyder på en svak oppgang til lavt bestandsnivå for klatremus og gråsidemus, men nedgang for markmus og lemen.

Børgefjell: Det ble fanget 14 klatremus og 14 gråsidemus, hvorav én klatremus hann og to gråsidemus hunner ble vurdert som reproduktivt aktive (en av disse var gravid, kullstørrelse 7). De fleste klatremusene var små (< 25 g), men tre av gråsidemushunnene veide > 35 g. Fangstene tyder på en klar bestandstopp for klatremus og gråsidemus i området.

Dividalen: Det ble fanget ni gråsidemus, 20 rødmus, samt 12 markmus, én fjellmarkmus og tre lemen. Av disse ble tre hunner av gråsidemus, én rødmushunn og én markmushunn vurdert som reproduktivt aktive. Flere av hunnene var forholdsvis store (over 30 g, 40 g og 50 g for hhv rødmus, gråsidemus og markmus). Fangstene tyder på en lav topp for bestandene av smågnagere i området.

Tabell 4.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
Småskogmus (AS)	<20g	20-24g	25-29g	≥30g	<20g	20-24g	25-29g	≥30g
Lund	3	1			2	1		
Solhomfjell					1			
Klatremus (MG)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Lund		9	1			7	1	
Solhomfjell	6	11			9	8	1	
Møsvatn	9	2			5		1	
Gutulia	4	1			4			
Åmotsdalen	2	2	1		1			
Børgefjell	3	3			6	2		
Gråsidemus (MR)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Åmotsdalen		1	1		3	2	2	2
Børgefjell	3	1	1		2	3	3	1
Dividalen			2			2	2	3
Rødmsus (MRut)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Dividalen	5	5			2	6	2	
Markmus (MA)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn						2		
Gutulia	1	1						
Åmotsdalen	1							
Dividalen		4	1			1	4	2
Fjellmarkmus (MO)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn			1					
Åmotsdalen							1	
Dividalen					1			
Lemen (LL)	<25g	25-39g	40-59g	≥60g	<25g	25-39g	40-59g	≥60g
Møsvatn	1	7	5	1		9	4	

4.3 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). Flere (bl.a. Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011, Cornulier et al. 2013) har imidlertid dokumentert nedgang og dels kollaps i smågnagerbestandene. 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 4.1**). På Finse har det vært en lang periode (1995-2013) uten betydelige bestandstopper, men i 2014 var det igjen en middels høy bestandstopp. Andre områder på Hardangervidda (bl.a. Møsvatn og Haukeli) har imidlertid hatt flere bestandstopper i denne perioden. For området i Dividalen har vi ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden selv om fangstene viser nokså regelmessige fluktuasjoner med små toppler med ca 4-5 års mellomrom. 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.

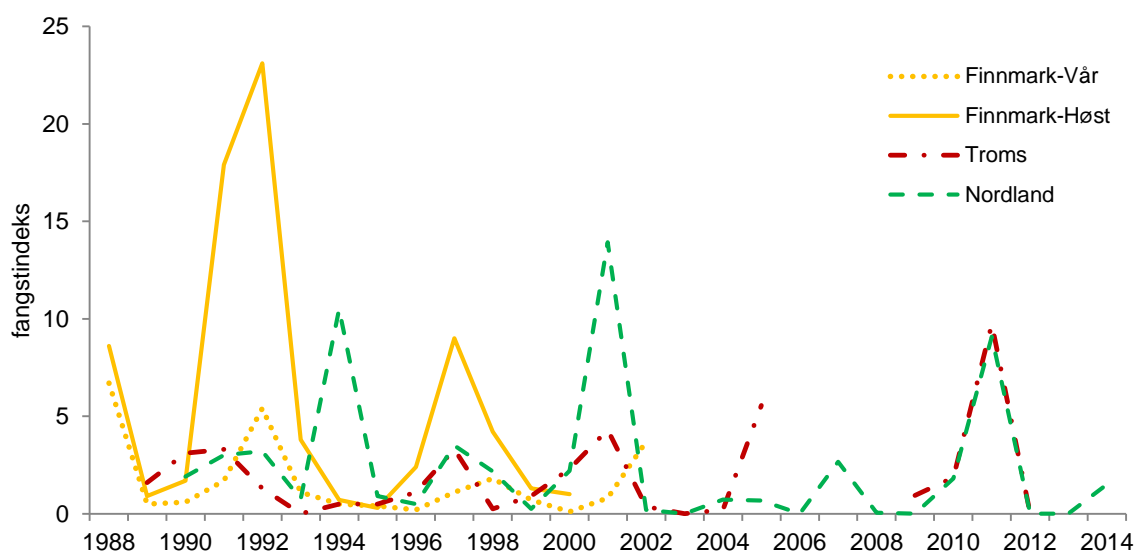
Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 4.1, tabell 4.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 4.2, tabell 4.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet 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, 2010/2011 og 2014, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011 og 2014.

- Sør-Norge øst for Gudbrandsdalen, nord for Jotunheimen, til Trondheimsfjorden: Det var toppår for smågnagere i 1991, 1994, 1997/1998, 2003/2004, 2007, 2010/2011 og 2013/2014, med bestandstopper av lemen i 2007, 2010/2011, og dels/stedvis i 2014. 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, 2010/2011 og dels i 2014, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007, 2010/2011 og 2014. Større bestandstopper av lemen er kun registrert i 2007 og 2011, med særlig stor utbredelse i 2011.

Tabell 4.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordbo-reale/lavaltpine 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	klattremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 2013/2014	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009, 2014
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v, 2014	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v
Gutulia	1994, 2010/ 2011	2010/2011 , 2013
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010, 2013	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010, 2013/2014
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010, 2014
Dividalen	1997, 2011	(1993), 1996, 2001, 2004, 2010, 2014



Figur 4.2 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. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 foreløpig utilgjengelige.

Tabell 4.5 Bestandstopper av smågnagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen og/eller skoglemen. Merk at angitte bestandstopper er basert på tilgjengelig informasjon. Manglende tilgang på informasjon for ulike tidsperioder vil medføre at toppår ikke er registrert.

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 4.2), 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
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 4.2)
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, 2011	Statskogs fangstdata (figur 4.2)
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		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grødalen, MR?	2007, 2010, 2014	NE Eide, pers.medd.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010,	NE Eide, pers.medd.
Rondane, Op/He	2014	K Skogen, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010, 2013	V Selås, pers.medd.
Vang, Op	2014	M Greaker, pers.medd.
Gutulia		
Finstad, Tynset, He	2014	V Bakkestuen
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/le-menvandring-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, 2013, 2014	J Rolstad, P Wegge, pers.medd.
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA Ims, pers.medd.
Hardangervidda Ø, Dagali, Hol, Bu	2014	Egne obs.
Trillemarka, Bu	2014	M Evju pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd., NE Eide pers.medd.
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukeliffjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997, 2010/11, 2014	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014	V Selås, pers.medd.

5 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 nordboreale 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 særligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste for arter 2010 (Kålås et al. 2010).

5.1 Metoder

I 2014 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn.

Fra og med 2013 har Rovdata tatt over ansvaret for innsamlingen av data for kongeørn. Dette medfører at antall inkluderte kongeørnterritorier (innenfor ca 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet) er økt til 15 for alle TOV-områdene, og det er gjort noen mindre justeringer for hvilke territorier som inkluderes. Videre vil det etter plan også bli etablert slik overvåking for Dividalsområdet (trolig data tilgjengelige fra 2015). 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). For jaktfalk er det som tidligere inkludert 10-15 territorier innenfor ca 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet for de 3 områdene der slik overvåking er inkludert.

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

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium har hatt minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august - 15. september

der man under gunstige værforhold ser etter ut-flydde unger (for kongeørn se Nordisk metode-manual, Ekenstedt et al. 2006 og feltinstruks fra Rovdata¹). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten.

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

5.2 Resultater

Børgefjell

I 2014 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 13 av de 15 territorier som nå overvåkes i Børgefjell. Det var egglegging og ruging i 7 av territoriene. Det ble klekt fram unge i 6 av dem, og det ble totalt produsert 7 unger. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 3 av de 10 undersøkte territoriene, og det ble fra disse produsert 6 unger.

Åmotsdalen

I 2014 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritorier som nå inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av territoriene. For to av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden og for ett reir døde ungen før den nådde 50 dagers alder. De tre siste produserte en unge hver. For jaktfalk ble det i 2014 observert voksne fugler i 4 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i alle disse, og det ble her produsert til sammen 12 unger.

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 14 aktuelle kongeørnterritoriene i 2014. Det ble registrert egglegging/ruging i 3 av disse territoriene, og det ble her til sammen produsert 4 flyvedyktige unger.

Møsvatn

I 2014 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 kongeørnterritorier som fra 2013 er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av territoriene. For ett av disse territoriene døde ungen før den nådde 50 dagers alder, mens det ble produsert 7 unge fra de øvrige 5 territoriene. For jaktfalk ble det i 2014 observert voksne fugler ved 10 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging for 4 av disse, og det ble her produsert 9 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2014 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 territoriene som nå er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 9 av territoriene, og det ble her produsert totalt 10 unger.

Solhomfjell

I 2014 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 13 av de 15 kongeørnterritoriene som nå inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 5 av territoriene, og det ble her produsert totalt 4 unger.

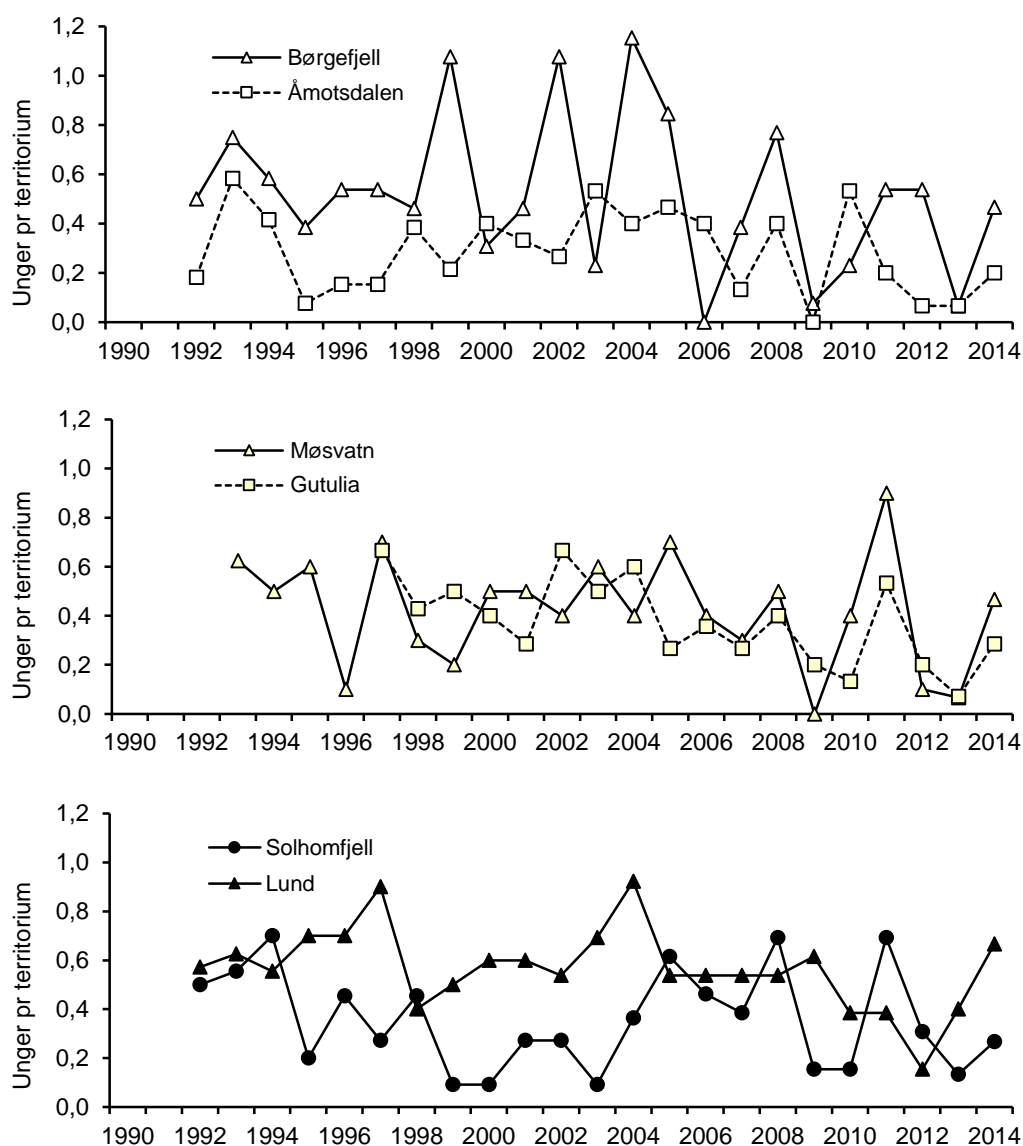
¹

http://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/A_intensiv%20overv%C3%A5king%20av%20konge%C3%B8rn_09032015.pdf

5.3 Diskusjon

For indikatorarten kongeørn 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.

For kongeørn var det i 2014 bedre ungeproduksjon enn i 2013 for alle de 6 inkluderte TOV-områdene. Produksjonen var noe over middels for perioden 1992-2013 for Lund og Møsvatn, omtrent som middels for Børgefjell og noe lavere enn middels for Solhomfjell, Gutulia og Åmotsdalsområdet. Samlet for alle områdene var ungeproduksjonen like under middels for perioden 1992-2013. Tidsserien for kongeørn (1993-2014) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,57 unger pr territorium \pm 0,17 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,52 \pm 0,32 SD), Møsvatn (0,42 \pm 0,23 SD), Gutulia (1997-2014, 0,38 \pm 0,18 SD), Solhomfjell (0,35 \pm 0,20 SD), og Åmotsdalsområdet (0,29 \pm 0,17 SD) (**figur 5.1**).



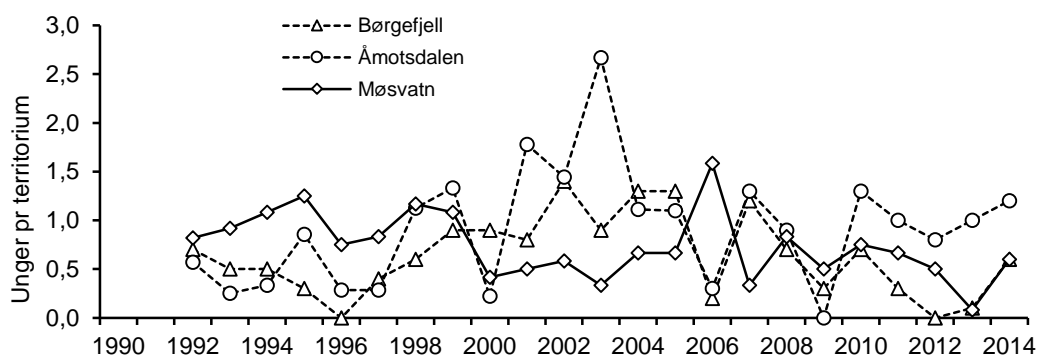
Figur 5.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992-2014.

For jaktfalk var det i 2014 bedre produksjon enn i 2013 for alle de 3 inkluderte områdene, og produksjonen var noe over middels for perioden 1992-2013 for Åmotsdals-området, omtrent som middels for Børgefjell og litt under middels for Møsvatn-området (**figur 5.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2014. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1992-2014, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (gjennomsnittlig 0,92 unger pr territorium, $\pm 0,61$ SD) etterfulgt av Møsvatn ($0,74 \pm 0,31$ SD) og Børgefjell ($0,63 \pm 0,41$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet, samt for perioden 2011-2013.

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 nordboreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet Gutulia og Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn 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 entydige tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. For den aktuelle 23-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert produksjon for kongeørn i TOV områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992-2014, $r = -0,46$, $p < 0,05$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2014, $r = -0,63$, $p < 0,01$) og Lund (1992-2014, $r = -0,42$, $p < 0,05$). For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 23-årsperioden mer variert med nedgang i Møsvatn (1992-2014, $r = -0,52$, $p = 0,01$), men med mindre tydelige langtidstrender i Børgefjell- og Åmotsdalsområdet der det var flere år med god produksjon i perioden 2001 til 2005.

Den informasjonen vi har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2014, gir forventninger om relativt gode forhold for ungeproduksjon i 2015 både for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.



Figur 5.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992-2014.

6 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i 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 ca 80 000 og 290 000 liryper i Norge, se <http://www.ssb.no/srjakt>.

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* (Herredsevela & 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 for forekomster av smågnagere (Stenseth et al. 2002).

6.1 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 utføre 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 til 5. september. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås et al. (1991).

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km²): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Beregning av tetthet er basert 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 distansemetoden (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt ikke å gjøre det siden denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadmessige forhold for gjennomføring av takseringer 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 > 10 observasjonssituasjoner av lirype, og vi lager ikke produksjonsestimater dersom antall observasjonssituasjoner er < 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 liryppetetthetene 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) 15-17 august, og i Høgskaret (linje IV og V) 9-10 august. NINA har nå et direkte samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening som også inkluderer de to takseringslinjene i Høgskaret. Totalt for 2014 ble det taksert 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km²), se **tabell 6.1**. Takseringene i Havgavuobmi ble vurdert til å være gode, mens det var noe varmt og tørt den ene av dagene i Høgskaret. Takseringene ble utført av Målselv Jeger- og Fiskerforening og organisert av Johnny Brattbakk.

Når det gjelder tetthetsberegninger, har vi for perioden 2008-2010, da det mangler data fra Høgskaret, beregnet tetthet basert på grunnlagsdata 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). De tre linjene ble taksert 14, 16 og 17 august. Det var greie værforhold ved takseringene. Takseringen ble utført av Snorre Johansen.

For perioden 1990 til 2012 hadde vi også, som tillegg til våre takseringer, tilgang til ungeproduksjonsdata for rype basert på aldersbestemmelse av innsamlede vinger 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 ble utført av Stat-skog Nordland, men de siste årene har vingeinnsamlingen vært mindre omfattende. Det ble samlet inn svært få vinger i jakt sesongene 2013/14 og 2014/15 og vi må nå betrakte denne dataserien som opphørt.

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 9-18 august. Takseringene ble utført under ledelse av Sten L. Svartaas og med assistanse av Bjørn Frøysa og Einar Malm. 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 5-7 august. Arbeidet ble utført under ledelse av Sten L. Svartaas og med assistanse av Bjørn Frøysa og Frank Gjerde. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Møsvatn

Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2014 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 Sten L. Svartaas med assistanse fra Bjørn Frøysa, Steinar Karlsen og Per Dahle. Takseringsforholdene ble vurdert til å være middels gode.

Lund

I 2014 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,20 km²). Takseringene ble utført 2 og 18 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra Mette Møllerop og Erik S. Surdal (medhjelpere Bernt Steinhaug og Tomas Bakken). Takseringsforholdene ble vurdert som gode.

Solhomfjell

På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi derfor Statskog og Gjerstad Jeger- og Fiskerforening (GJFF) sine data over jaktutbytte for orrfugl i området Gjerstadskogen som mål for forekomster av hønsefugl. Jaktområdet er Statskog sin eiendom, det omfatter Solhomfjell og nærliggende hei og skogsområder og har et areal på ca 140 km². 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, medførte for en periode at færre jegere enn tidligere rapporterte jaktutbytte. Dette kan medføre at jaktutbytte overestimeres i INatur sin statistikk for perioden 2007/08 til 2012/13, da det gjerne er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere. Fra og med 2012 er alt jaktkortsalg og all rapportering utført gjennom INatur, og omlegging av rapporteringsrutiner fra jaktseasonen 2013/14 gjør at rapportering er mer fullstendig fra da av.

Fordi rutiner for rapportering av jakt og jaktutbytte har vært forskjellig i perioden vi har hatt overvåkingsaktivitet i Solhomfjell, presenterer vi her tre forskjellige kurver for fellingsstatistikken for Gjerstadskogene sine jaktarealer. Dette er: i) statistikk samlet inn av Gjerstad Jeger- og Fiskerforening (GJFF) i perioden 1975-2011; ii) data fra INatur for perioden 2009-2012 og iii) data fra INatur for perioden fra og med jaktseasonen 2013/14. I perioden 2009-2012 kom det inn relativt få jaktrapporter via INatur (eks. for 2012 rapportert fra ca 300 jaktdager, dvs ca halvparten av det som GJFF vanligvis hadde rapporter fra). INatur har etter det lagt om sin internett-rapportering av jakt og jaktutbytte, og fra jaktseasonen 2013/14 ser det ut til at vi igjen får en mer fullstendig rapportering (2013/14 748 jaktdager for 331 jegere; 2014/15 835 jaktdager for 356 jegere). Den statistikken vi bruker fra INatur fra og med jaktseasonen 2013/14 gjelder følgende:

- Omfatter Statskog sin eiendom Gjerstadskogene. Fra 2015 er jaktkortsalg delt opp i jaktfeltene: Ljosevassteigen, Risfjell, Uvdalen, Løytesdalen, Markset og Morkheia.
- Gjelder bare jegere som har kjøpt småviltjaktkort (dvs utelater jegere som har jaktkort for and og gås, rådyr og vinterjakt).
- Utelater mest mulig av jegere som bare jakter hare med harehund ved at jaktdager for personer som jakter flere enn 5 dager og som bare har felling av hare utelates.
- Jegere som har kjøpt jaktkort uten å jaktet er ikke tatt med.

Ellers må en ved lesing og tolkning av jaktstatistikken merke seg at det ved lave hønsefuglbestander kan innføres begrensninger i fellinger av fugl (bag-limit). For jaktseasonen 2014/15 var utbytte av skogsfugl begrenset til 3 fugler pr jaktdag.

6.2 Resultater

Dividalen

I 2014 ble det for de 5 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på ca 36 ryer/km². Dette er en liten reduksjon fra 2013 (**figur 6.1**). Beregnet kyllingproduksjon var høy (8,0 kyllinger pr to voksne) (**tabell 6.1**).

Tabell 6.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2014. () 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	3	2	1		2		0,25
Linje II	11	12	3	3	143		1,25
Linje III	1	0	0		0		0,30
Linje IV	0	0	0		0		0,95
Linje V	2	2	0		3		1,25
Totalt	17	16	4	3	148	8,0	4,00
Børgefjell:							
Linje I	2	2	0		12		1,35
Linje II	1	1	0		0		0,90
Linje III	1	1	0		9		0,95
Totalt	4	4	0		21	(-)	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	4	0	1		0		0,80
Linje II	4	3	0		13		0,90
Linje III	3	1	0		4		1,20
Linje IV	8	5	12		34		1,05
Totalt	19	9	13		51	2,5	3,95
Gutulia:							
Linje I	0	0	3		7		1,20
Linje II	0	0	0		0		0,90
Linje III	0	0	0		0		1,20
Totalt	0	0	3		7	(-)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	2	2	1		18		0,95
Linje II	0	1	0		2		1,05
Linje III	4	2	0		2		1,00
Totalt	6	5	1		22	(3,7)	3,00
Lund:							
Linje I	4	9	0		78		0,45
Linje II	1	2	2		22		1,00
Linje III	0	2	0		11		0,75
Totalt	5	13	2		111	11	2,20

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte svært lav tettheter av lirype i dette området i 2014 (1 ryper/km²). Få observasjoner gjør at tallet vi har for kyllingproduksjon er svært usikkert (5,3 kyllinger pr to voksne) (tabell 6.1).

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 15 liryper/km². Dette er omtrent som for 2013 og godt under medianverdi for siste 10-års periode (figur 6.1). Andel ungfugler var 2,5 kyllinger pr to voksne lirype, noe som indikerer at det har vært relativt dårlig ungeproduksjon i dette området i 2014.

Gutulia

Det ble i 2014 ikke observert ryper innenfor 100 meter beltet langs de 3 takseringslinjene som representerer Gutulia (tabell 6.1). Dette indikerer at det var svært lav bestand av lirype i dette området i 2014 etter at det var tegn til en liten bestandstopp i 2010 (figur 6.1). For øvrig ble det gjort to observasjoner av ryper i området med til sammen 3 voksenfugler og 7 ungfugler. Få

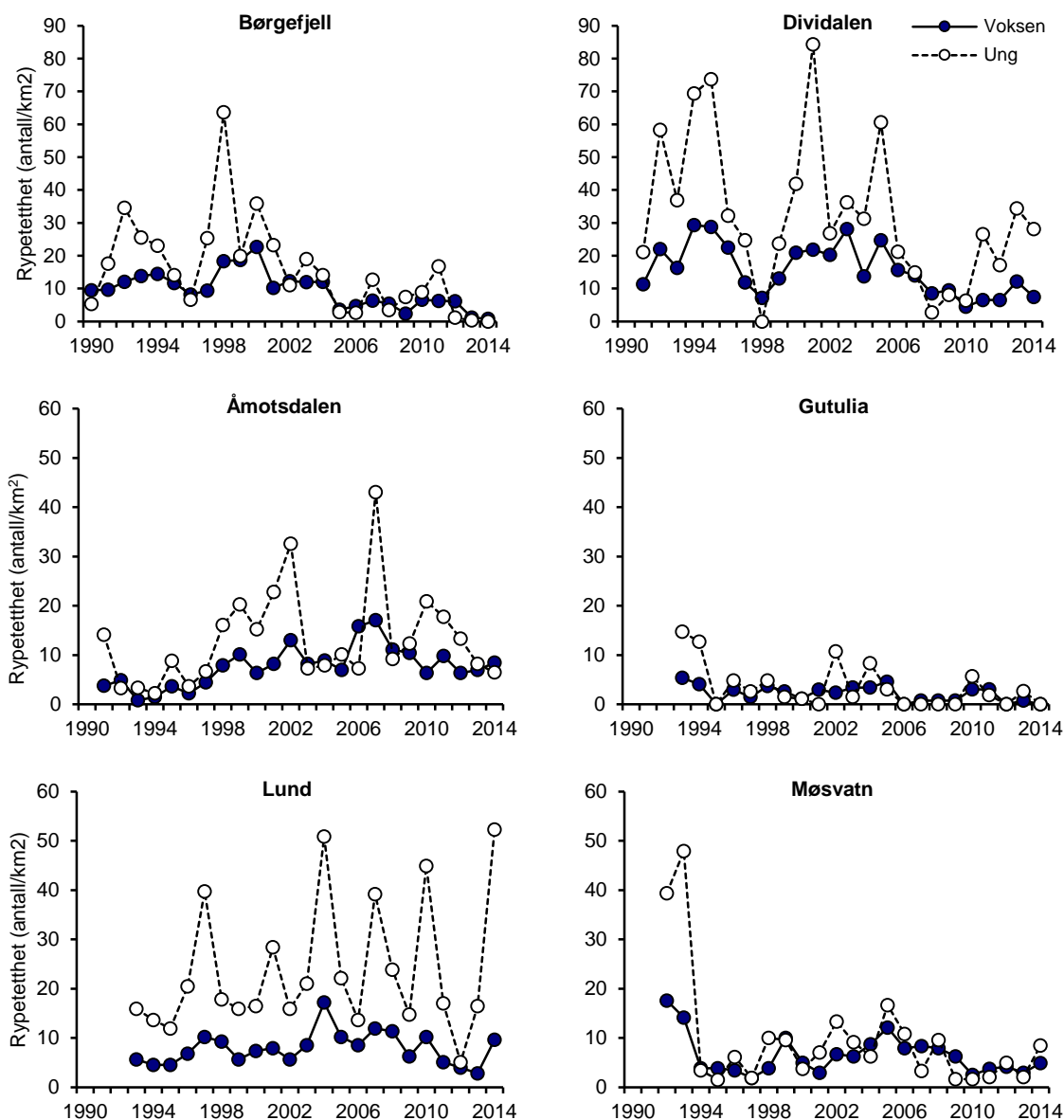
observasjoner gjør imidlertid at kyllingproduksjon ikke kan beregnes (**tabell 6.1**). Det ble observert en orrhane under takseringen.

Møsvatn

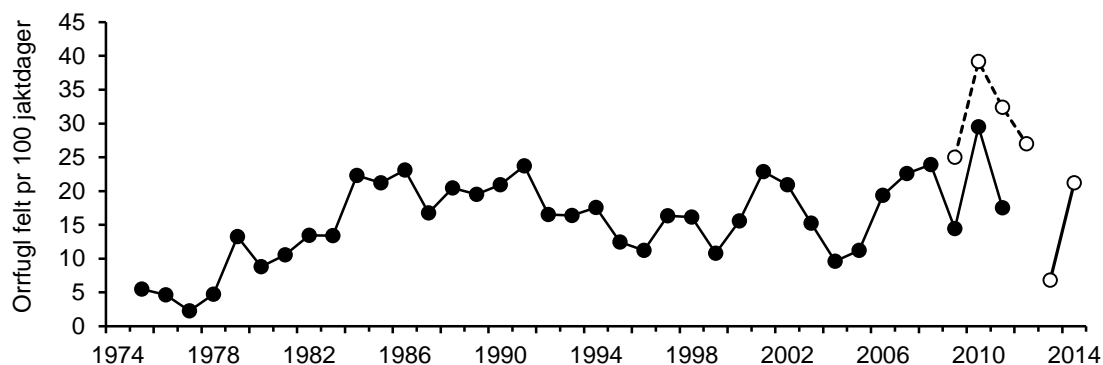
Takseringene i Møsvatn indikerer en liten vekst i rypebestand for dette området i 2014 (13 ryper/km²) noe som tyder på at det var en liten bestandstopp her i 2014 (**figur 6.1**). Produksjonen av kyllinger synes å ha vært relativt god i 2014 (3,7 kyllinger pr to voksne) (**tabell 6.1**).

Lund

Våre takseringer for Lund-området tyder på en bestandstopp for lirype for dette området i 2014 (62 ryper/km²) (**figur 6.1**). Observasjonene våre indikerer også god produksjonen av ungfugl (**tabell 6.1**).



Figur 6.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetase-ringer med stående fuglehund, 1990-2014.



Figur 6.2 Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1975-2014. Fylte symbol viser data fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening, og åpne symbol viser data fra INatur. Fra 2013 er kun data tilgjengelig fra INatur. Data fra og med 2013/2014-sesongen er stilt til disposisjon fra Statskog v/ Kristian Eiken Olsen. Se teksten for mer informasjon.

Solhomfjell

Statskog sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet som er hentet ut fra INatur for jaktseasonen 2014/15 viser at det av 356 jegere og for totalt 835 jakt dager ble felt 177 orrfugl i Gjerstadskogene jaktområde (**figur 6.2**). Dette er en klar økning fra 2013 og tyder på god ungeproduksjon og relativt høy skogsfuglbestanden her i 2014.

6.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi i 2014 bestandsvekst fra 2013 i Lund og Møsvatn, mens vi målte middels bestand i Dividalen. For Børgefjell, Åmotsdalen og Gutulia målte vi lave bestander (**figur 6.1**). Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer relativt god bestand av orrfugl i dette området i 2014.

Våre takseringer for perioden 1991-2014 indikerer relativt gode bestander for lirype i Dividalen i tre perioder: 1992-1996, 2000-2005 og 2011-2014. For Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003, 2007 og i 2011. For begge disse to nordligste TOV-områdene har vi målt klart lavere bestander siste 15-års perioden enn for perioden 1990-2000. For Åmotsdalområdet tyder tellingene 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 1993-2014, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002, 2004, 2010 og 2013. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2014 etter at vi registrerte høye bestander her i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005, 2008, 2012 og 2014. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2014, med tydelige bestandstopper i 1995, 2001, 2004, 2007 2010 og 2014. 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 bestandstopper for orrfugl i 1994, 1997-98, 2001-02, 2007-08, 2010 og nå i 2014 (**figur 6.2**). 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 bestandsfluktuationene for august-bestandene av lirype (**figur 6.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr km². Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen et og samme område:

- Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km², 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 7 og 15 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 takseringsbeltet vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja), vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst $\pm 20\%$ for våre tetthetsberegninger. 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.

7 Spurvefugl

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, og de forventes også å bli påvirket av eventuelle endringer i klima. Effekter av forurensing inkluderer 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 & Lehtikoinen 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 uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende spurvefugler i Europa ('Pan-European Common Bird Monitoring Scheme', se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon /referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV.

7.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler i TOV-områdene 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 endringer over tid (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra punkttakseringer og den mer nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989).

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Punktene 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.

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 re-kartlegges, og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991) samt senere utarbeidede instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2014-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2013. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2014 for totalt antall observerte spurvefugl for de artene 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, grønnefink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For tilfeller der ikke alle de 200 faste tellepunktene kan besøkes i et område er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punkt som ikke ble taksert er tilsvarende som for de punktene som ble takserte.

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt den hulerugende arten svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca*. For denne arten er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensing (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Arten er lett å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992).

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

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

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 eggleggingstidspunkt. I slike tilfeller har vi gått ut fra at rugeperioden (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper er 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2014 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2014

Dividalen: Takseringen ble utført i tidsrommet 19-23. juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen. Den 20. juni ble værforholdene uegnet for taksering ca halvveis i takseringsruta. For de to rutene som ble taksert denne datoen (rute 8 og 9) har vi derfor bare takseringsresultat for de 10 første tellepunktene, og totalt antall inkluderte tellepunkt i Dividalen for 2014 er derfor 180.

Børgefjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 17-21. juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen: I 2014 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 12-14. juni av P.W. Bøe, O. Heggøy og P.S. Ranke. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (30. mai, 6, 15, 22, 28. juni og 5. juli). Etter at mesteparten av kassene er skiftet ut i løpet av siste 5-års periode er mulighetene for mår til å ødelegge reir redusert, og vi hadde ingen slike tilfeller i 2014.

Tabell 7.1 Spurvefugler observert på de 180 takserte punktene i Dividalen, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Bjørkefink	132	285
Løvsanger	114	212
Heipiplerke	45	89
Rødstjert	64	77
Rødvingetrost	61	77
Gråsisik	43	53
Måltrost	17	17
Blåstrupe	12	13
Kråke	11	12
Gråtrost	8	12
Steinskvett	10	10
Ravn	6	7
Trepiplerke	6	7
Grønnsisik	5	6
Sivspurv	5	6
Granmeis	4	4
Ringtrost	3	3
Gjerdsmett	2	2
Hagesanger	2	2
Gransanger	2	2
Lappspurv	1	2
Sidensvans	1	2
Kjøttmeis	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Jernspurv	1	1
Gulerle	1	1
Sum		904

Tabell 7.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	147	391
Bjørkefink	82	111
Rødvingetrost	57	63
Heipiplerke	37	43
Gråsisik	24	25
Rødstjert	21	22
Gråtrost	17	19
Jernspurv	13	14
Blåstrupe	12	12
Sivspurv	11	11
Kråke	7	8
Ravn	5	6
Steinskvett	5	5
Ringtrost	5	5
Måltrost	4	4
Lappspurv	3	4
Gulerle	3	3
Granmeis	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Sum		748

Gutulia: De 200 punktene ble taksert i perioden 6-11. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (28. mai, 3, 11, 20, 30. juni og 7, 15, 22. juli).

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 14-24. juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund: De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 18-29. mai av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, V.D. Lomeland, L.A. Lien, og Ø. Egeland. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger av S. Skjærpe (18, 25. mai og 2, 9, 16, 23, 28. juni).

Solhomfjell: De 200 punktene i Solhomfjell ble taksert av R. Skåland, E. Edvardsen og Ø. Egeland i perioden 25. mai - 8. juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (18, 25. mai, 2, 7, 15, 22. juni og 1. juli).

7.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservåking: Punkttakseringene av de 180 punktene i Dividalen resulterte i 904 registrerte spurvefugler fordelt på 26 arter (**tabell 7.1**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de 20 punktene som ikke ble taksert i 2014, er dette litt flere enn i 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 580 individ i 2014. Dette er en økning fra 2013, men likevel ca 10% under median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

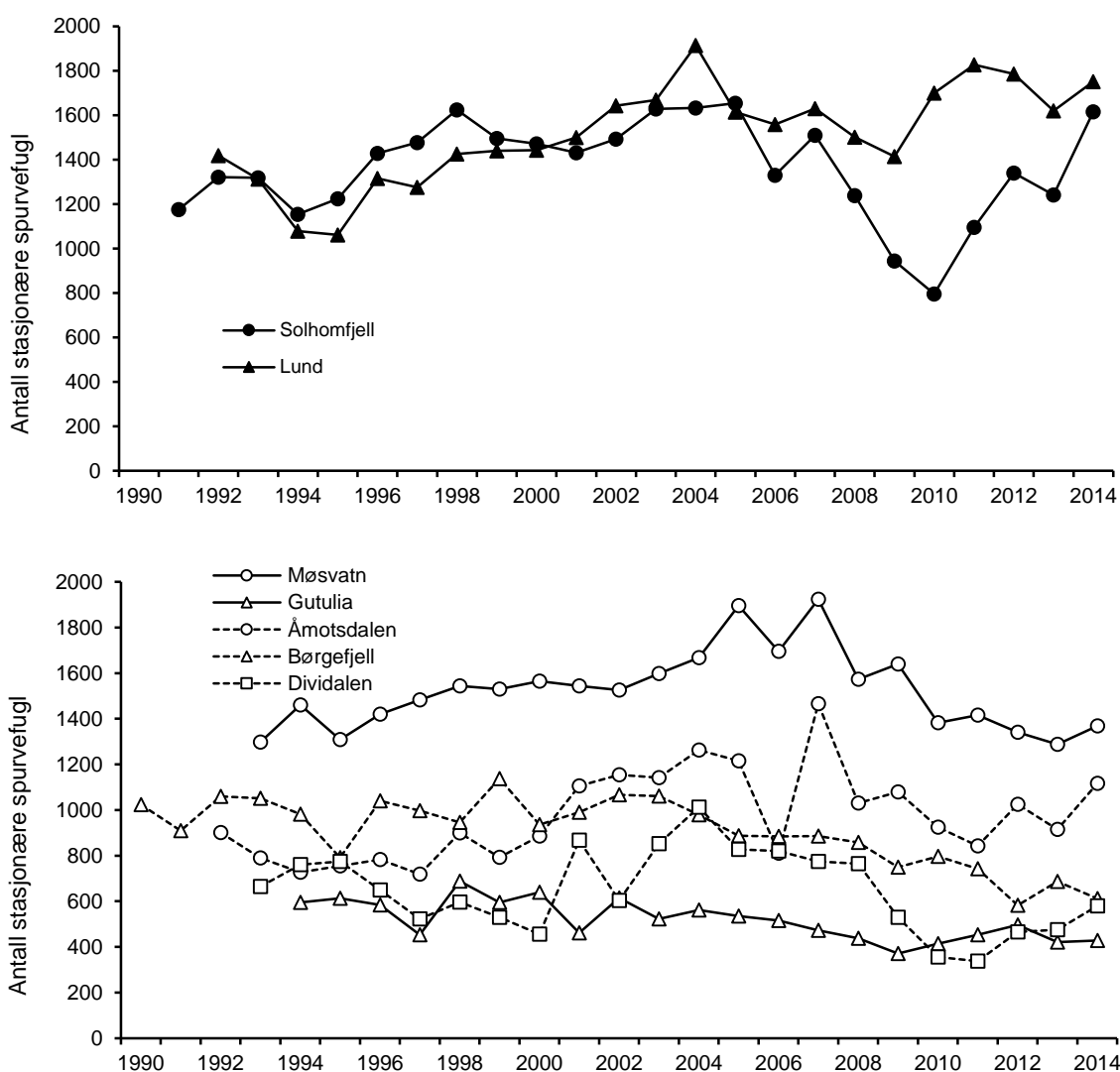
Børgefjell

Bestandsobservåking: Punkttakseringene i Børgefjell i 2014 resulterte i 748 observerte spurvefugler fordelt på 19 arter (**tabell 7.2**). Dette er noe færre enn for 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 612 individ i 2014. Dette er også færre enn for 2013, og ca 35% under median antall observert for perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1270 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 7.3**). Det er en klar økning fra 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1116 individ i 2014. Dette er også en klar økning fra 2013 og det er ca 20% over median antall observert i dette området for perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen registrerte vi i 2014 egglegging av svarthvit fluesnapper i 30 av de 50 fuglekassene. For 29 av kullene ble egglegging fullført i perioden 29. mai - 10. juni, og median eggleggingsdato for disse var 2. juni. Kullstørrelsen for de 15 kullene som var lagt innen 10. juni var i gjennomsnitt 6,03 egg (**tabell 7.8**). Det ble klekt fram unger fra 94% av eggene i disse reirene. Ni av de 29 reirene ble forlatt i ungeperioden. For de resterende 20 reirene nådde 91% av de utklekte ungene en alder på > 10 dager. Det var 5 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 1. juni. Tre av disse reirene produserte til sammen 18 flyvedyktige unger.



Figur 7.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2014, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnssisik, bergirisk og korsnebb).

Tabell 7.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	153	474
Heipiplerke	76	142
Bjørkefink	73	95
Gråtrost	46	83
Bokfink	40	52
Ringtrost	42	51
Rødvingetrost	37	49
Rødstjert	32	39
Trepiplerke	33	38
Grønnsisik	17	30
Gråsisik	20	29
Sivspurv	25	27
Steinskvett	19	24
Måltrost	18	18
Jernspurv	18	18
Svarthvit fluesnapper	9	12
Rødstrupe	10	10
Blåstrupe	10	10
Gulsanger	9	9
Kråke	6	8
Ravn	4	7
Kjøttmeis	6	7
Gjerdsmett	6	6
Svartrøst	5	5
Gråfluesnapper	5	5
Linerle	3	5
Hagesanger	4	4
Granmeis	2	3
Munk	3	3
Dompap	2	2
Møller	2	2
Fuglekonge	1	2
Blåmeis	1	1
Sum		1270

Tabell 7.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	83	111
Bjørkefink	84	102
Rødstjert	67	73
Heipiplerke	50	56
Trepiplerke	31	32
Bokfink	23	25
Måltrost	22	22
Duetrost	13	14
Gråfluesnapper	13	14
Grønnsisik	13	14
Steinskvett	13	13
Korsnebb sp.	7	12
Kjøttmeis	9	9
Gråsisik	8	9
Rødstrupe	7	7
Ringtrost	7	7
Fuglekonge	6	7
Svarthvit fluesnapper	6	6
Buskskvett	5	5
Kråke	3	3
Gråtrost	3	3
Lappspurv	3	3
Toppmeis	1	2
Granmeis	2	2
Rødvingetrost	2	2
Jernspurv	2	2
Dompap	2	2
Sivspurv	2	2
Møller	2	2
Ravn	1	1
Lavskrike	1	1
Fossekall	1	1
Bøksanger	1	1
Sum		565

Gutulia

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 565 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 7.4**). Dette er omtrent som for 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 428 individ i 2014. Dette er på samme nivå som for 2013, og ca 20% under median antall observert for denne gruppen av fugl her i perioden 1994-2013 (**figur 7.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2014 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 9 av kassene. For alle kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 29 mai - 16. juni (median eggleggingsdato 7. juni). Kullstørrelsen for disse kullene var 5,44 egg (**tabell 7.8**). To av disse reira ble forlatt i unge-perioden. Når en ser bort fra dette reiret, ble det klekt fram unger fra 88% av eggene, og 97% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 6 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 8. juni. Tre av disse reirene produserte til sammen 20 flyvedyktige unger.

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1609 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 7.5**). Dette er en klar økning fra 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1369 individ i 2014. Dette er også en klar økning fra 2013, men er likevel ca 10% under medianverdi for dette området for perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

Tabell 7.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	183	562
Heipiplerke	76	137
Gråtrost	77	130
Måltrost	72	93
Bjørkefink	71	90
Rødvingetrost	70	85
Sivspurv	65	80
Gråsisik	64	79
Bokfink	60	74
Grønnsisik	32	36
Munk	24	31
Ringtrost	19	23
Trepiplerke	22	22
Rødstjert	17	20
Svarthvit fluesnapper	14	17
Gulerle	10	16
Steinskvett	13	15
Granmeis	10	14
Korsnebb sp.	3	14
Kråke	12	13
Jernspurv	12	12
Blåstrupe	6	8
Rødstrupe	6	6
Taksvale	2	6
Gulsanger	5	5
Skjære	3	5
Kjøttmeis	2	3
Linerle	3	3
Ravn	2	2
Løvmeis	1	1
Fossefall	1	1
Bøksanger	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Dompap	1	1
Lappspurv	1	1
Grønnefink	1	1
Gulspurv	1	1
Sum		1609

Tabell 7.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2014.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	199	756
Bokfink	132	193
Trepiplerke	117	155
Gråsisik	76	95
Svarthvit fluesnapper	76	83
Måltrost	75	78
Grønnsisik	58	78
Rødstrupe	61	75
Tornsanger	44	57
Jernspurv	46	51
Rødvingetrost	42	48
Gjerdesmett	39	45
Kjøttmeis	35	38
Svarthvit fluesnapper	26	29
Rødstjert	27	28
Heipiplerke	20	27
Granmeis	18	19
Munk	19	19
Sivspurv	16	18
Ringtrost	4	5
Ravn	4	4
Steinskvett	3	4
Gråfluesnapper	3	4
Korsnebb sp.	3	4
Buskskvett	3	3
Kråke	2	2
Blåmeis	2	2
Duetrost	2	2
Gulspurv	2	2
Fossefall	1	1
Hagesanger	1	1
Gransanger	1	1
Fuglekonge	1	1
Stær	1	1
Sum		1929

Lund

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Lund i 2014 resulterte i 1929 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 7.6**). Dette er en økning fra 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1752 individ i 2014. Dette er også en økning fra 2013, og nær 20% over medianverdi for dette området for perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

Reproduksjonsobservasjon: Det var et godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og meisene i fuglekassene i Lund også i 2014. Det var egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. Alle disse 22 kullene ble ferdiglagt i tidsrommet 20. mai - 4. juni (median eggleggingsdato 25,5 mai), og det var i gjennomsnitt 6,55 egg i hvert kull. Alle kullene hadde vellykket produksjon. For alle eggene var klekking vellykket, og alle ungene nådde en alder på >10 dager (**tabell 7.8**). For tre av kullene døde imidlertid alle ungene i perioden like før de skulle forlate reiret. Årsak til dette er ukjent. Det var i 2014 egglegging av kjøttmeis i 9 av kassene og blåmeis i 5 av kassene. Kjøttmeiskullene ble ferdiglagt i perioden 1-10. mai, og blåmeisreirene ble ferdiglagt i perioden 4-10. mai. Det ble produsert flyvedyktige unger i alle disse kullene. For kjøttmeis ble det produsert til sammen 79 flyvedyktige unger, og for blåmeis ble det produsert til sammen 50 flyvedyktige unger.

Tabell 7.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2014.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	186	432
Trepiplerke	174	349
Bokfink	162	271
Rødstjert	69	87
Grønnsisik	49	73
Svarthvit fluesnapper	43	52
Tornsanger	41	49
Kjøttmeis	39	47
Svarttrost	33	45
Rødstrupe	38	44
Måltrost	31	39
Gråsisik	22	33
Rødvingetrost	19	27
Korsnebb sp.	7	23
Toppmeis	15	20
Fuglekonge	11	15
Duetrost	13	14
Jernspurv	12	14
Sivspurv	13	14
Ravn	8	9
Gråtrost	7	9
Munk	9	9
Gråfluesnapper	7	8
Gjerdesmett	6	7
Hagesanger	6	7
Nøtteskrike	6	6
Blåmeis	5	6
Tornskate	6	6
Svartmeis	5	5
Linerle	5	5
Buskskvett	4	4
Kråke	3	3
Granmeis	3	3
Møller	3	3
Gransanger	2	2
Spettmeis	1	1
Trekryper	1	1
Steinskvett	1	1
Bøksanger	1	1
Varsler	1	1
Sum		1745

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell i 2014 resulterte i 1745 observerte spurvefugler fordelt på 40 arter (**tabell 7.7**). Dette er en klar økning fra 2013. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1616 individ i 2014. Dette er også en økning fra 2013, og vel 10% over medianverdi for dette området for perioden 1993-2013 (**figur 7.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Solhomfjell var det i 2014 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Alle disse ble ferdiglagt i tidsrommet 19. mai - 3. juni (median eggleggingsdato 27,5. mai), og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,13 egg. To av disse ble forlatt eller ødelagt i rugeperioden og ett ble forlatt i ungeperioden. For de 14 reirene med vellykket klekking ble 92% av eggene klekt. For de 13 reirene med vellykket produksjon nådde 91% av ungene en alder på >10 dager (**tabell 7.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 6 av kassene i 2014. Av disse ble 5 ferdiglagt i perioden 8 - 15. mai. Fra to av disse reirene ble det produserte til sammen 18 flyvedyktige unger.

7.3 Diskusjon

For fire av de fem TOV-områdene som ligger i fjellet 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. For Gutulia har vi målt en noe mer stabil bestandsutvikling. Om en sammenligner med 2013, ble det i 2014 registrert økning i bestandene av de mer stasjonære spurvefuglartene for seks av TOV-områdene, mens det var en liten nedgang i Børgefjell (**figur 7.1**).

Tabell 7.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2014. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget.

Art	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	6,03	0,59	(29)	94	(175)	91	(111)
Gutulia	5,44	0,40	(9)	88	(49)	97	(34)
Lund	6,55	0,72	(22)	100	(144)	100	(144)
Solhomfjell	6,13	0,50	(16)	92	(86)	91	(75)

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2014 litt over medianverdi for perioden 1993/94-2013 for Lund, Solhomfjell og Åmotsdalen. De øvrige områdene lå under sine medianer, med Møsvatn og Dividalen ca 10%, Gutulia ca 20% og Børgefjell ca 35% under medianverdien. Den registrerte nedgangen for de mer 'stasjonære' spurvefuglartene viser altså ingen entydige avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

For artene med mer invasionsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2014 registrert relativt høye bestander i Dividalen. Dette gjaldt særlig bjørkefink og i den sammenheng kan det bemerkes at det både i 2013 og 2014 var mye bjørkemålerlarver i dette området. For de øvrige områdene var det middels til lave bestander, men likevel bestandsøkning fra 2013 for de fleste områdene.

Vi ser ingen klar enkeltårsak til nedgangen vi har registrert for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2006-2014. Det ser ut til å være en generell trend med nedgang i fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikonen et al. 2014), og når det gjelder endringer i de mer fjellnære TOV-områdene kan klimatiske forhold være en av årsakene til generelt sett noe lavere antall observasjoner i siste 7-8-årsperioden. Det kan ha vært ugunstige værforhold for spurvefugl i mange av våre fjellområder på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden i flere år i perioden 2005 til 2014. Dette kan ha medført at økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca 2005, har snudd til tilbakegang.

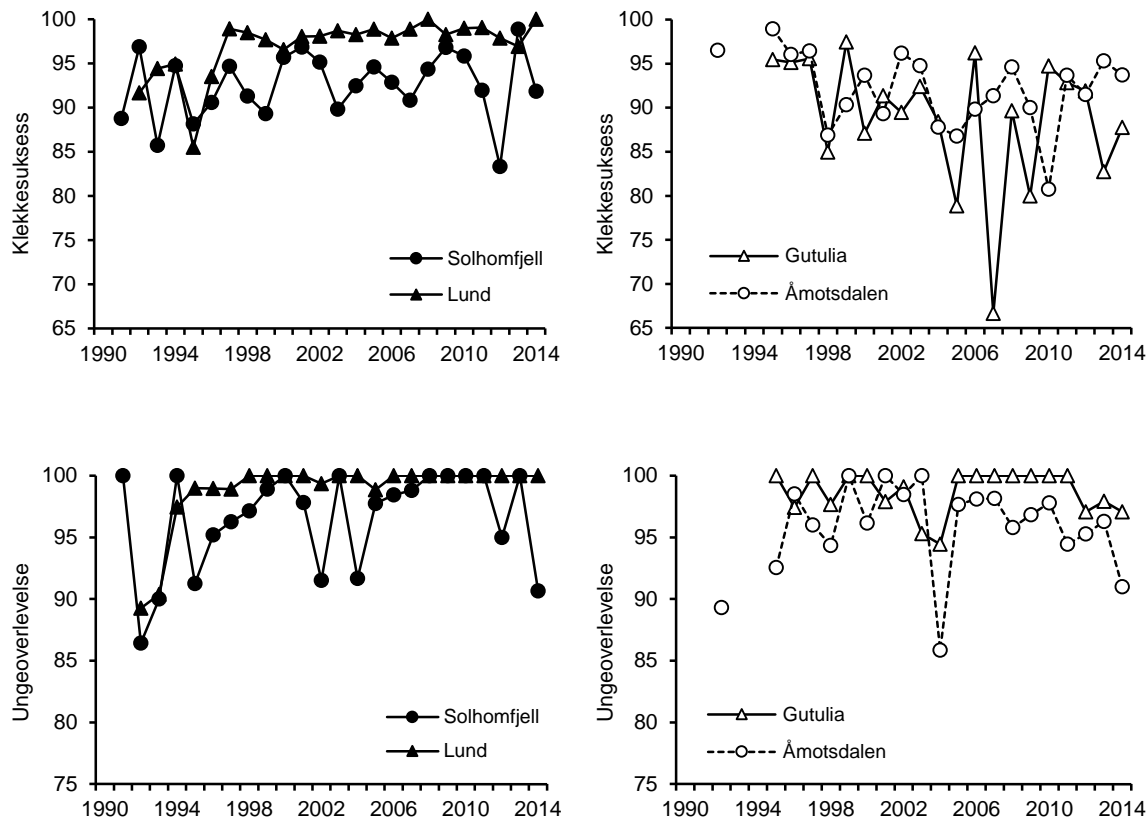
Ungeproduksjonen for svarthvit fluesnapper fulgte i 2014 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet, med svært god produksjon i Lund og noe lavere og mer variabel ungeproduksjon i de tre øvrige områdene. For områdene Solhomfjell, Gutulia og Åmotsdalen var ungeproduksjonsindeksen litt lavere i 2014 enn gjennomsnitt for perioden 1992-2013. I forhold til 2013 var det økning i antall fluesnapperreir i Åmotsdalen og Lund, mens antall var omtrent som for 2013 i Gutulia og Solhomfjell.

I 2014 var det relativt tidlig egglegging for svarthvit fluesnapper i Åmotsdalsområdet, mens eggleggingstidspunkt for de øvrige områdene var omtrent som gjennomsnitt for perioden 1992-2013 (**figur 7.2**).

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 uklekte 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 7.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\geq 95\%$). For årene 1997-2014 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), svært høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%, med unntak av 2012). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 90\%$) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 7.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2014, er det ikke registrert tegn til 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 (f.eks. egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

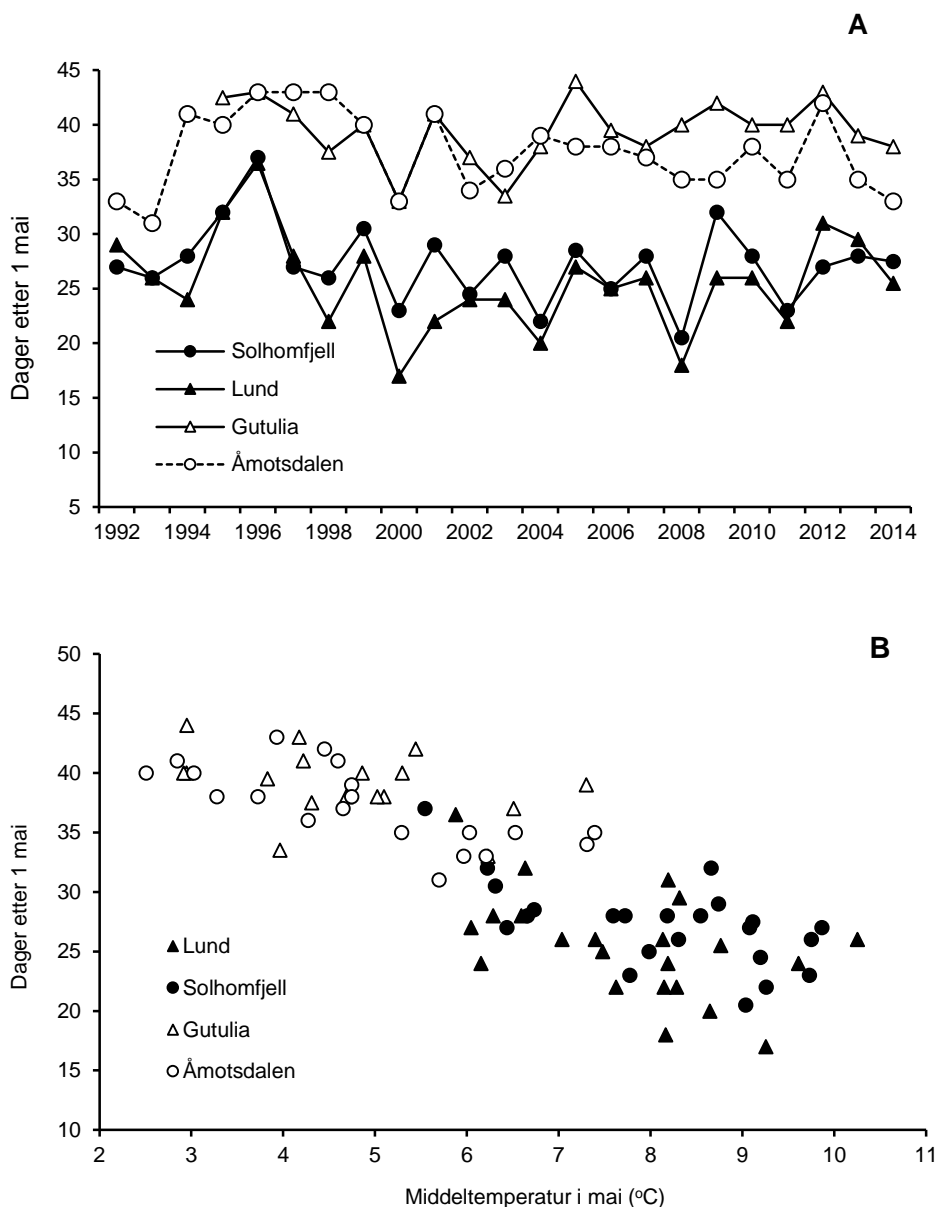


Figur 7.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991-2014. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992(96)-2014. I 2014 var tidspunkt for egglegging omtrent som gjennomsnittet for perioden 1992(96)-2013 i de to sørligste områdene og litt tidligere enn gjennomsnitt i de to nordligere TOV-områdene (**figur 7.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er for de fleste områdene en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 7.3B**). For de 4 enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen, $r = -0,79$, $p < 0,001$; Gutulia, $r = -0,48$, $p = 0,039$; Solhomfjell, $r = -0,62$, $p = 0,002$; Lund, $r = -0,50$, $p = 0,02$. Vi ser imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt for perioden 1992(96)-2014 (Åmotsdalen: $r = -0,33$, $p = 0,13$; Gutulia: $r = 0,12$, $p = 0,62$; Lund: $r = -0,11$, $p = 0,64$; Solhomfjell: $r = -0,23$, $p = 0,29$). Det er for øvrig nær innbyrdes sammenheng mellom eggleggingstidspunkt for de to nordlige områdene ($r = 0,49$, $p = 0,035$), og for de to sørlige områdene ($r = 0,81$, $p < 0,001$).

Det er vanskelig å forutsi effekter av de klimavariasjoner som vi nå har. I våre fjellområder kan vi forvente hele spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabile og ugunstige værforhold, til sen vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med lange kuldeperioder etter at hekkforsøk er påbegynt. Med den klimautviklingen vi nå ser, forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile temperaturforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva 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 mer gunstige habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

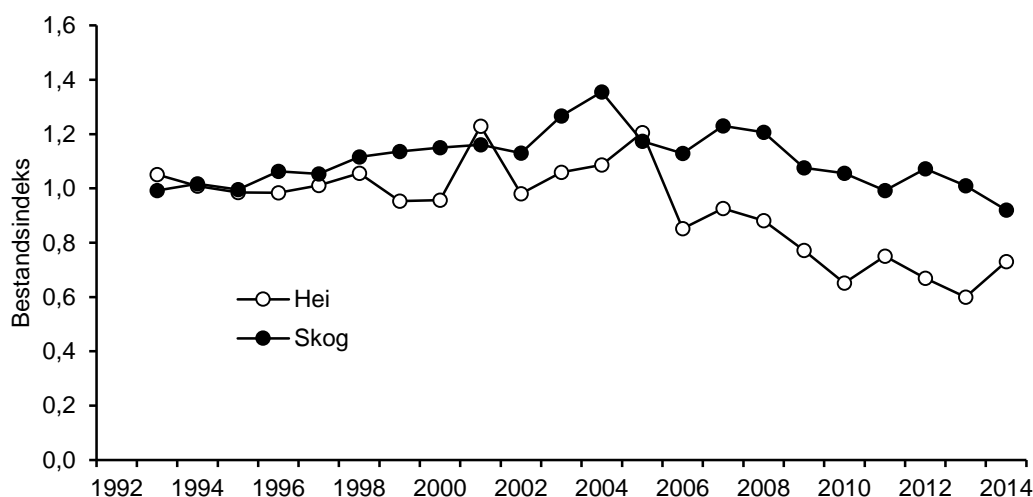


Figur 7.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthit fluesnappere i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2014. **B)** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf kap. 2).

Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til skogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang etter det (2005-2014). Vi er nå nede på de bestandstallene vi hadde på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 7.4**). 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 1993-2014 finner vi for skogsartene ingen signifikant endring ($r = -0,020$, $p = 0,93$, $n = 22$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,70$, $p < 0,001$, $n = 22$) (**figur 7.4**).

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebb som har en mer nomadisk opptreden), samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 37 spurvefuglarter og 5 hakkespettarter. For åpne områder inkluderes spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper, samt vadefugler, og i TOV data-settet omfatter dette 20 arter, fordelt på 10 spurvefuglarter og 10 vadefuglarter. 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).

Se for øvrig kommentarer angående bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette avsnittet, og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkefuglartene i Skandinavias fjellområder (Lehikoinen et al. 2014).



Figur 7.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som i hovedsak finnes på hei og i åpne områder i fjellet. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpnet naturtyper i fjellet, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.

8 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 nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et systematisk utlagt nettverk av tellelokaliteter er 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 nettverk bestående av ca 500 takseringsruter ville fange opp nasjonale bestandsendringer på en representativ måte for en hel rekke av våre terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Takseringsnettverket ble etablert i perioden 2005-2010, og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som ble utført i 2014. Dette inkluderer i hovedsak rutinemessige opptellinger på etablerte telleruter, men omfatter også endelig etablering for en del ruter som tidligere ikke er besøkte i fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Vi gjør her også en sammenstilling av data som er relevante som indikatorer på bærekraftig utvikling i Norge. Dette omfatter de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For alle naturtypene benyttes data fra 'TOV-E hekkefugl' for perioden 2006-2014. For jordbrukslandskapet og skogen benyttes også to andre relevante datasett (NOFs Hekkefugltaksering, HFT, og TOVs fugletakseringer i overvåkingsområdene, TOV-I) for perioden 1996-2008.

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2006-2014 gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>). Resultater fram til og med 2013 er også rapportert i NOF-Rapport 4-2014 (Kålås et al. 2014a), og informasjon om prosjektet, særlig rettet mot feltpersonell, er gitt i NOFs tidsskrift, Vår Fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). Data fra TOV-E er i 2014 dessuten brukt i et nordisk samarbeid for å undersøke bestandsvariasjoner for fugl i nordiske fjellområder (Lehikoinen et al. 2014) og vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015). Data fra TOV-E er også sammen med HFT-data brukt for å undersøke bestands-trender hos jordbrukslandskapets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), og sammen med data fra TOV-I har vi analysert effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b).

Vi rapporterer også data fra de tre datasettene til Miljøstatus.no, til Norsk naturindeks (Nybo 2010) og til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (EBCC, <http://www.ebcc.info/pecbm.html>). EBCC-dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

8.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18x18 km rutesystem i kartprosjeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det er etablert 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 passer sammen med flest mulige av Statistisk Sentralbyrå (SSB) og NIBIO (tidligere 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, 2010, Bjørklund et al. 2012). 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/NIBIO sine 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er 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 kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må 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, blir ruta rotert ytterligere 90° , osv. Totalt er det foretatt slik rotasjon for 44 av rutene. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det en del telleruter som ikke kan gjennomføres. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i, så langt som mulig, tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt (gjelder for 72 ruter). Disse linjene går så nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute $< 2,5$ 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 (22 stk.) som ikke er tilgjengelige, og disse utelates permanent fra TOV-E. Seks av disse ligger i sjø eller vatn, 3 på isbreer og de øvrige i svært utilgjengelig terreng/områder.

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 nøyaktig 5 minutter 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/>). I tillegg blir det registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter ved forflytning mellom tellepunktene. 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. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2014 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge og Sørlandet, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge, Martin Eggen for Nordland og Troms, og Steve Aslaksen for Finnmark. For oversikt over de vel 200 personene som fikk tildelt ruter for taksering av fugl i 2014, viser vi til **vedlegg 8.1**.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles, ble videreutviklet i 2014, se <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>. Systemet består nå av fem hoveddeler:

- Formidling av takseringsresultater for enkeltarter.
- Formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av telling, osv).
- Innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene).
- Kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater (utføres i hovedsak av regionkontakten).
- Uttrekk av data fra databasen.

Feltaktivitet 2014

Av de 493 takseringsrutene ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 76 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i region Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 8.1**). For feltsesongen 2014 var de aller fleste av disse 493 rutene klargjort for taksering.

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. En god del av disse rutene er relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. I 2014 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 6 av de ca 45 tellerutene som er mest utilgjengelige i Troms og Finnmark. Disse 45 rutene, som vanskelig kan gjennomføres uten bruk av helikopter, er planlagt taksert over en 3-årsperiode med ca 15 ruter pr år.

Bestandsindekser 1996-2014

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996-2014, som presenteres her, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60-335 telleruter for perioden 2006-2014), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40-85 telleruter, 80% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009) slått sammen med data fra fugletakseringene i TOVs intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007-2014 og er utelukkende basert på data fra TOV-E. Det er relativt nylig utført et arbeid for vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser (Husby & Kålås 2011).

Artsspesifikke bestandsindekser og statistiske tester for endringer i disse bestandsindeksene er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM. Dette er det samme som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se Gregory et al. (2005) og <http://www.ebcc.info/methods2014.html>. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996-2014 er det også benyttet samme metodikk som brukes av 'Pan European Common Bird Monitoring Scheme' (PECBMS) for deres rapportering til EU av kombinerte tidsserier fra forskjellige europeiske land, se Gregory et al. (2005) og <http://www.ebcc.info/methods2014.html>. Ved tidsserieanalysene er år 1996 gitt indeksverdi 1,00 for skog og jordbrukslandskap, og år 2008 er gitt indeksverdi 1,00 for fjellet. I tidsserieanalysene er modellen 'time effects' brukt, og 'seriekorrelasjon' og 'overdispersjon' er inkludert.

Indeksene for jordbrukslandskapet, skog og fjell som presenteres her, er årlige geometriske middelverdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype (se detaljer om artsutvalg under). Dette er samme metode som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>).

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

Bestandsindeksen for skog inkluderer 23 fuglearter som i stor grad er knyttet til skogen i hekkeperioden. Dette er artene flaggspett, svartspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, jernspurv, fuglekonge, rødstrupe, måltrost, duetrost, svarttross, rødvingetrost, gulsanger, gransanger, løvsanger, hagesanger, munk, gråfluesnapper, svartmeis, toppmeis, granmeis, bokfink og dompap.

Bestandsindeksen for fjell inkluderer 8 fuglearter som i stor grad er knyttet til våre fjellområder i hekkeperioden. Dette er artene heilo, lirype, fjellrype, heipiplerke, blåstrupe, ringtross, steinskvett og lappspurv.

8.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2014

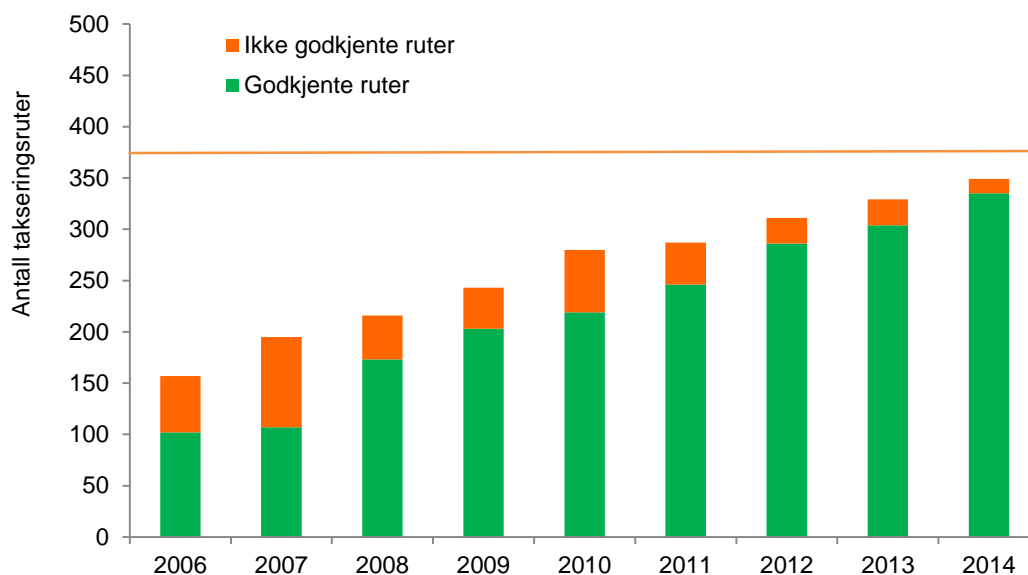
Til sammen er det pr 1. april 2014 rapportert takseringsresultater for 349 (75%) av de 463 rutene som var klargjort for taksering i 2014. Dette inkluderer 79 (83%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 53 (70%) av rutene for Sørlandet, 57 (85%) av rutene på Vestlandet og 78 (88%) av rutene i Midt-Norge. For Nordland og Troms ble henholdsvis 30 (52%) og 23 (68%) av rutene taksert, mens for Finnmark ble 29 ruter taksert og dette utgjør 40 % alle ruter og 60 % av de rutene som var klargjort for taksering i dette fylket i 2014 (**tabell 8.1**). For de aller fleste fylkene som omfattes av regionene Øst-Norge, Vestlandet og Trøndelagsfylkene var det god dekning i 2014. Dekningen for region Sørlandet var bedre enn for 2013, men fortsatt dårligere enn målsetning og da særlig for Aust-Agder (63%) og Telemark (64%). Aller dårligst dekning har vi for de tre nordligste fylkene.

Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for ca 90% av de aktuelle rutene. Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering for ca 75% av disse rutene. For disse angis uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksering, som årsak for ca 1/4 av rutene og sykdom eller lignende som årsak for ca 1/4 av rutene. For den øvrige halvparten varierer årsak, men i hovedsak er manglende taksering for disse forårsaket av at taksering ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til annen aktivitet.

Av de 349 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2014, er 335 (96%) godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 8.1**). Dette viser at lokale taksører i stor grad følger de prosedyrer som er angitt for de respektive takseringsrutene. Manglende godkjenning skyldes at takseringsrutene ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle aktuelle tellepunkter eller ved forflytning mellom tellepunktene.

Tabell 8.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr desember 2014, og antall ruter taksert i 2014.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgått)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr des. 2014	Taksert i 2014
Østfold	7	0	0	7	7
Akershus	6	1	0	5	5
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	37
Oppland	37	0	3	35	29
Buskerud	20	0	4	18	15
Vestfold	3	0	0	3	3
Telemark	25	0	2	23	16
Aust-Agder	17	1	2	15	10
Vest-Agder	12	0	3	8	9
Rogaland	16	1	2	14	11
Hordaland	26	0	6	25	23
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	23
Møre og Romsdal	22	0	4	21	17
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	28
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	33
Nordland	67	9	23	51	30
Troms	36	2	13	31	23
Finnmark	79	5	4	68	29
Sum	515	22	72	463	349



Figur 8.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005 – 2014 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. 375 telleruter. At tellinger ikke kan godkjennes 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).

Observasjoner av fugl i 2014

Resultatene fra 2014 viser at det for de 349 aktuelle tellerutene ble registrert ca 43 500 par av 193 fuglearter (**tabell 8.2** med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble ca 1180 par (89 arter) registrert ved linjetakseringen som utføres ved forflytning mellom tellepunktene og som inkluderer mer fåtallige arter (alle ikke-spurvefuglarter unntatt måker, gjøk og ringdue, samt ni utvalgte spurvefuglarter).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde 18% av alle observerte par og ble i 2014 observert i 91% av tellerutene. Videre følger artene rødvingetrost, gjøk, måltrost, bokfink og heipiplerke for antall telleruter, mens bokfink og heipiplerke følger nærmest for antall observerte par (**tabell 8.2**).

Linjetakseringene resulterte for 2014 i flest observasjonsruter for lirype, strandsnipe, orrfugl og heilo som ble observert på over 10% av tellerutene. Linjetakseringene gir et viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene som observeres oftere ved forflytning i terrenget enn ved observasjoner fra utvalgte punkt.

For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E for årene 2006-2014 viser vi til tabell 2 i Kålås et al. (2014a), samt til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>. Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekommende fuglearter. Av de 76 artene hvor vi har nok data til å gjennomføre analyser for perioden 2006(08)-2014 omfatter dette sterk nedgang for 6 arter og moderat nedgang for ca 20 arter. Her kan det bemerkes at artene med sterkest nedgang særlig er knyttet enten til jordbrukslandskapet eller til fjellet eller fjellnære områder.

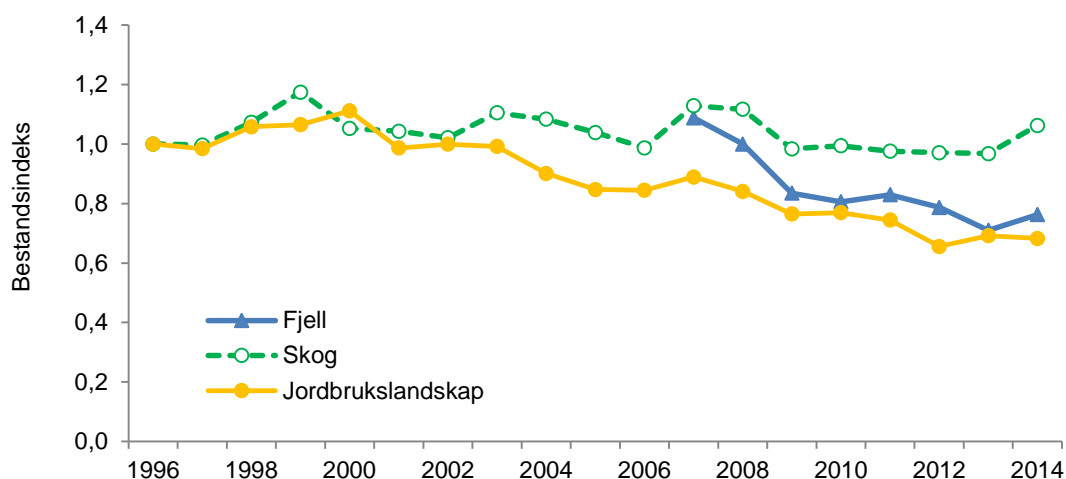
Tabell 8.2 Oversikt over antall individ observert for alle arter fra de 349 rutene der vi har mottatt resultater for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2014. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall individ summert for punkttagseringene og linjetakseringene. Arterene er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner.

Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.	Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.
Løvsanger	319	90,9	7842	18,0	Rugde	32	9,1	40	0,1
Rødvingetrost	236	67,2	1427	3,3	Stokkand	31	8,8	76	0,2
Gjøk	233	66,4	819	1,9	Spettmeis	31	8,8	43	0,1
Måltrost	220	62,7	1230	2,8	Storspove	30	8,5	73	0,2
Bokfink	217	61,8	3224	7,4	Storfugl	29	8,3	49	0,1
Heipiplerke	204	58,1	2696	6,2	Snøspurv	28	8,0	105	0,2
Grønnsisik	197	56,1	1484	3,4	Smålom	28	8,0	49	0,1
Gråtrost	195	55,6	1319	3,0	Skogsnipe	28	8,0	41	0,1
Trepiplerke	194	55,3	1326	3,0	Tjeld	27	7,7	93	0,2
Rødstrupe	186	53,0	980	2,3	Grønnspekk	27	7,7	30	0,1
Gråsisik	183	52,1	893	2,1	Svartbak	26	7,4	120	0,3
Jernspurv	170	48,4	473	1,1	Siland	26	7,4	86	0,2
Kjøttmeis	169	48,1	605	1,4	Krikkand	26	7,4	38	0,1
Bjørkefink	164	46,7	1663	3,8	Tårnseiler	25	7,1	75	0,2
Kråke	161	45,9	576	1,3	Lappspurv	24	6,8	166	0,4
Svarttrost	160	45,6	948	2,2	Kvinand	24	6,8	99	0,2
Rødstjert	157	44,7	700	1,6	Gråhegre	24	6,8	68	0,2
Steinskivett	138	39,3	529	1,2	Fjelljo	24	6,8	52	0,1
Heilo	134	38,2	945	2,2	Fossefall	24	6,8	28	0,1
Gjerdessmet	126	35,9	483	1,1	Tårnfalk	23	6,6	31	0,1
Fuglekonge	121	34,5	371	0,9	Toppand	22	6,3	119	0,3
Granmeis	121	34,5	274	0,6	Sandlo	22	6,3	60	0,1
Gransanger	116	33,0	773	1,8	Ubestemtart	22	6,3	54	0,1
Rødstilk	109	31,1	255	0,6	Gråspurv	21	6,0	122	0,3
Ringtrost	108	30,8	326	0,7	Bergirisk	20	5,7	69	0,2
Ringdue	107	30,5	504	1,2	Bøksanger	18	5,1	23	0,1
Fiskemåke	104	29,6	603	1,4	Dvergfall	18	5,1	20	<0,1
Munk	100	28,5	494	1,1	Havørn	18	5,1	19	<0,1
Svarthvitfluesnapper	99	28,2	270	0,6	Laksand	17	4,8	86	0,2
Strandsnipe	99	28,2	166	0,4	Lavskrike	17	4,8	26	0,1
Sivspurv	93	26,5	268	0,6	Sanglerke	16	4,6	141	0,3
Ravn	91	25,9	159	0,4	Furukorsnebb	16	4,6	84	0,2
Enkeltbekkasin	88	25,1	219	0,5	Vipe	16	4,6	29	0,1
Lirype	86	24,5	171	0,4	Boltit	15	4,3	34	0,1
Linerle	83	23,6	179	0,4	Myrsnipe	14	4,0	45	0,1
Gråfluesnapper	82	23,4	168	0,4	Sildemåke	13	3,7	54	0,1
Flaggspett	76	21,7	131	0,3	Jordugle	13	3,7	13	<0,1
Orrfugl	75	21,4	158	0,4	Taksvale	12	3,4	43	0,1
Blåstrupe	72	20,5	176	0,4	Pilfink	12	3,4	40	0,1
Grønnfink	71	20,2	197	0,5	Grågås	11	3,1	468	1,1
Hagesanger	65	18,5	228	0,5	Kaie	11	3,1	70	0,2
Blåmeis	64	18,2	146	0,3	Tyvjo	11	3,1	18	<0,1
Gulspurv	62	17,7	208	0,5	Sangsvane	11	3,1	13	<0,1
Fjellrype	61	17,4	140	0,3	Musvåk	11	3,1	11	<0,1
Skjære	60	17,1	143	0,3	Ærfugl	10	2,8	33	0,1
Gluttsnipe	55	15,7	113	0,3	Kanadagås	9	2,6	22	0,1
Dompap	55	15,7	82	0,2	Fjellerke	8	2,3	15	<0,1
Grankorsnebb	54	15,4	589	1,4	Fjæreplytt	8	2,3	13	<0,1
Småspove	54	15,4	163	0,4	Løvmeis	8	2,3	13	<0,1
Låvesvale	51	14,5	163	0,4	Jerpe	8	2,3	9	<0,1
Buskskvett	51	14,5	86	0,2	Kongørn	8	2,3	8	<0,1
Tornsanger	50	14,2	192	0,4	Nøttekråke	8	2,3	8	<0,1
Nøtteskrike	45	12,8	58	0,1	Haukugle	7	2,0	7	<0,1
Gulsanger	44	12,5	93	0,2	Tornirisk	6	1,7	24	0,1
Toppmeis	44	12,5	73	0,2	Sjørørre	6	1,7	23	0,1
Grønnstilk	43	12,3	103	0,2	Gravand	6	1,7	20	<0,1
Stær	41	11,7	222	0,5	Horndykker	6	1,7	7	<0,1
Fjellvåk	40	11,4	43	0,1	Vendehals	6	1,7	7	<0,1
Svartspett	39	11,1	64	0,1	Sandsvale	5	1,4	28	0,1
Duetrost	38	10,8	88	0,2	Hettemåke	5	1,4	20	<0,1
Gulerle	36	10,3	122	0,3	Brushane	5	1,4	17	<0,1
Svartmeis	36	10,3	60	0,1	Havelle	5	1,4	15	<0,1
Trane	35	10,0	60	0,1	Lappiplerke	5	1,4	12	<0,1
Gråmåke	33	9,4	422	1,0	Rosenfink	5	1,4	9	<0,1
Trekryper	33	9,4	52	0,1	Gråspett	5	1,4	6	<0,1
Møller	33	9,4	46	0,1	Hvityggspett	5	1,4	5	<0,1
Storlom	33	9,4	41	0,1	Hønsehauk	5	1,4	5	<0,1

Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.	Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.
Kjernebiter	5	1,4	5	<0,1	Sothøne	2	<1,0	4	<0,1
Korsnebb	4	1,1	19	<0,1	Nattergal	2	<1,0	3	<0,1
Rødnebbterne	4	1,1	17	<0,1	Skjærpiplerke	2	<1,0	3	<0,1
Stjertmeis	4	1,1	15	<0,1	Spurveugle	2	<1,0	3	<0,1
Svartand	4	1,1	14	<0,1	Hornugle	2	<1,0	2	<0,1
Makrellterne	4	1,1	8	<0,1	Jaktfalk	2	<1,0	2	<0,1
Myrsanger	4	1,1	8	<0,1	Nattravn	2	<1,0	2	<0,1
Vintererle	4	1,1	6	<0,1	Skogdue	2	<1,0	2	<0,1
Dvergspett	4	1,1	4	<0,1	Sotsnipe	2	<1,0	2	<0,1
Fiskeørn	4	1,1	4	<0,1	Klippedue	1	<1,0	16	<0,1
Tretåspett	4	1,1	4	<0,1	Dvergsnipe	1	<1,0	10	<0,1
Varsler	4	1,1	4	<0,1	Sædgås	1	<1,0	7	<0,1
Svømmesnipe	3	<1,0	19	<0,1	Tyrkerdue	1	<1,0	5	<0,1
Kvartbekkasin	3	<1,0	6	<0,1	Bydue	1	<1,0	4	<0,1
Polarsisik	3	<1,0	6	<0,1	Steinvender	1	<1,0	3	<0,1
Stillits	3	<1,0	5	<0,1	Fjellmyrløper	1	<1,0	2	<0,1
Tornskate	3	<1,0	4	<0,1	Lappmeis	1	<1,0	2	<0,1
Fasan	3	<1,0	3	<0,1	Lappsanger	1	<1,0	2	<0,1
Gresshoppesanger	3	<1,0	3	<0,1	Storskarv	1	<1,0	2	<0,1
Kattugle	3	<1,0	3	<0,1	Toppdykker	1	<1,0	2	<0,1
Knoppsvane	3	<1,0	3	<0,1	Dobbeltbekkasin	1	<1,0	1	<0,1
Perleugle	3	<1,0	3	<0,1	Dvergmåke	1	<1,0	1	<0,1
Spurvehauk	3	<1,0	3	<0,1	Lappugle	1	<1,0	1	<0,1
Temmincksnipe	3	<1,0	3	<0,1	Lerkefalk	1	<1,0	1	<0,1
Vandrefalk	3	<1,0	3	<0,1	Myrhauk	1	<1,0	1	<0,1
Lappspove	2	<1,0	17	<0,1	Rørsanger	1	<1,0	1	<0,1
Teist	2	<1,0	13	<0,1	Ternespe	1	<1,0	1	<0,1
Sivsanger	2	<1,0	8	<0,1	Trelerke	1	<1,0	1	<0,1
Brunnakke	2	<1,0	4	<0,1	Vepsevåk	1	<1,0	1	<0,1
Sidensvans	2	<1,0	4	<0,1	Sum	349		43 478	

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2014 (**figur 8.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,30$, $p = 0,21$, $n = 19$). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 3 av de 23 inkluderte artene og signifikant nedgang for 3 av artene. For tidsperioden 1996-2014 er det målt signifikant økning i bestanden for munk, gransanger og måltrost, mens det ble målt signifikant nedgang for trepiplerke, rødstrupe og løvsanger.



Figur 8.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i jordbrukslandskapet, skogen og fjellet. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 jordbrukslandskapsarter, 23 skogsarter og 8 fjellarter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2014 (**figur 8.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,93$, $p < 0,001$, $n = 19$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (vipe, storspove, sanglerke 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 jordbrukslandskapsartene.

Fugleindeksen for fjellet viser klar bestandsnedgang for perioden 2007-2014 (**figur 8.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,88$, $p = 0,004$, $n = 8$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (fjellrype, lirype, blåstrupe og lappspurv).

8.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2014

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 som er utført fram til nå, antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er etablert, vil få en begrenset datatilgang for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet og som også har begrenset utbredelse i Norge (eks. sanglerke). Dette er arter som nå er i tilbakegang, og om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater vil vi, om denne utviklingen fortsetter, få en mindre presis informasjon om bestandsendringer for disse.

Blant de vanligst forekommende artene som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rødstilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue, lirype, orrfugl og gjøk (observert på > 20% av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Presis informasjon om bestandsendringer forventes imidlertid også for et knippe av arter som har sin hovedforekomst i fjell og fjellnære områder (ca 10 arter). For et lite utvalg av artene vil det etter hvert også kunne presenteres statistikk om bestandsendringer på regionalt nivå.

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, må takseringsruten besøkes minst én gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta. Hoveddelen av gjenstående arbeid med avklaring av slike rutespesifikke prosedyrer for takseringene har vi for våre tre nordligste fylker. Her gjenstår slikt arbeid for 16 av de totalt 166 aktuelle tellerutene. For å muliggjøre tilgang til tellepunktene er det gjort mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett for 40 av rutene i de tre nordligste fylkene (**tabell 8.1**). For resten av Norge er dette gjort for 32 av rutene. Hoveddelen av disse justeringene ble utført før 2013-sesongen for rutene i Nordland fylke og før 2012-sesongen for de øvrige fylkene. For ca 1/3 av rutene med justert punkt plassering mangler vi en endelig bekreftelse på at de standardrutinene som nå er foreslått, er gjennomførbare.

Etter den siste gjennomgangen som nå er gjort for de vanskeligst tilgjengelige tellerutene, ser det ut til at det vil være mulig å gjennomføre taksering for 493 (96%) av de 515 opprinnelig uttrukne tellerutene. Av disse gjennomføres 421 (85%) etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (>12 besøkbare tellepunkt). For de resterende 72 rutene er det brukt en mer subjektiv utlegging av tellepunkt (se metodekapitlet). Med de tilpasninger som

her er gjort, er praktisk gjennomføring noe forenklet, samtidig med at takseringsnettverket fortsatt vil gi god representativitet.

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. I 2014 ble det rapportert resultater fra 75% av de rutene som da var klargjort for taksering, som er en økning på ca 5% fra 2013. Fire prosent av de takserte rutene må utelates fra tidsserieanalysene fordi standard-prosedyrer ikke var fulgt. Ved etableringen av denne overvåkingen var målsettingen å få godkjente data fra > 80% av takseringsrutene. En såpass stor dekning er nødvendig både for å sikre representativ informasjon og for å få tilstrekkelig med data til å kunne levere regional statistikk for bestandsendringer for et godt utvalg av arter. Det er i hovedsak manglende takseringer i de tre nordlige fylkene, der takseringene har foregått færrest år, som gjør at vi ligger under målene for dekning av takseringsruter.

Den største utfordringen ved hekkefuglovervåkingen i TOV-E er fortsatt å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Som del av plan- og rekrutteringsarbeid for å sikre tilgang på feltpersonell er det nå satt i gang tiltak på fylkesnivå med mål å øke takseringsomfanget slik at vi årlig kan få inn godkjente data for minst 80% av tellerutene. Tiltak som er satt i gang de siste årene, er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering, resultatbasert lønn til regionlederne og nye regionledere i tre regioner. Publiserings av resultater er også en del av tiltakene. Som del av arbeidet med motivasjon for feltarbeidere ble data for bestandsvariasjoner for 76 fuglearter bl.a. presentert i NOFs rapportserie (Kålås et al. 2014a), og informasjon fra denne rapporten ble også presentert i NOFs tidsskrift *Vår fuglefauna* (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). Disse tiltakene synes å ha hatt effekt for sørlige deler av Norge, men for de tre nordligste fylkene ser det ut å være ytterligere behov for tiltak.

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 er en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Studiet gir 30 studiepoeng og omfatter artsbestemmelse av fugl på lyd og utseende. Feltpersonell kan her delta på feltstudium og/eller trene i artskunnskap 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 og fra nabofylkene. Dette har ført til god tilgang av feltpersonell i denne regionen, også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. Et desentralisert studieopplegg i Sør-Norge kan være et aktuelt tiltak for å bedre rekrutteringen av feltpersonell i denne delen av landet. For hele landet samlet hadde ca 60% av deltakere med tildelte TOV-E ruter i 2014 avlagt eksamen i fuglelyder og/eller fuglers utseende ved HINTs studium i Fuglekjennskap.

Bruk av bestandsindekser for jordbruksområder, skog og fjell

Den landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl i TOV-E har levert data til tre av Miljøstatus sine indikatorer for naturmangfold (se <http://www.miljostatus.no/> som er Miljødirektoratet sitt nettsted for miljøsituasjonen). Her presenteres bestandsindekser for naturtypene jordbrukslandskapet og skog som er kombinerte data fra TOV-E med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2008, og for fjell for perioden 2007-2014 som utelukkende er basert på TOV-E data (**figur 8.2**). Disse indeksene viser en nedgang for arter i jordbrukslandskapet og for fjellet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for arter knyttet til skog. Data fra TOV-E benyttes også i 'Budsjettnemda for jordbruket' sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettnemda for jordbruket 2014).

For perioden fram til 2006 inkluderer datasettene for jordbrukslandskapet og skogen bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra disse to indeksene ikke nødvendigvis er helt representative for be-

standsendringer i hele Norge for denne perioden. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer som skjer for de aktuelle fugleartene/arealtypene i Norge. Fra 2008 og framover baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket.

Øvrig bruk av TOV-E data

Data fra TOV-E ble i 2014 benyttet i en nordisk sammenstilling av data for endringer av fuglebestander i fjell og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014), hvor det ble dokumentert betydelig bestandsnedgang for flere av de aktuelle artene i siste 10-årsperiode. Data fra TOV-E er også benyttet i en analyse av bestandsendringer for vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015), som viser relativt stabile bestander for de fleste av disse artene. Ellers er det vist at jordbrukslandskapetets fuglebestander i Trøndelag har hatt signifikant nedgang (Husby et al. 2014a), og at fuglebestandene i Trøndelag ser ut til å ha respondert på klimaendringene i samsvar med artenes klimapreferanser (Husby et al. 2014b).

Bestandsindekser for hekkende fugl basert på data fra TOV-E er også benyttet i Norsk naturindeks som utvikles i regi av Miljødirektoratet (Nybø 2010).

Dessuten rapporteres det TOV-E data til 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' (PECBMS,) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (PECBMS 2014, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html> og <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>). PECBMS rapporterer dette videre til Det europeiske miljøbyrået (EEA) for bruk i arbeidet med EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', se http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

Vedlegg 8.1 Oversikt over feltmedarbeidere 2014

Oversikt over personer som fikk tildelt TOV-E takseringsruter i 2014.

Navn	Antall ruter 2014	Navn	Antall ruter 2014
Rolf E. Andersen	1	Pål Martin Grønlien	4
Harald Normann Andersen	1	Morten Günther	1
Martin F. Andersen	2	Astrid Bakke Haavik	2
Johannes Erik Anonby	2	Inge Hafstad	3
Arnfred Antonsen	1	Oddvar Hagen	1
Steve Aslaksen	1	Per Jan Hagevik	5
Johan Åge Asphjell	1	Øyvind Halgunset	1
Paul Aspholm	4	Odd Hallaråker	2
Viggo Aspvik	1	Anders Hals	3
Jon Bekken	1	Emil Halvorsrud	2
Runa Bergby	3	Ole Schei Hansen	1
Tonje Evang Berland	1	Tor Magnus Hansen	8
Steve Bickford	1	Torbjørn Hasund	2
Håkan Billing	2	Kåre Haugan	2
Sverre Birkelund	2	Finn Hauge	1
Raymond Birkelund	3	Kjell-Ove Hauge	1
Anders Bjordal	3	John Haugen	1
Nils Chr. Bjørgo	5	Jo Heggset	1
Kjell Blandhol	1	Kristin Heidal	1
Tom Skånsar Borgersen	7	Anders Heien	2
Anders Braanaas	3	Øyvind Heldal	6
Svein Arne Bratli	2	Trine Hilstad	3
Torgrim Breiehagen	3	Thorstein Holtskog	2
Simon Bruerberg	2	Knut-Sverre Horn	2
Stein Bukholm	1	Sigurd Arne Hovde	1
Leif Roar Bævre	8	Iordan Hristov	11
Per Willy Bøe	4	Harald Hunderi	3
Per Bådshaug	1	Olaf Hunsdal	3
Fredrik Calmeyer	3	Tor Egil Høgsås	1
Even Dehli	2	Hans Martin Høiby	2
Reidar Demmo	1	Terje Håheim	3
Jon Djupvik	1	Bjørnulf Håkenrud	1
Eirik Djupvik	3	Halvor Ingul	1
Hilde Birgersdatter Dørum	2	Anette Jensen	2
Håvard Eggen	2	Magnhild Johansen	1
Martin Eggen	3	Håvard Johnsen	3
Knut Eie	12	Hans Ola Jordet	6
Odd Rune Einmo	2	Runar Jåbekk	1
Silje Eklid	1	Lars Kapelrud	1
Steinar Eldøy	1	Per Ingebrigt Karbø	1
Bård Engelstad	1	Helge Kiland	2
Arne Engås	1	Jan Helge Kjøstvedt	1
Hanne Etnestad	2	Terje Kolaas	5
Otto Arild Fauske	1	Stig Kolåseter	2
Øyvind Fjeldsgård	1	Jim Kristensen	1
Magnus Jonas Fjell	1	Knut Krogstad	1
Knut Fure	1	Erlen Landsverk	3
Eskil Furuheim	1	Jim Lea	1
Stig Gaarden	2	Kjell Thore Leinhardt	2
Leif Gabrielsen	1	Hampus Lejon	6
Unni Ragnhild Bjerke Gamst	1	Inga Lillevoll	1
Arild Gauteplass	1	Arild Lindgaard	1
Øyvind Gjerde	1	Åsmund Loe	1
Ola Ragnar Gjøra	10	Toril Lohne	3
Georg Gjøstein	1	Lars Lorentzen	3
Stig Gorseth	1	Per A. Lorentzen	3
Gjermund Graver	2	Sverre Lundemo	2
Kjell Grimsby	2	Jan Helge Løvik	2
Herluf Gruner	1	Jørn Helge Magnussen	1

Navn	Antall ruter 2014	Navn	Antall ruter 2014
Morten Martinsen	2	Audun Skrindo	2
Egil Mikalsen	2	Rune Skåland	3
John Martin Mjelde	1	Ivar Sleveland	1
Rune Moen	1	Rune Solvang	1
Ola Moen	4	Frantz Sortland	3
Stian Moldskred	1	Karl Johan Stadsnes	1
Jostein Moldsvor	2	Helge Staven	2
Sindre Molværsmyr	8	Frode Steffensen	3
Kjetil Mork	2	Bjørn Arild Steinsmo	1
Torkjell Morset	1	Ingvar Stenberg	1
Einar Georg Mortensen	2	Maria Stenklev	2
Torstein Myhre	1	Karl-Birger Strann	1
Merete Myromslien	1	Jarl Strømdal	7
Jostein Myromslien	5	Fred Marius Svendsen	1
Anders Faugstad Mæland	5	Per Ole Syvertsen	2
Pål Mølsvik	2	Ole Martin Sæterhaug	1
Ingvar Måge	1	Gisle Sæterhaug	2
Paul Tore Nielsen	2	Ståle Sætre	1
Espen Sundet Nilsen	1	Thorbjørn Tho	3
Yngve Nilsen	4	Thorleif Thorsen	3
Frank Nygård	2	Sigmund Tveiten	1
Atle Ivar Olsen	1	Gunnar Uglem	3
Sveinung H. Olsnes	1	Jorunn Ospedal Vallestad	2
Torbjørn Opheim	1	Trond Valstad	2
Geir Magne Pedersen	3	Roald Vang	1
Knut Olav Raen	2	Tore Vang	1
Bjørn Rismyhr	1	Per M. Vars	3
Simon Rix	9	Bernt Jarle Vatland	2
Jon Grunde Roland	1	Tellef Barøy Vestøl	3
Odd Rygh	1	Kim Erlend Vidal	1
Johan Tore Rødland	1	Marius von Glahn	3
Thomas Rødstøl	1	Per Inge Værnesbranden	2
Jan Ove Sagerøy	1	Tor Wang	1
Hans Sagstuen	1	Tommy Wernberg	1
Rolf Sandven	1	Margrethe Wold	1
Jostein Sandvik	3	Kjell Woxmyhr	1
Kjell-Olav Saus	3	Rune Zakariassen	1
Bjørn-Tore Rekve Seim	1	Ragnar Ødegaard	1
Harald Simonsen	1	Arve Østlyngen	1
Johan Sirnes	1	Lars Ågren	4
Ronny Skansen	2	Tor Ålbu	2
Jon Erling Skatan	2	Espen Aarnes	1
Henry Skevik	2	Ingebrigt Saxe Aasen	1
Ole Skimmeland	1		

9 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., 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., 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.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird census techniques*. – Academic Press.
- Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2012. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Troms. Ressursoversikt fra Skog og landskap 05/12: VI, 86 s.
- 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.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press. 448 s.
- Budsjettnemnda for jordbruket. 2014. Resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken. Rapport 206 s. http://nilf.no/budsjettnemnda_for_jordbruket/Utredninger_og_publicasjoner/2014/resultatkontroll_for_gjennomforingen_av_landbrukspolitikken
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – *Holarctic Ecology* 6: 24-31.
- Cornulier, T., Yoccoz, N., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A, Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jedrzejewska, B., Milon, A., Petty, S.J., Pietiainen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. – *Science* 340: 63-66.
- 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. & Lehiokoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 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.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. - Upublisert rapport.

- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – *Ecography* 24: 555-568.
- Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. – *Auk* 88: 323-342.
- Evju, M. & Bruteig, I.E. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. – *The Lichenologist* 45:35-50.
- 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., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., 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.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. – pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. – *Klima* 2: 2-34.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. – *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- 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.
- 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. 2011. 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)
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. – *Phil Trans R Soc Lond B* 360: 269-288.
- 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, 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.
- 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.
- Herredsvella, 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. 1979. DECORANA – A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, N. Y.

- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.
- 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.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. - NINA Oppdragsmelding 24. 49 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.
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 225-244. Akademika forlag, Trondheim.
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014b. Moderne landbruk og effekter på biologisk mangfold. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 199-224. Akademika forlag, Trondheim.
- Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. - NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- 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 natur-overvåking". - DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. - *PNAS* 108: 1970-1974.
- Johansen, B.S., Lerkelund, H.E. & Solheim, R. 1997. Lemen i Setesdal Vesthei høsten 1997. - *Fauna* 50: 155-157.
- 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.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. 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. & 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., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014a. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. - NOF - Rapport 4-2014. 36 sider.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014b. Terrestriske fugler i Norge - bestandsendringer 1996-2013. - *Vår Fuglefauna* 37: 14-20.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. - *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Viken, Å., 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.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lindström A., Green M., Husby M., Kalas J.A. & Lehikoinen A. 2015. Largescale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. *Ardea* 103: 3-15. doi:10.5253/arde.v103i1.a1
- 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.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens Kartverk, Hønefoss.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). - Univ. Trondheim. Upubl. hovedfagsoppgave.
- Moksnes, A. 2014. Hvor blir det av gjøken? - *Vår Fuglefauna* 37: 22-23.
- 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., Røsberg, 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.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. - DN-utredning 3-2010. 162 s.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. - *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., 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 dvergfalk. - NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. - NINA Rapport 834, 51 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. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - *Oikos* 29: 336-341.
- Oftedal, C. 1980. Geology of Norway. - *Norges Geologiske Undersøkelse* 356: 3-114.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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., 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.
- 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.
- 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., Myrsetrud, 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.
- Svalastog, D. & Korsmo, H. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Buskerud. – NINA Oppdragsmelding 360: 1-180.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvvertsen, 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.
- 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. & 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., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – *NIJOS-rapport* 08/01: 1- 46.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T. & 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. & Nordbakken, J.F. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013. I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 1036: 34-43.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* - NINA Rapport. 702: 24-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.) 2012. *Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 840: 30 -38.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. *Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 952: 27-37.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. – NINA Rapp. 490: 70-79.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – *NIJOS Rapport* 06/2004: 1-55.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – *Ravalsjøskogenes viltjournal*, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. - NILU OR 41/2012. 40pp.
- 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. 2009. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.



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: 978-82-426-2814-5

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 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