

Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, 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 Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

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.

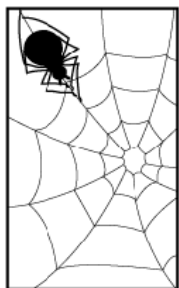
Annen publisering

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 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 149

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

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

Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1376. 122 s.

Oslo, september 2017

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3101-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

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

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-816|2017

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Undersøkelse av markvegetasjonen i Lund 2016. Foto: Heidi Myklebost

NØKKELORD

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

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1376. 122 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 artsgruppene som overvåkes i bjørkeskog og granskog, viser endringer som kan knyttes til observert klimavariasjon fra midten av 1980-tallet. Mange plantearter har en fordeling med høyde over havet som henger sammen med deres temperaturfølsomhet. Noen store mosearter viser økt mengde i flere granskogsområder og enkelte bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong med milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Dette har gitt foretting av bunnsjiktet i mange granskogsområder, med redusert mengde og artsrikhet av små mosearter og trolig også for mange karplanter. I flere granskogsområder er total artsrikhet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Bringen og Urvatnet har størst reduksjonen, begge med ca fem færre arter pr analyse rute i gjennomsnitt. De fleste bjørkeskogsområdene (unntatt Børgefjell) har respondert på et varmere og fuktigere klima med økt framgang av urter og gras, høyst sannsynlig på grunn av økt næringsomsetning og økt pH og mineralisering av organisk materiale i jordsmonnet. Gjengroing av feltsjiktet gir redusert lystilgang til bunnsjiktet og bidrar til nedgang i mengde av små moser og lav. På undersøkte bjørketrær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og dels vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). Forventet mildere klima og lengre produksjonssesong bør gi økte fuglebestander i fjellet, men middeltemperaturen i mai og juni viser ikke konsistent økning i TOV-områdene. En bestandsindeks for fugler i de fem TOV-områdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2016, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. Enkelte år har hatt episoder med ugunstige værforhold i hekktida eller sein og kald vår, noe som kan ha hatt negative konsekvenser for klekkesuksess, med mulig effekt på bestandene av spurvefugl.

Langtransporterte forurensinger

Ulike effekter av langtransporterte forurensinger, som forurensing 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 lengre nord med lavere belastning. De tydeligste effektene av endringer i forurensingsnivå er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene. Her viser særlig de sørlige og mest forurensete områdene 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 forurensing de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mengden av alger på trærne i det sørligste området Lund (Ro) har økt kraftig i overvåkingsperioden (1991-2016). Dette kan dels 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 bakkevegetasjon er også observert i enkelte granskogsområder, spesielt tydelig i det sørligste området Paulen (VA). Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn (Te), Gutulia (He) og Dividalen (Tr) 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 lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. I disse bjørkeskogsområdene 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 nitrogen tilførselen er

størst. For faunaen gir ikke overvåkningsresultatene 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. 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, med økt gjengroing som resultat. I flere bjørkeskogsområder (f.eks. Åmotsdalen) er det imidlertid fremdeles et høyt beitetrykk av sau, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Særlig Børgefjell har fortsatt høyt beitetrykk av rein og smågnagere, noe som trolig har bidratt til redusert dekning av gras og urter. Smågnagere har her også ført til redusert mosedekke. 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 påvirkninger er årsak til observerte endringer hos artene og artssamfunnene som overvåkes.

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. Det er dermed lite sannsynlig at fremmede arter vil dukke opp her i nær framtid.

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Undersøkelsesmetodene i TOV er heller ikke innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter på den norske rødlista 2015 er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: lavartene gubbeskjegg, gryntjafs og ulvelav (alle nær truet), samt fugleartene lappspurv (sårbar), jaktfalk, fjellrype, lirype, gjøk, blåstrupe, sivspurv og taksvale (alle 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 lav topp 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. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkeløv og løv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store insektangrep 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. Det har vært indikasjoner på slike endringer 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.) 2017. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2016: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 1376. 122 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 linked to observed climate variation from the mid 1980s. The distribution with altitude for many plant species reflects their temperature sensitivity. Some large moss species show increased abundance in several sites of spruce forest and some of birch forest, probably due to longer growing seasons of mild autumns, particularly from the late 1990s. This has led to a denser bottom layer, reducing the amount and species richness of smaller bryophytes, probably also contributing to reduced amounts and richness of many vascular plants. In several spruce forest sites, the ground vegetation shows considerably reduced total species diversity since the start of monitoring. Bringen and Urvatnet have had the greatest reduction, with a mean of c. five species per 1-m² plot. In most of the birch forest sites (except Børgefjell) the ground vegetation has responded to a warmer and wetter climate with increased growth of herbs and grasses due to increased decomposition and mineralization of the soil, and increased soil pH. On examined birch trees in several monitoring sites, moderately thermophilic lichens (eg, *Hypogymnia physodes*) have increased, whereas cold-tolerant species (eg, *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. However, May and June mean temperatures do not show a consistent increase for the monitoring sites since 1990. 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 some years, episodes of unfavourable weather during the nesting season or a late/cold spring may have had negative impacts on reproduction success and 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 due 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 may also affect 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 deposition 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 may still influence these sites. This applies in particular to reductions in open range grazing and other biomass harvesting, resulting in increased regrowth of the vegetation, enhancing the effects of a warmer and wetter climate. However, in several of the birch forest monitoring sites (eg, Åmotsdalen) there is still a high grazing pressure from sheep, and reindeer use Gutulia, Børgefjell, and Dividalen. The high grazing pressure by reindeer and small rodents at Børgefjell has probably reduced the cover of grasses and herbs. In addition, grazing by small rodents has reduced the bryophyte cover. More acute land use activities can also 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 monitored species.

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 for finding such species, which are often rare. The following species from the Norwegian Red List 2015 have so far been observed in the monitoring sites: the lichens *Alectoria sarmentosa*, *Evernia mesomorpha*, and *Letharia vulpina* (all near threatened), as well as the birds *Calcarius lapponicus* (vulnerable), *Falco rusticolus*, *Lagopus muta*, *Lagopus lagopus*, *Cuculus canorus*, *Luscinia svecica*, *Emberiza schoeniclus*, and *Delichon urbica* (all 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. Monitoring of the moss *Hylocomium splendens* populations in seven TOV spruce forest sites shows that some population peaks of rodents may strongly influence the bryophyte cover. Thinning of bryophytes and exposed soil allow re-establishment of bryophytes under favourable conditions. Major attacks of birch-defoliating moths may completely consume leaves on birch trees, other deciduous trees and shrubs. 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	9
1 Innledning.....	11
2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning	13
2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold	13
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene	15
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene.....	20
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen.....	22
3.1 Metoder.....	22
3.2 Endringer Lund i perioden 1996-2016.....	23
3.3 Endringer i Åmotsdalen i perioden 1996-2016.....	28
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreser-	
vat i 2016.....	36
4.1 Områdebeskrivelse og metoder	36
4.2 Vegetasjonsendringer i Rausjømarka i perioden 1988-2016.....	38
4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Rausjømarka.....	46
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2016	49
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2016.....	56
6.1 Resultater fra Åmotsdalen	56
6.2 Resultater fra Lund	63
6.3 Oppsummering	70
7 Bjørkemålere.....	72
7.1 Metoder.....	72
7.2 Resultater.....	73
8 Smågnagere	75
8.1 Metoder.....	75
8.2 Resultater.....	76
8.3 Konklusjon	78
9 Rovfugler.....	82
9.1 Metoder.....	82
9.2 Resultater.....	83
9.3 Diskusjon	83
10 Hønsefugler.....	86
10.1 Metoder.....	86
10.2 Resultater.....	88
10.3 Diskusjon	89
11 Spurvefugl.....	91
11.1 Metoder.....	91
11.2 Resultater.....	93
11.3 Diskusjon	97

12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E	102
12.1 Metoder	102
12.2 Resultater	105
12.3 Diskusjon	110
13 Referanser	114

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 8	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3, 7	Per Arild Aarrestad, NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen (per.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 5	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 6	Magni Olsen Kyrkjeeide, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (magni.kyrkjeeide@nina.no)
Kap. 9, 11, 12	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)
Kap. 10	Erlend Nilsen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (erlend.nilsen@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/nærings-kjeder. Miljødirektoratet har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV, og fra 2014 har Klima- og miljødepartementet bidratt med finansiering av TOV som en nasjonal oppgave for Norsk institutt for naturforskning (NINA). NINA har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, mens vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo. Overvåking av markvegetasjonen i 10 granskogsområder startet i 1988-1992 i regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå NIBIO Norsk institutt for bioøkonomi); overvåkingen i 8 av disse områdene er videreført med støtte fra Miljødirektoratet som del av TOV fra 2005

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2016, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen Åmotsdalen (Sør-Trøndelag), Lund (Rogaland) og Rausjømarka (Akershus), epifytter på trær i Åmotsdalen og Lund, samt faunaen i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2016, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for markvegetasjon i bjørkeskog og bjørkemålere, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Inga Bruteig for epifytter, Erik Framstad for smågnagere, John Atle Kålås for rovfugl, spurvefugl og ekstensiv fugleovervåking, og Erlend Nilsen for hønsefugl. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2016 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjon og epifytter i Åmotsdalen takkes Hege Mellem og John Vammervold for leie av hytte, Toralf Mjøen takkes for transport av feltutstyr, og Jan Erik Jacobsen ved NIBIO takkes for kjemiske analyser av jordprøver fra Lund og Åmotsdalen.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividalen takkes Statskog ved John Lambella; for Børgefjell Kent Mikkelsen; for Åmotsdalen Sten L. Svartaas; for Gutulia Engerdal Fjellstyre ved Ole Opseth og Jan Norvålen, for Møsvatn Lena Romtveit; og for Lund Magma Geopark ved Pål Thjømøe.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat takkes Øystein Kolseth og Thore Berg ved Bymiljøetaten i Oslo kommune for hjelp med henholdsvis båttransport og kjøretillatelse, og Rune Halvorsen for artsbestemmelse av moser som ikke kunne bestemmes i felt. Vi takker også kolleger som har vært med på feltarbeid i tidligere analyseomløp i Rausjømarka.
- For undersøkelsene av epifytter takkes Håkon Holien for hjelp til bestemmelse av innsamlet materiale og Bård Pedersen og Kristine Ulvund for hjelp i felt.
- For undersøkelsene av smågnagere takkes Dag Svalastog for feltinnsamling (Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen) og labarbeid, samt Torleif Skipstad (Lund), Jan Nordvålen og Arne Elgaaen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), Kjetil Letto og Fredrik Jenssen (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Engerdal fjellstyre 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 smågnagerobservasjoner fra ulike områder og tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen. I Børgefjell er fugleundersøkelsene utført av Statskog Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars

Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), samt Øyvind Spjøtvoll (rovfugl) og Eskil Furuheim (spurvefugl). I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe, Oddvar Heggøy og Peter S. Ranke, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas og Morten Sæterhaug. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført av Jan Ove Gjershaug. I Gutulia har Jon Bekken og Kjell Isaksen taksert spurvefugler, og Engerdal fjellstyre kontrollert fuglekassene. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen, Rune Bergstrøm og Jørn Helge Magnussen. I Solhomfjell er slike takseringer utført av Knut Eie, Simon Bruerberg, Eirik Klemetsen og Jørn Helge Magnussen, og Kåre Daland og Anne Gunn Østerholt har kontrollert fuglekassene her. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Solhomfjell. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Knut Henrik Dagestad, Leif Arne Lien, Vegard D. Lomeland og Toralf Tysse, mens fuglekassene her er kontrollert av Sigvald Skjærpe. For oversikt over alle de vel 160 deltagere i de ekstensive fugletakseringene (TOV-E) viser vi til vedlegg i kapittel 12.

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

Oslo, august 2017
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 som del av TOV.

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 oppfølgingen av stortingsmeldingen Natur for livet (Meld. St. 14 (2015-2016)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

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

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter). Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smågnagere og hønsefugl, 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 Naturindeks 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 forskere ved NINA, NIBIO og UiO og sam-

arbeidspartnere. 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. (2014a).

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 fra 2011, 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 2016 blir her rapportert i noe forenklet form. 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**), markvegetasjonen i bjørkeskog og epifytter på bjørkestammer i Åmotsdalen og Lund, samt markvegetasjonen i barskog i Rausjømarka (Akershus) 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/Miljøovervåking/Naturovervåking>.

2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning

Her presenterer vi resultater for 2016 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet, samt for markvegetasjonen i Rausjømarka i Akershus (**figur 2.1**). TOV-områdene er plassert 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 (men epifytter undersøkes på bjørketrær). Se **tabell 2.1** for karakteristika ved de sju opprinnelige områdene og T. Økland (1996) for øvrige granskogsområder.

2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevattnet. Området består hovedsakelig av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 moh. 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 laveliggende områdene domineres skogen av store furutrær. Tregrensa ligger omkring 600 moh 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	Gutulia	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, granitisk gneis	metarhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
Nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
Middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
Middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
Totalt svovel-nedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
Totalt svovel-nedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
Totalt nitrogen-nedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
Totalt nitrogen-nedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

Vernestatus: NR naturreservat, LVO landskapsvernomsråde, 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, Gutulia, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjonsseksjon er angitt for områdene på litt grovere skala; klima gjelder standard normaler for 1961-1990 beregnet ut fra geografisk plassering og høyde over havet; forurensningsdata fra Hole & Tørseth 2002, fig.4 (mg S/m²/år) og fig.5 (mg N/m²/år)



Figur 2.1 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, Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nordboreal skog (bjørk og gran) og lavalpin hei og ligger fra ca 450 til 1000 moh. 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 skogtyper (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 bjørkeskog og lavalpin hei og ligger fra ca 650 til 1200 moh. På grunn av heterogen og flekkvis kalkrik berggrunn og variert topografi har området høy vegetasjonsdiversitet. Heivegetasjonen domineres imidlertid av fattige vegetasjonstyper. 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 (bjørk, furu) og lavalpin hei og ligger fra ca 600 til 1000 moh. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 moh. 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 bjørkeskog og lavalpin hei og ligger fra ca 950 til 1200 moh. 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 moh. 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

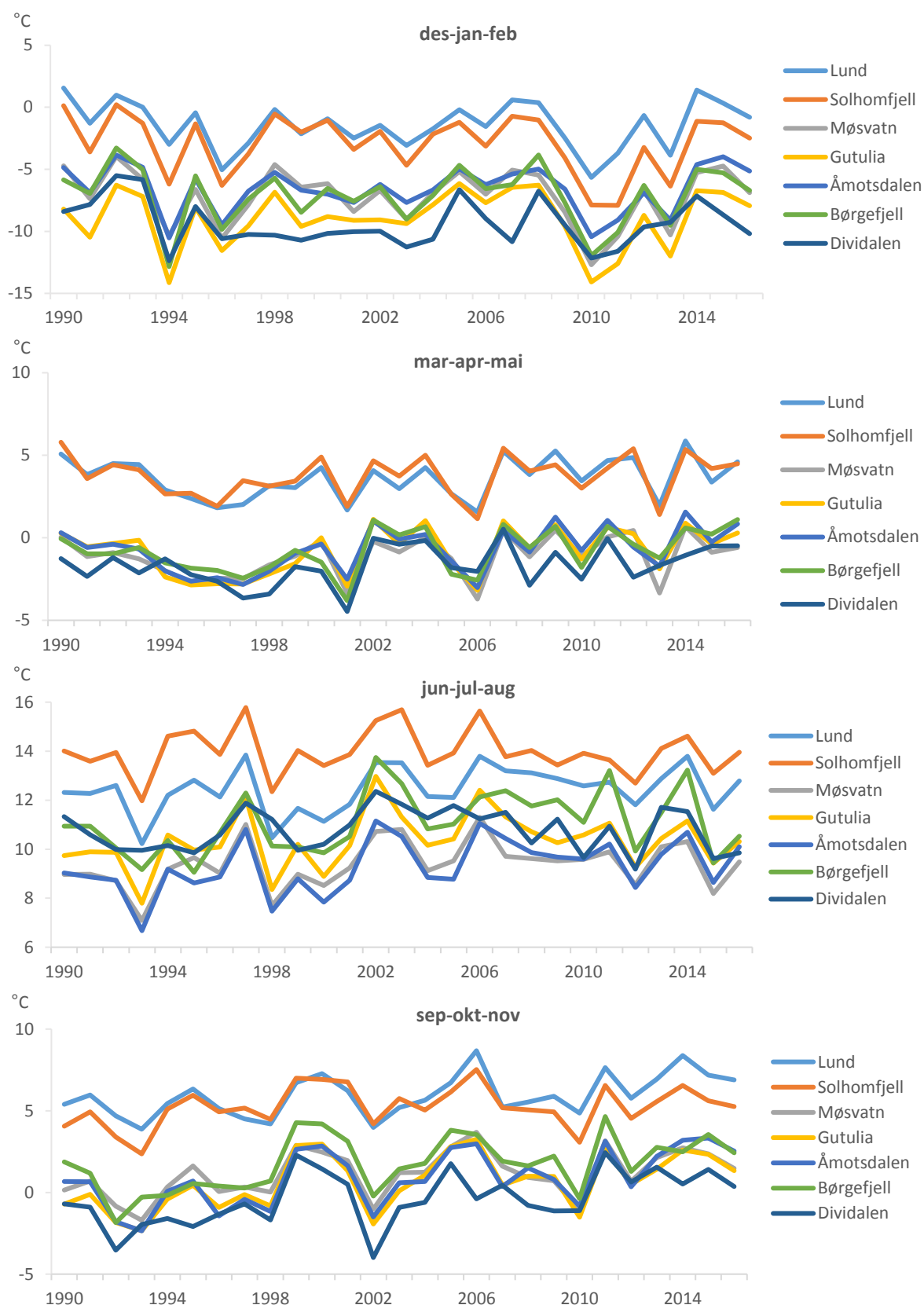
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmo tjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra varmekjære skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng 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 moh, 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 4.1.

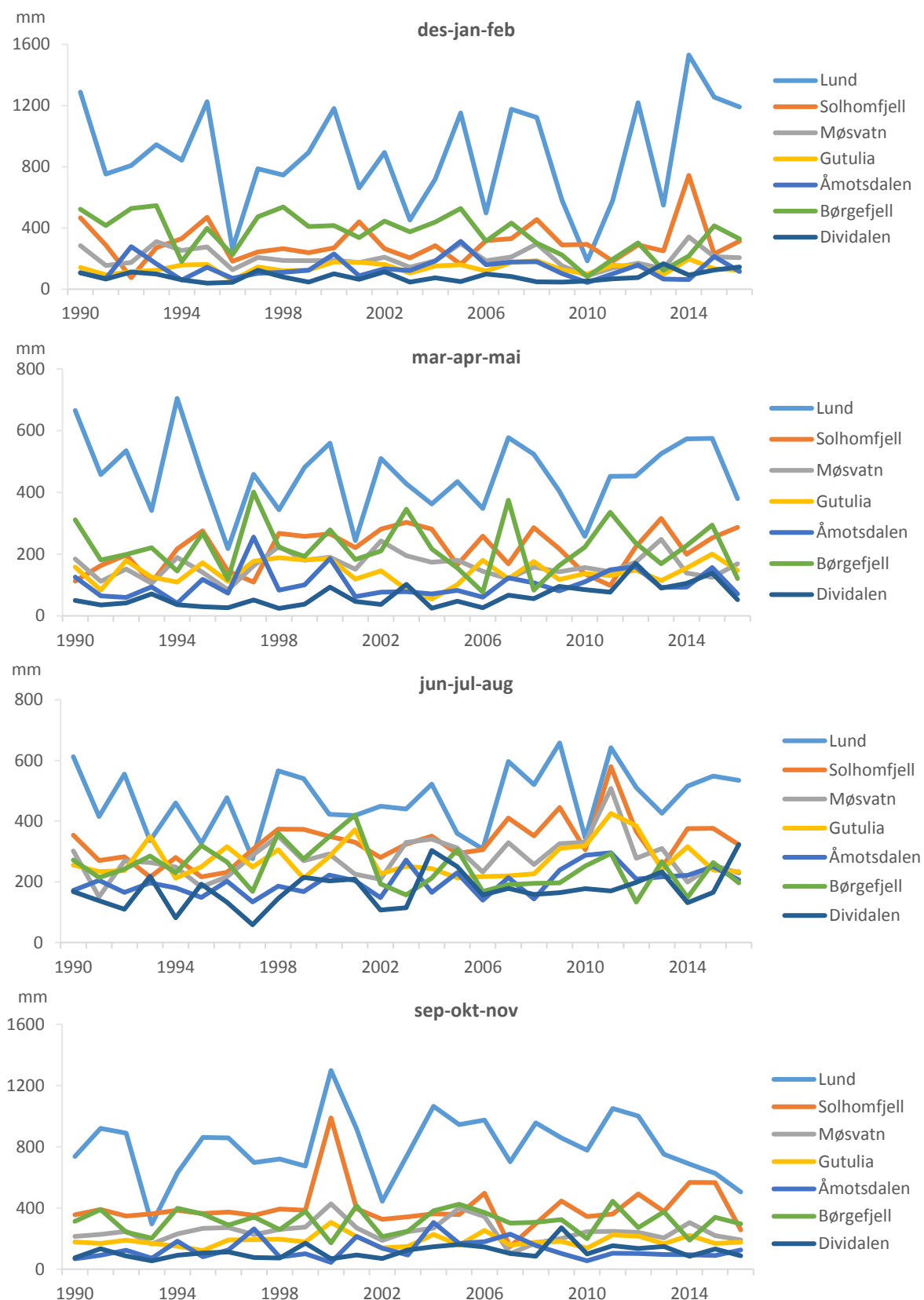
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene

Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2-2.5** og **tabell 2.2**. Klimadataene er basert på interpolerte data fra Meteorologisk institutt for døgnmiddeltemperatur og døgnnedbør for mest sentrale km² for hvert TOV-område, omregnet til middeltemperatur og nedbør pr kvartal. Hovedmønsteret er:

- De sørlige områdene Lund og Solhomfjell har gjennomgående høyere middeltemperatur i alle årstider (**figur 2.2**), lengre vekstsesong og høyere temperatursum i vekstsesongen (**figur 2.4**) enn de øvrige områdene.
- Middeltemperaturen 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, og 2014 (**figur 2.2**). Det var ingen signifikant trend i temperaturutviklingen i TOV-perioden for noen av områdene.
- Middeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1995-1997, 2001, 2006 og 2013 (i sør), mens den lå over snittet i 2002 (i nord), 2007, 2009, 2011 (i nord) og 2014 (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell; tendensen var signifikant for Åmotsdalen og Børgefjell.



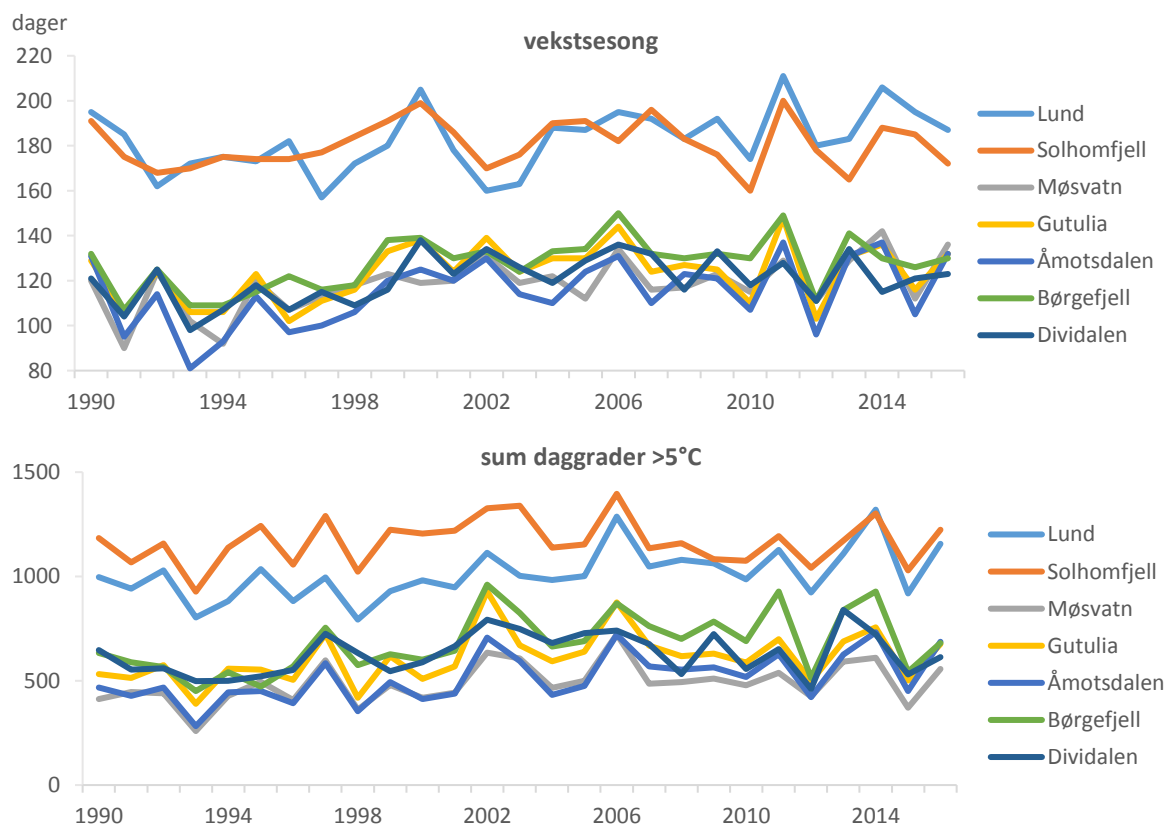
Figur 2.2 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2016.



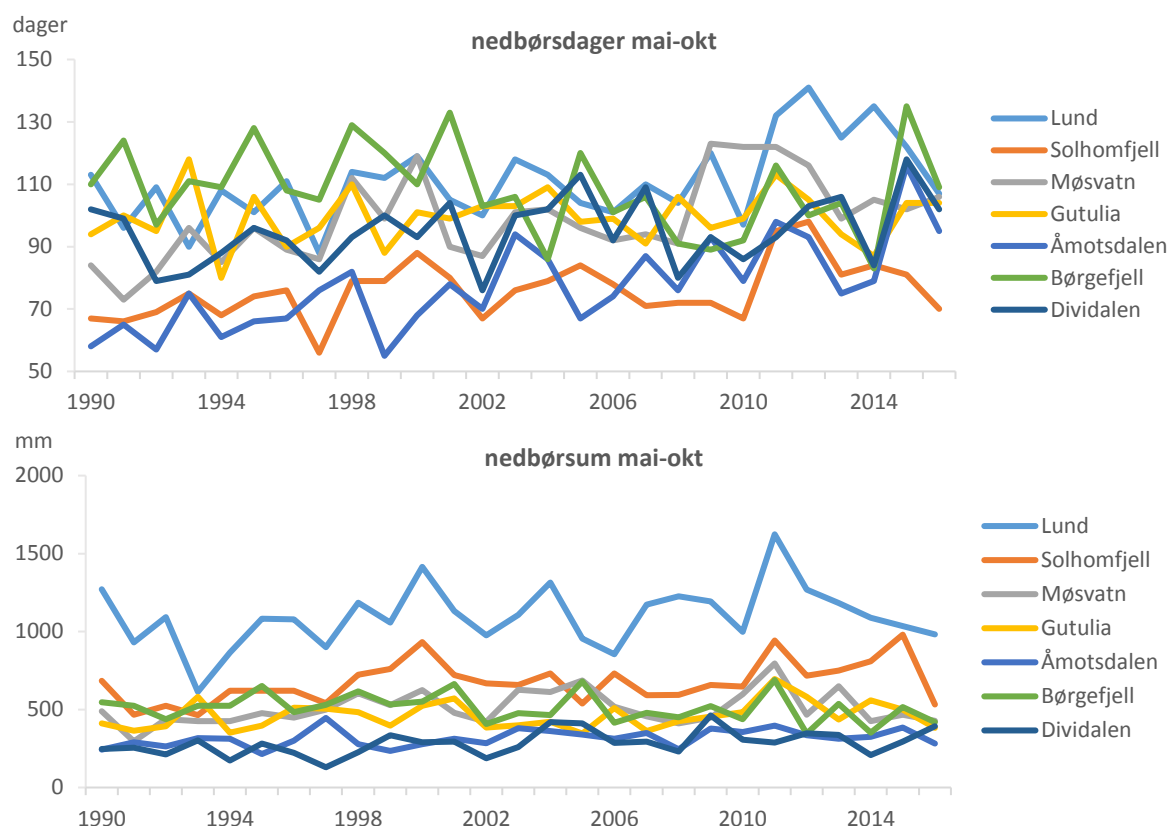
Figur 2.3 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved nedbørsmengde (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2016.

Tabell 2.2 Klimatrender pr kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1990-2016. Trendene er angitt som Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom år og klimavariablene, med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis middeltemperatur og nedbør pr kvartal. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf figur 2.2-2.3). Statistisk signifikante korrelasjonsverdier ($p < 0,05$) er uthevet. Kvartalene omfatter: Vinter des-jan-feb, Vår mar-apr-mai, Sommer jun-jul-aug, Høst sep-okt-nov.

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Middeltemperatur							
Vinter	-0,09	-0,23	-0,17	0,03	-0,02	-0,05	-0,18
Vår	0,20	0,10	0,25	0,32	0,38	0,38	0,32
Sommer	0,30	-0,03	0,28	0,24	0,41	0,33	0,00
Høst	0,51	0,29	0,45	0,52	0,57	0,47	0,52
Nedbør							
Vinter	0,10	0,14	-0,14	0,19	-0,02	-0,52	0,22
Vår	-0,06	0,31	0,10	0,03	0,12	-0,07	0,59
Sommer	0,23	0,46	0,27	0,17	0,47	-0,31	0,37
Høst	0,05	0,06	-0,06	0,11	0,00	-0,01	0,34



Figur 2.4 Utvikling i lengde på vekstsesongen (definert som antall dager med middeltemperatur $> 5^{\circ}\text{C}$, uten å ta hensyn til snødekke) og temperatursum (sum av antall grader $> 5^{\circ}\text{C}$ gjennom sesongen) i TOV-områdene. Det er signifikant økning i vekstsesongens lengde for Lund, Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen (nær signifikant for Gutulia), samt for temperatursummen for Lund, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell (nær signifikant for Gutulia).



Figur 2.5 Utvikling i antall nedbørsdager (dager med $\geq 0,1$ mm nedbør) og sum nedbør i perioden mai-oktober. Det er signifikant økning i antall nedbørsdager for Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Åmotsdalen (tendens til økning for Dividalen, men nedgang for Børgefjell), samt i nedbørsum for Solhomfjell, Åmotsdalen og Dividalen (tendens til økning for øvrige områder, unntatt Børgefjell med nedgang).

- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1993, 1998 og dels i 2000 og 2015, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006 og dels 2014 (**figur 2.2**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen i TOV-perioden for Åmotsdalen og tendens til økning for de øvrige områdene unntatt Solhomfjell og Dividalen.
- Middeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1992, 1993, 2002 og 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014 og 2015 (**figur 2.2**). Det var tydelig økning i middeltemperaturen i TOV-perioden for alle områder, men økningen var ikke signifikant for Solhomfjell.
- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$, uten å ta hensyn til snødekke) viste signifikant eller nær signifikant økning i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell (**figur 2.4**).
- Temperatursummen (beregnet som summen av daggrader $>5^{\circ}\text{C}$) viste signifikant eller nær signifikant økning for alle områder unntatt Solhomfjell og Dividalen (**figur 2.4**).
- Nedbøren er gjennomgående vesentlig høyere i Lund enn i de andre områdene, mens spesielt Dividalen og dels Åmotsdalen har lavere nedbør enn de øvrige områdene i alle årstider (**figur 2.3**). Det gjelder også for nedbørsummen i vekstsesongen (mai-okt), men ikke i samme grad for antall dager med nedbør i denne perioden (**figur 2.5**).
- Nedbøren pr kvartal viste betydelig variasjon mellom områdene og få år med sammenfallende mønstre (**figur 2.3**). Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1996, 2010 og dels i 2013, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene i 1990

- (delvis), 2005 og 2014 (i sør). Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Børgefjell, men ellers ingen klare trender.
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, mens flere av områdene hadde nokså mye nedbør i 2015. Det var signifikant økning i vårnebøren i TOV-perioden for Dividalen, men ellers ingen klare trender.
 - Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder og år på midten av 1990-tallet og i 2006, mens det var forholdsvis mye nedbør i 2011. Det var signifikant økning i sommernedbøren i TOV-perioden for Solhomfjell og Åmotsdalen og ellers tendens til økning for øvrige områder unntatt Børgefjell som viste nedgang.
 - 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) og 2004–2006. Det var nesten signifikant økning i høstnedbøren for Dividalen, men ellers ingen klare trender.
 - Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste tendens til økning for de fleste områdene (signifikant for Solhomfjell, Åmotsdalen, Dividalen), mens det var tendens til nedgang for Børgefjell (**figur 2.5**).
 - Antall nedbørsdager i mai-oktober viste signifikant økning for flere av områdene (kun tendens for Dividalen), men med tendens til nedgang for Børgefjell og ingen klar tendens for Gutulia (**figur 2.5**).

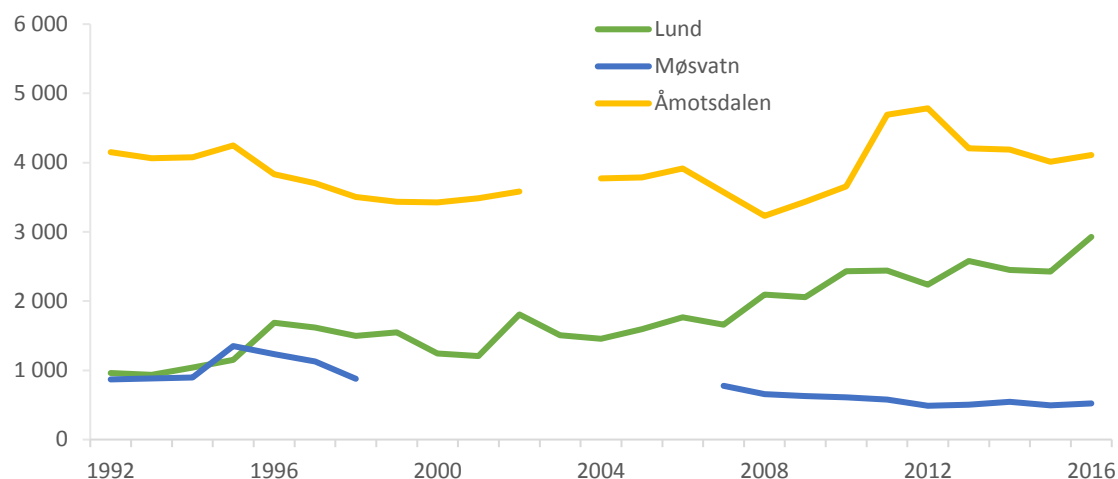
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste områdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk på vegetasjonen i de enkelte TOV-områdene, verken tilbake i tid eller i dag. Dels er det vanskelig å skaffe relevante data for mengde husdyr og tamrein i de ulike områdene over tid. Dessuten vil den faktiske påvirkningen fra beitedyra følge deres lokale utnyttelse av de ulike beiteressursene i landskapet. Uten detaljerte studier av beitedyras forekomst og beiteaktivitet i TOV-områdene kan vi bare gi et grovt bilde av den generelle beiteaktiviteten i og omkring TOV-områdene.

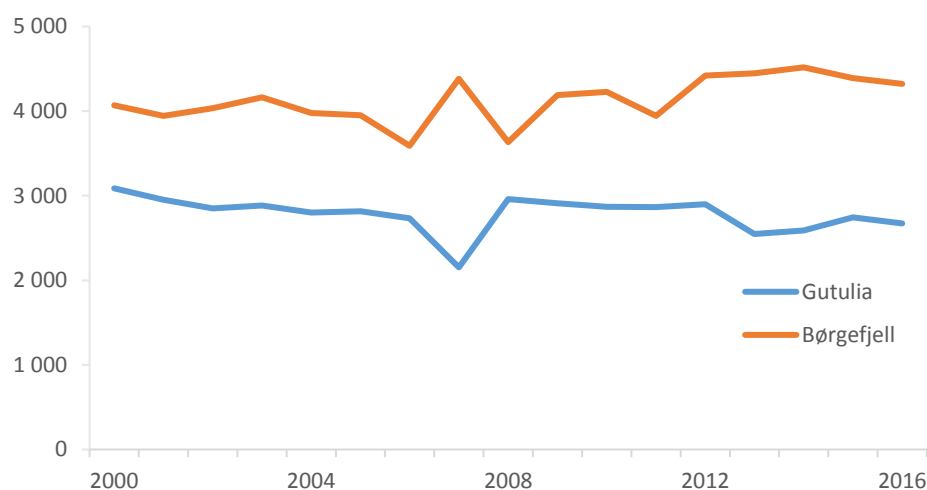
Husdyrbeite, i hovedsak av sau, men i de senere årene også dels av storfe, foregår i overvåkingsområdene i Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Det er ikke organisert beitebruk i Solhomfjell. **Figur 2.6** viser utviklingen i husdyrbeite for beitelagene som omfatter henholdsvis Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens **figur 2.7** viser reintallene for reinbeitedistriktene rundt Gutulia og Børgefjell. I Dividalen har svenske reineiere sommerbeite, og vi har ikke funnet relevante tall for reinbestanden her. Figurene viser bruttotallene, uten å regne disse om til beitedyr eller rein pr arealenhet, siden poenget her er å vise utviklingen over tid og ikke en sammenligning av beitepress i de ulike områdene.

Beiteaktiviteten rundt Åmotsdalen synes totalt å ha vært nokså stabil gjennom TOV-perioden (**figur 2.6**), men med en svak nedgang for sauebeite og økt storfebeite fra ca 2010. Rundt Lund har det vært en jevn oppgang i beiteaktiviteten, i hovedsak på grunn av økt storfebeite utover på 2000-tallet. Derimot har det vært noe nedgang rundt Møsvatn (der det ikke er storfebeite); her mangler vi data for åtte år i midten av perioden.

Ut fra reintallene som er oppgitt for de aktuelle reinbeitedistriktene, synes det ikke å være noen vesentlig endring i beiteaktiviteten fra tamrein i TOV-områdene Gutulia og Børgefjell siden 2000 (**figur 2.7**).



Figur 2.6 Antall husdyr på beite rundt TOV-områdene. Tallene viser antall sau og lam, samt antall storfe omregnet til saueekvivalenter (ut fra gjennomsnittlig krav til fôropptak i utmark) i Lund og Åmotsdalen. Tallene gjelder for områdene til de relevante beitelagene: Lund nordre sankelag, Vestfjorddalen sankelag (Møsvatn), Soløyfjellet beitelag (Åmotsdalen). Brudd i data-seriene viser manglende data. (Data fra NIBIO: Kilden).



Figur 2.7 Reintall for reinbeiteområdene Elgå (Gutulia) og Østre Namdal (Børgefjell). Tallene opp til og med 2014 er hentet fra www.reinbase.no, tallene for 2015 og 2016 fra Landbruksdirektoratet (2016). Disse kildene er ikke 100% sammenfallende. Det er ikke tilgjengelige tall for Dividalen.

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Joachim Paul Töpper, Desalegn Chala, Anders Often, Siri Lie Olsen, Heidi Myklebost og Odd Egil Stabbetorp

TOV-feltene i Lund og Åmotsdalen ble første gang analysert i 1991 av Brattbakk et al. (1992) og deretter etter ny, standardisert metodikk i 1996 av Stabbetorp et al. (1999) og Bakkestuen et al. (1999). I 2001 ble reanalysene utført av Bakkestuen et al. (2002), i 2006 av Bakkestuen et al. (2007) og i 2011 av Aarrestad et al. (2012). Hovedmålet i 2016 var å reanalysere markvegetasjon og jord, klarlegge eventuelle endringer, og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensing, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 20-årsperiode fra 1996 til 2016.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS (senere del av Norsk institutt for skog og landskap og nå Norsk institutt for bioøkonomi - NIBIO) og Universitetet i Oslo (jf T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er vist i Lawesson et al. (2000). En fullstendig beskrivelse av metodikk og resultater fra førstegangsanalysene er sammenstilt for alle TOV-områdene i Bakkestuen et al. (2009). Feltarbeidet i Lund ble utført fra 4-8 juli 2016 og i Åmotsdalen 8-12 august 2016 etter samme metodikk som tidligere år.

Vegetasjonsanalyser

De vegetasjonsøkologiske analysene i hvert område omfatter studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm² i hver av 50 analyseruter à 1 m² med begrenset tilfeldig utlegging i de viktigste økologiske gradientene i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver analyserute. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng og tresjikt.

Databehandling

Strukturen i artenes forekomst i analyseruter studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis-DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 50 analyserutene i hvert område som er undersøkt i 1996, 2001, 2006, 2011 og 2016, er det kjørt en DCA-ordinasjon der analyserutene fra hvert år er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på DCA-analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i analyseruter, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning vises til R. Økland & Nordbakken (2004).

Hvorvidt endringer mellom analyseårene er statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ('paired samples'). Nullhypotesen i denne testen er at parameterens verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene er utført i SPSS. Her er begge mengdemål brukt.

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. For vurdering av arters relasjoner til ulike miljøforhold har vi benyttet Hills reviderte Ellenberg-indikatorverdier (Ellenberg et al. 1992) for lys, fuktighet, reaksjon (baserikhet, jord-pH) og nitrogen (næring) (Hill et al. 1999, 2000, 2007). Disse verdiene er laget for Storbritannia, der miljøforholdene er mer sammenlignbare med forholdene i Norge enn det Ellenbergs sentraleuropeiske indikatorverdier er. Ellenbergs temperatur er utelatt fra Hills indikatorliste, da Ellenberg

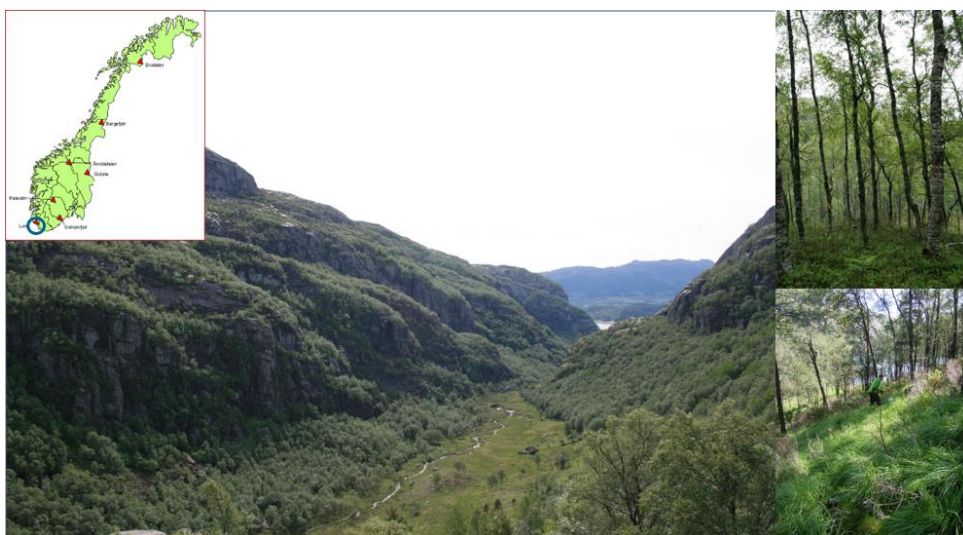
definerte temperatur etter plantenes geografiske utbredelse og ikke etter klima (Hill et al. 1999). Vektete Hill-verdier for gjennomsnittlig dekningsprosent pr art pr analyserute er benyttet (se Diekmann 2005). Vi har brukt en 'linear mixed effects model' (Bates et al. 2015) med Gaussian errorfordeling i vektet gjennomsnitt av Hill-verdier som responsvariabler. Årstall er brukt som en fixed effect forklarende variabel. Analyserute er brukt som 'random effect' for å ta høyde for tilfeldig variasjon mellom rutene. Analysene er gjort i R (R Development Core Team 2017).

Nomenklatur

Navn på arter følger Artsdatabankens navnsetting (www.artsdatabanken.no/), jf vedlegg 3.1.

3.2 Endringer Lund i perioden 1996-2016

Området i Lund har vært overvåket for endringer i bakkevegetasjonen siden 1991 og etter ny overvåkingsmetodikk fra 1996. Bilder og kart fra området er gitt i **figur 3.1**. To av analyserutene er vist til høyre i figuren, mens hovedfiguren er Urdalen, inn mot studieområdet tatt mot sør og sett fra de høyest liggende analyserutene.

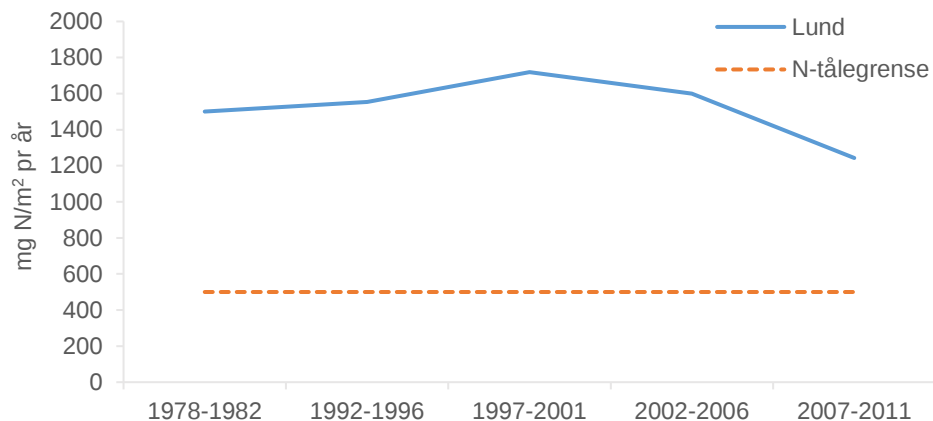


Figur 3.1 Overvåkingsområdet i Lund. Foto: M. Evju og A. Often.

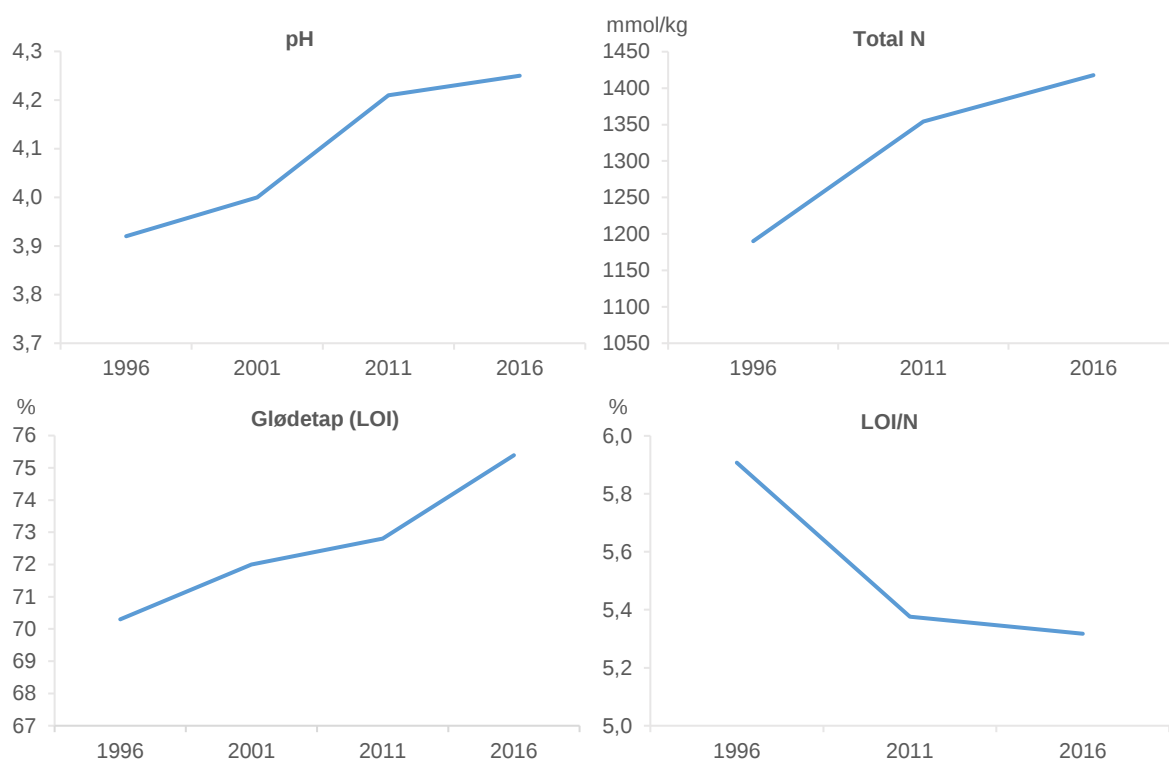
Klimaendringer, vekstsesong, nitrogenavsetning, pH og glødetap i jord

Middeltemperaturen i hovedvekstsesongen juni-august har ikke vist noen signifikant endring i løpet av overvåkingsperioden 1996–2016 (**figur 2.2**), men det er en tendens til høyere temperaturer om våren og høsten, noe som har ført til en signifikant økning i temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom sesongen) og lengre vekstsesong (**figur 2.4**). Nedbøren har vært særlig rikelig i Lund i vekstsesongen de siste 10 årene, og høyest i vintermånedene desember til februar (**figur 2.3**). Samtidig har det vært en signifikant økning av antall regnværsdager fra mai til oktober (**figur 2.5**). Den totale nitrogenavsetningen var svært høy på 1970-tallet med over 2000 mg N/m^2 pr år, men har gradvis avtatt fram til i dag og ligger nå på ca 1250 mg N/m^2 pr år (Lund et al. 2012, Aas et al. 2011). **Figur 3.2** viser nitrogenavsetningen i Lund gjennom overvåkingsperioden 1996 til 2016, basert på data fra norske målestasjoner (Tørseth & Semb 1997, Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006, 2012). Nitrogenavsetningen har hele tiden ligget betydelig over tålegrensen for fattige boreale løvskoger på 500 mg N/m^2 pr år (Bobbink & Hetteling 2011).

pH, glødetap (dvs organisk materiale) og totalt organisk nitrogen har økt jevnt siden 1996 i humussjiktet. Likeledes øker mineraliseringen av nitrogen i jorda, dvs nedbryting av organisk nitrogen til nitrogenkomponenter tilgjengelig for plantene, indikert ved avtakende forhold mellom glødetap og totalt organisk nitrogen (**figur 3.3**).



Figur 3.2 Total nitrogenavsetning i Lund og tålegrensen for fattig boreal løvskog.



Figur 3.3 Jordsmonnsendringer i Lund siden 1996 for pH, glødetap, nitrogen og forholdstallet glødetap/nitrogen (LOI/N) som uttrykk for hvor mye nitrogen som er tilgjengelig for opptak i plantene.

Beitepåvirkning

Figur 2.6 viser en jevn økning av beitedyr rundt TOV-området i Lund fra 1996 til 2016. Det ble imidlertid ikke registrert større beiteskader på plantene i analyserutene som kunne indikere at artssammensetningen var betydelig påvirket av beite, ei heller menneskelige inngrep. Beitepresset i selve TOV-området vurderes som svakt.

Endringer i totalt antall arter 1996-2016

Det ble i 2016 registrert totalt 74 arter i analyserutene i Lund: 33 karplanter, 22 bladmoser (inkludert torvmoser), 17 levermoser og to lavtaksa (**tabell 3.1**). Artsantallet er jevnt stabilt fra 1996, da det ble registrert totalt 69 arter.

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

Artsgruppe	Antall arter					Total
	1996	2001	2006	2011	2016	
Karplanter	35	34	33	33	33	39
Bladmoser	19	20	21	24	22	28
Levermoser	15	16	15	16	17	25
Lav	0	1	0	1	2	2
Alger	0	0	0	1	0	1
Totalt pr år	69	71	69	75	74	95

Det ble funnet 6 nye arter i 2016 i forhold til 2011: Rogn, mosene vegnikke, engkransmose, tobladblonde og foldmose, samt laven grynørdbeger.

Totalt ni arter har forsvunnet i analyserutene siden 2011: gullris, mosene stortaggmose, lundmose, sigdemose, brembinnemose, sandgråmose, rød muslingmose og en ubestemt levermose, samt en ubestemt grønnalge.

Endringer i artsforekomst og artssammensetning

Ti arter gikk signifikant fram og kun én gikk tilbake i siste analyseperiode fra 2011 til 2016, basert på frekvensdatasettet (**tabell 3.2**). Totalt har 18 arter gått fram i siste periode eller i hele overvåkingsperioden (1996-2016) mens åtte har tilsvarende hatt en tilbakegang. Tilbakegangen gjelder særlig bærlyngartene blåbær og tyttebær, bregnene fugletelg og einstape og urten maiblom, samt blant annet mosene ribbesigd og glansjamnmose.

Andre arter som har gått fram i hele perioden er juvenile individer av osp, tepperot, graset blåtopp, samt bladmosene etasjemose, matteflette og levermosen skogkrekmose. Antall analyseruter med forekomst av blåtopp har økt fra 13 til 17 fra 1996 til 2016, og den gjennomsnittlige frekvensen av arten i har økt jevnt fra 14 % til 22 % (**figur 3.4**). Etasjemose og furutorvmose har gått noe fram i perioden, mens ribbesigd har gått noe tilbake (**figur 3.5**).

Endringer i artssammensetning

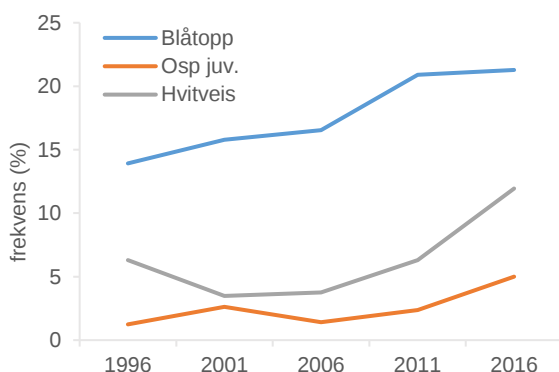
DCA-ordinasjonen basert på frekvensen av arter i de 50 analyserutene fra de fem analyseårene (1996, 2001, 2006, 2011 og 2016) er vist i **figur 3.6**. Det ble registrert en ikke signifikant forflytning av analyserutene langs den første DCA-aksen, 23 vs. 27 ruter, men en signifikant økning langs DCA 2-aksen, hvor 46 av 50 ruter har forflyttet seg mot en artssammensetning som er mer fuktighetskrevenende.

Endringer i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, reaksjon (næring) og nitrogen

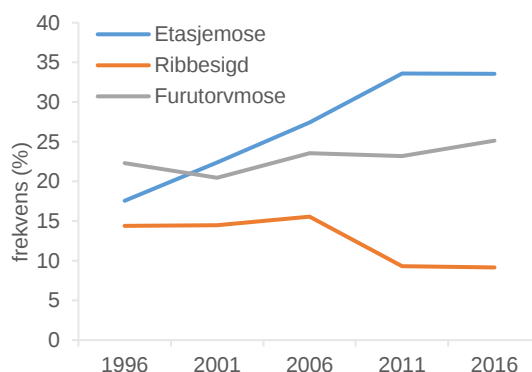
Figur 3.7 viser sammenhenger mellom prosent dekning av artene i de 50 analyserutene og Hills versjon av Ellenbergs indikatorer for alle fem analyseår mellom 1996 og 2016. Analysen viser ingen endringer for Ellenberg lys, men en signifikant endring mot økende verdier for Ellenberg fuktighet, reaksjon (baserikhet) og nitrogen. Ellenbergs indikatorverdier koblet mot artssammensetningen tyder således på en endring mot et mer fuktig, baserikt og næringsrikt jordsmonn i perioden 1996-2016. Dette stemmer godt overens med de målte økningene i jordas pH (**figur 3.3**) og økningen i antall nedbørsdøgn (**figur 2.5**).

Tabell 3.2 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Lund fra 1996 til 2016 og i den siste overvåkingsperioden 2011-2016, målt henholdsvis som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter og som prosent dekning i hver 1 m²-analyserute. Fram er antall ruter hvor artene har økt i frekvens eller prosent (signifikant endring markert med grønt). Tilb. er antall ruter hvor artene har gått tilbake i frekvens eller prosent (signifikant endring markert med rødt). p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet, 0,0000 betyr <0,00005). Se vedlegg 3.1 for norske navn.

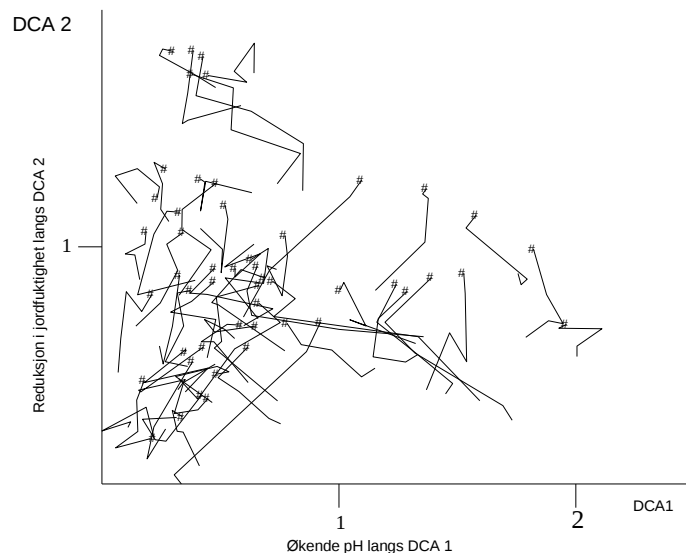
Norsk navn	Frekvens 1996-2016			Frekvens 2011-2016			Prosent 1996-2016			Prosent 2011-2016		
	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p
<i>Populus tremula</i>	2	16	0,0032	1	15	0,0030	1	15	0,0008	3	13	0,0976
<i>Sorbus aucuparia</i>	19	21	0,6712	10	27	0,0017	6	25	0,0000	17	15	0,9769
<i>Anemone nemorosa</i>	4	14	0,0077	4	15	0,0068	2	11	0,0087	2	11	0,0099
<i>Lycopodium annotinum</i>	3	15	0,0030	4	9	0,0674	3	15	0,0101	7	7	0,8012
<i>Phegopteris connectilis</i>	5	2	0,6115	0	5	0,0394	2	4	0,2932	1	5	0,1682
<i>Potentilla erecta</i>	6	11	0,0320	10	4	0,0835	3	9	0,0233	9	4	0,3386
<i>Trientalis europaea</i>	21	26	0,3378	4	42	0,0000	10	23	0,0156	5	27	0,0001
<i>Carex pilulifera</i>	6	16	0,1065	4	14	0,0023	4	13	0,0184	5	13	0,0268
<i>Molinia caerulea</i>	0	9	0,0076	5	5	0,7159	0	15	0,0006	11	4	0,1886
<i>Dicranum fuscescens</i>	2	6	0,0488	0	4	0,0679	2	5	0,2059	1	3	0,3173
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	6	0,0269	3	6	0,1029	0	5	0,0339	3	4	0,7055
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	8	16	0,2340	2	14	0,0188	6	15	0,0869	10	9	0,5724
<i>Diplophyllum albicans</i>	0	5	0,0394	0	5	0,0394	0	5	0,0253	0	5	0,0253
<i>Lepidozia reptans</i>	0	15	0,0006	4	10	0,1198	0	14	0,0007	2	6	0,2720
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	5	7	0,0826	1	7	0,0486	5	5	1,0000	1	6	0,0588
<i>Vaccinium myrtillus</i>	7	1	0,0913	6	2	0,1230	22	21	0,8369	9	35	0,0000
<i>Maianthemum bifolium</i>	35	8	0,0000	6	14	0,0449	26	7	0,0041	7	3	0,1306
<i>Hylocomium splendens</i>	3	31	0,0000	13	18	0,9449	5	17	0,0482	15	6	0,0065
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	8	27	0,0034	10	18	0,5604	8	18	0,0987	18	7	0,0059
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	24	11	0,0045	16	12	0,6308	24	13	0,0739	23	8	0,0003
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	7	1	0,0170	1	1	0,6547	5	1	0,0956	1	0	0,3173
<i>Melampyrum pratense</i>	8	3	0,0181	2	3	0,8902	8	2	0,0578	2	2	1,0000
<i>Pteridium aquilinum</i>	22	8	0,0117	9	7	0,3247	21	9	0,0568	10	6	0,1951
<i>Dicranum majus</i>	22	17	0,0990	16	19	0,8246	23	9	0,0060	20	5	0,0007
<i>Dicranum scoparium</i>	22	7	0,0284	12	7	0,8876	15	3	0,0047	6	3	0,3173
<i>Plagiothecium laetum</i>	27	11	0,0001	17	9	0,1089	14	6	0,0606	5	4	0,7389
<i>Pleurozium schreberi</i>	29	15	0,0877	22	14	0,7468	15	5	0,0086	11	4	0,0705
<i>Chiloscyphus profundus</i>	26	14	0,0216	19	13	0,0678	11	10	0,8273	8	6	0,5930
Antall arter fram			11			10			12			5
Antall arter tilbake			8			0			4			4



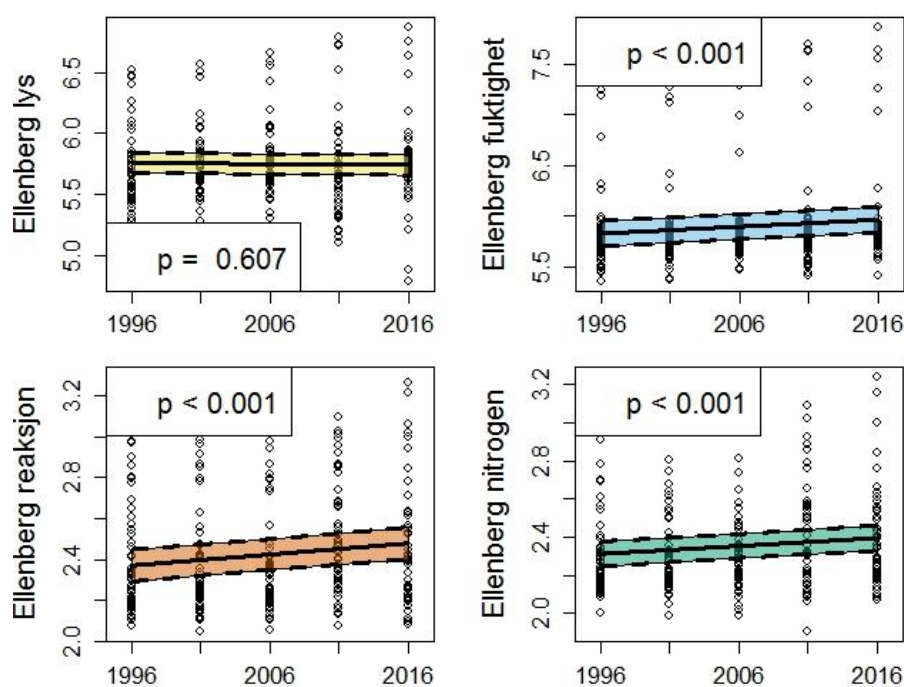
Figur 3.4 Gjennomsnitt prosent forekomst (frekvens) av blåbær blåtopp, osp og hvitveis i 50 analyseruter i Lund.



Figur 3.5 Gjennomsnitt prosent forekomst (frekvens) av etasjemose, lyngtorvmose og ribbesigd i 50 analyseruter i Lund.



Figur 3.6 Ordinasjon av analyserutene i Lund basert på frekvensen av arter i markvegetasjonen, med 4 gjentak pluss oppstartsåret (#). Figuren viser en ikke signifikant endring for den første aksen med henholdsvis 23 vs. 27 ruter og signifikant reduksjon langs akse to med 46 vs. 4 analyseruter, altså mot en fuktigere vegetasjonstype. Dette er regnet fra hvor rutene var plassert i 1996 til hvor de ligger i 2016. Endret plassering er vist ved strekene i diagrammet.



Figur 3.7 Prosent dekning av alle arter med Ellenberg-verdier (Hills versjon) i de 50 analyserutene i Lund 1996 til 2016. X-aksen viser de fem analysetidspunktene og Y-aksen Ellenbergverdier for henholdsvis lys, fuktighet, reaksjon (baserikhet) og nitrogen. Heltrukne linjer er modellen, stiplede linjer viser 95 % konfidensintervall for disse. Prikkene i figurene er de vektete Hill-gjennomsnittsverdiene for alle artene i en analyserute.

Konklusjon for Lund

- Artsantallet i analyserutene har økt noe i hele perioden 1996-2016, men stabilisert seg i den siste 5-årsperioden. Ofte er det nye svakt næringskrevende mosearter med svært liten frekvens og dekning som står for endringene. Eksempler er stortaggmose, lundmose, sigdemose, brembinnemose, sandgråmose, og fuktighetskrevende moser som storstylte og prakt-hinnemose.
- Flere små, mindre næringskrevende og tørketålende levermoser har imidlertid forsvunnet fra rutene, slike som skogskjeggmose, gåsefotskjeggmose og bakkefrynse. Framgang av næringskrevende og fuktighetskrevende moser er trolig et resultat av økt næringstilgang, mindre forsuring og økt nedbør. Bortfall av småvokste moser er trolig et resultat av gjengroing og fortetning av bunnsjiktet av mer storvokste moser som etasjemose, matteflette og kystkransmose og ikke minst fortetting av graset blåtopp som helt skygger ut bunnsjiktet.
- Etasjemose har vist framgang fra 1996-2011, som i de fleste overvåkingsområder for skog i Norge, noe som trolig skyldes gunstige klimaendringer for etasjemose, med lengre og fuktigere vekstsesonger (se kapittel 5). Imidlertid er det i Lund påvist en utflating og til dels en svak tilbakegang av denne arten i siste 5-årsperiode fram til 2016 (se **figur 3.4** og **tabell 3.2**).
- Høy nitrogenbelastning over tid har høyst sannsynlig ført til økt grasdekning, særlig av blåtopp, og forekomst av alger på bakken, da området ligger betydelig over naturens tålegrense for nitrogenavsetning.
- Mer varme (økt temperatursum) og mindre sur nedbør gir økt næringstilgang pga mindre forsuring og høyere mineralisering av jordsmonnet. Dette gir framgang for svakt næringskrevende urter som hvitveis.

3.3 Endringer i Åmotsdalen i perioden 1996-2016

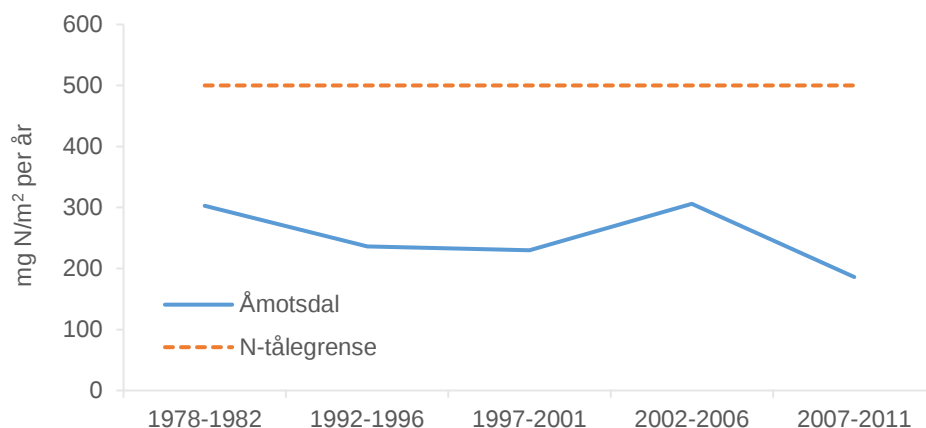
Overvåkingsområdet i Åmotsdal ligger i Sør-Trøndelag fylke, og dalen går omtrentlig sørvest-nordøst og ender opp litt sør for Oppdal ved skiferbruddet (**figur 3.8**).



Figur 3.8 Landskapsbilde fra Gottemsetra i Åmotsdalen og nordøstover ut dalen. Foto: A. Ofte

Klimaendringer, nitrogen, pH og glødetap

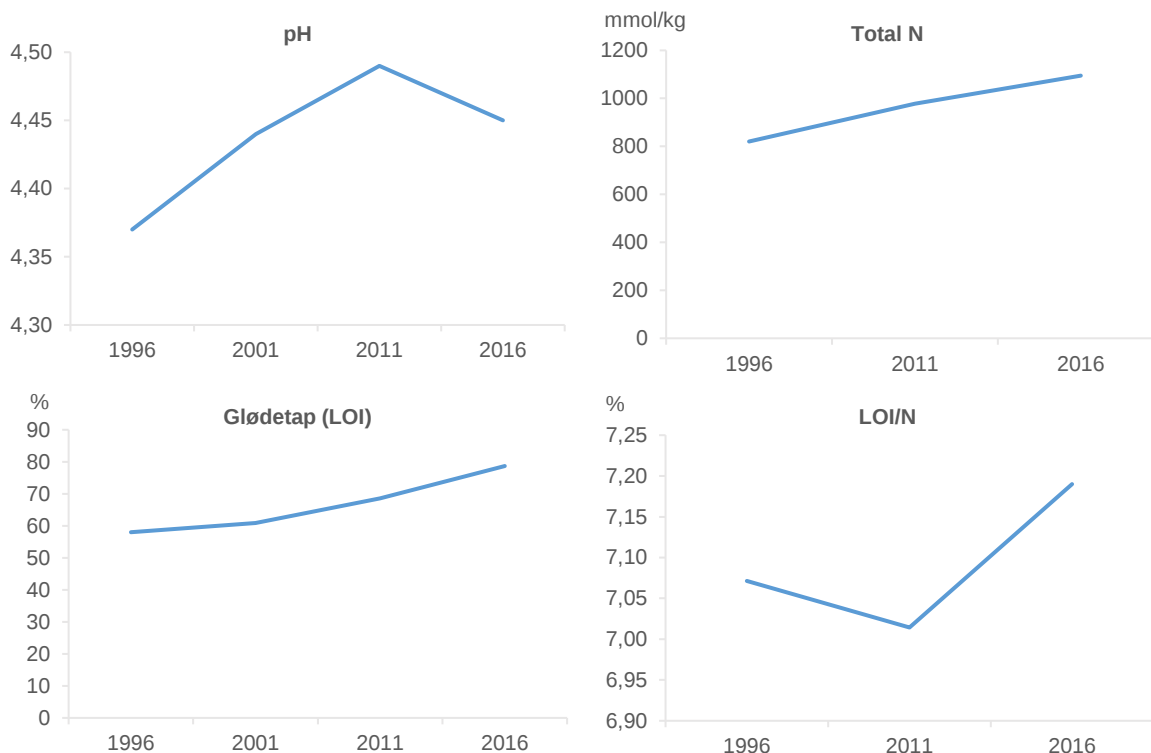
Som alle andre TOV-områder har også Åmotsdalen hatt en tydelig økning i middeltemperaturen i overvåkingsperioden. Middeltemperaturen i vekstsesongen juni-august er relativt høy, og det er en signifikant økning i temperatursum (sum av antall grader $> 5^{\circ}\text{C}$ gjennom sesongen) og signifikant lengre vekstsesong (**figur 2.4**). Nedbøren har vært rikelig i Åmotsdalen i vekstsesongen



Figur 3.9 Total nitrogenavsetning i Åmotsdalen og tålegrensen for fattig boreal løvskog.

i noen av de siste årene, og det har vært en signifikant økning i sommernedbøren i overvåkingsperioden. (**figur 2.3**). Nitrogenavsetningen i Åmotsdalen ligger noe under tålegrensen for fattige boreale løvskoger på 500 mg N/m² pr år (Lund et al. 2012, Bobbink & Hetteling 2011, **figur 3.9**). Avsetningen har som for de fleste områder i Norge gått noe tilbake de senere tiårene.

pH i humuslaget har økt noe siden 1996, med avtakende verdi i siste analyseomdrev (2011-2016) (**figur 3.10**). Glødetap og total nitrogen har vist en svak økning, mens mineraliseringen av nitrogen i jorda (dvs nedbryting av organisk nitrogen til nitrogenkomponenter tilgjengelig for plantene), indikert av avtakende forhold mellom glødetap og totalt organisk nitrogen, er nokså konstant i hele analyseperioden.



Figur 3.10 Jordsmonnsendringer i Åmotsdalen siden 1996 for pH, glødetap, nitrogen og forholdstallet glødetap/nitrogen (LOI/N) som uttrykk for hvor mye nitrogen er tilgjengelig for opptak i plantene.

Beitepåvirkning

Antall husdyr på beite rundt TOV-området i Åmotsdalen har økt litt siste tiår, med en topp rundt 2010–2012 (**figur 2.6**). Høyt beitetrykk ble registrert i felt ved analysene i 2011 da vegetasjonen i flere av analyserutene var tydelig nedbeitet. Beiteskader ble også registrert i 2016. Beitetrykket de siste 10 årene vurderes således som middels til sterkt og har betydning for endringer i mengdeforhold mellom arter. Det er også registrert smågnagertopper i 2007 og 2010.

Endringer i totalt antall arter

I de 50 analyserutene i Åmotsdalen ble det i 2016 registrert totalt 84 arter: 50 karplantearter, 13 bladmoserarter, 9 levermoser og 12 lavarter (**tabell 3.3**). Artsantallet var relativt stabilt fra 1996 til 2006 med 91 arter, og nedgangen i 2011 var således betydelig.

Arter som ikke var registrert i 2011, men som ble funnet i 2016 var grønnkurle, seterfrytle, fjellrundmose, klobleikmose, skogskjeggmoser, lyngskjeggmoser og en begerlav.

Arter som er blitt borte i perioden 2011–2016 er setermjølke, hengeving, dvergjamne, stivstarr, kjeldemose, glansjamnemose, vegnikke, fettmose og pistremose.

Tabell 3.3 Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Åmotsdalen i analyseårene og totalt fra 1996 til 2016.

Artsgruppe	Antall arter					Totalt
	1996	2001	2006	2011	2016	
Karplanter	53	50	54	49	50	64
Bladmoser	14	14	15	15	13	21
Levermoser	10	10	10	9	9	13
Lav	14	12	12	9	12	17
Totalt	91	86	91	82	84	115

Endringer i artsforekomst og artssammensetning

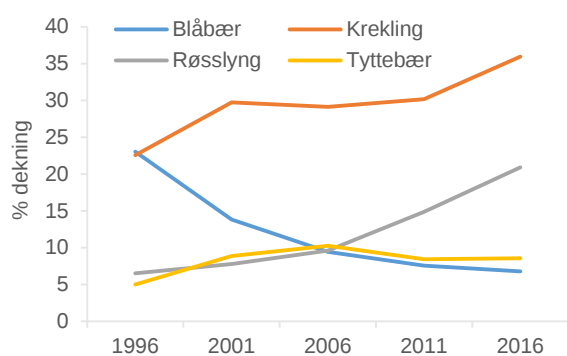
Totalt har 18 arter gått signifikant tilbake i analyserutene i 20-årsperioden 1996–2016, mens to av disse artene også har hatt signifikant reduksjon i siste periode 2011–2016. I hele 20-årsperioden (1996–2016) har seks arter gått signifikant fram, fire av disse også i siste 5-årsperiode (2011–2016). Ni arter har hatt signifikant framgang i siste analyseperiode fra 2011 til 2016 (**tabell 3.4**).

Tilbakegang gjelder for flere urter, blåbær, graminider, bladmoser, levermoser og lav. Særlig sigdmoser og begerlavslekta har hatt reduksjon i frekvens (mengde). Framgang har vært tydelig hos røsslyng og store bladmoser som furumose og etasjemose.

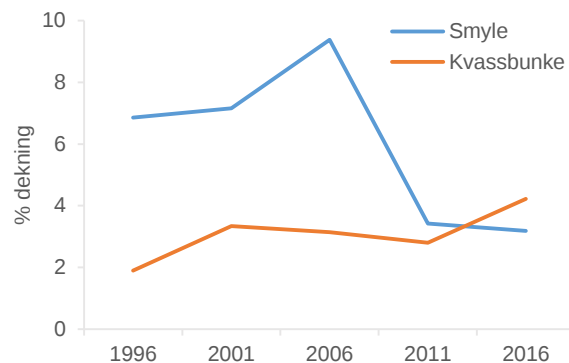
En del tørketålende arter som røsslyng og krekling har hatt framgang i Åmotsdalen i hele overvåkingsperioden (**figur 3.11**). Blåbær har imidlertid hatt en ganske stor reduksjon i mengde, noe som muligens kan skyldes en noe tørrere skogbunn pga et varmere klima. Dette kan også forklare bortfall av fuktighetskrevenne arter som tranebær, dvergjamne og tvebladmose. Mengde av smyle og flere andre gras har gått betydelig tilbake etter 2006 pga økt beitepress (**tabell 3.4**, **figur 3.12**). Lav på bakken har gått betydelig tilbake, særlig brunbeger og grå reinlav (**figur 3.13**), noe som kan skyldes en fortetting av dvergbusker og dermed mindre lystilgang til bunnsjiktet.

Tabell 3.4 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Åmotsdalen fra 1996 til 2016 og i den siste overvåkingsperioden 2011-2016, målt som henholdsvis endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter og som prosent dekning i hver 1 m²-analyserute. Fram er antall ruter hvor artene har økt i frekvens eller prosent (signifikant endring markert med grønt). Tilb. er antall ruter hvor artene har gått tilbake i frekvens eller prosent (signifikant endring markert med rødt). p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet, 0,0000 betyr $<0,00005$). Se norske navn i vedlegg 3.1.

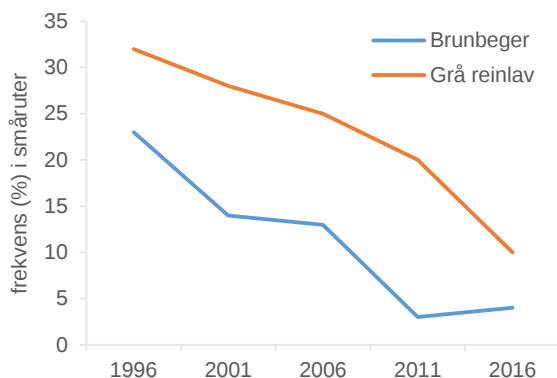
Norsk navn	Frekvens 1996-2016			Frekvens 2011-2016			Prosent 1996-2016			Prosent 2011-2016		
	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p
<i>Calluna vulgaris</i>	4	25	0,0003	3	16	0,0200	5	35	0,0000	7	29	0,0003
<i>Empetrum nigrum</i>	5	10	0,0399	3	7	0,3062	3	38	0,0000	9	24	0,0021
<i>Juniperus communis</i>	2	8	0,0263	0	5	0,0422	3	6	0,1511	2	5	0,4829
<i>Vaccinium uliginosum</i>	12	9	0,3829	3	16	0,0012	11	10	0,9861	8	12	0,4638
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	7	13	0,1237	8	7	0,6891	13	32	0,0006	23	16	0,5998
<i>Alchemilla alpina</i>	1	4	0,1041	1	6	0,0478	0	5	0,0394	0	3	0,1025
<i>Linnaea borealis</i>	5	11	0,0129	6	11	0,0347	2	12	0,0053	5	7	0,4724
<i>Agrostis capillaris</i>	7	5	0,5039	5	2	0,2033	5	8	0,0387	4	7	0,3015
<i>Carex vaginata</i>	1	5	0,1148	3	4	0,6108	0	4	0,0455	1	2	0,5637
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1	3	0,1975	0	4	0,0455	0	5	0,0422	1	5	0,0917
<i>Festuca ovina</i>	1	10	0,0050	1	8	0,0125	0	9	0,0039	0	6	0,0143
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0	6	0,0269	5	1	0,3387	0	5	0,0253	1	1	1,0000
<i>Hylocomium splendens</i>	14	17	0,6087	5	17	0,0248	9	11	0,8622	4	9	0,3642
<i>Pleurozium schreberi</i>	20	20	0,3372	8	26	0,0004	15	20	0,6388	6	22	0,0064
<i>Vaccinium myrtillus</i>	14	1	0,0013	8	6	0,6135	46	3	0,0000	24	14	0,1762
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	16	3	0,0024	9	9	0,3248	18	4	0,0004	16	4	0,0042
<i>Geranium sylvaticum</i>	11	0	0,0033	5	4	0,7206	11	0	0,0033	2	4	0,1682
<i>Melampyrum pratense</i>	38	5	0,0000	29	7	0,0001	12	2	0,0075	14	3	0,0076
<i>Orthilia secunda</i>	5	0	0,0394	2	0	0,1797	4	0	0,0455	0	0	1,0000
<i>Potentilla erecta</i>	7	0	0,0169	4	2	0,3951	3	0	0,0833	4	0	0,0588
<i>Trientalis europaea</i>	21	14	0,0519	11	20	0,5890	9	9	0,8922	14	7	0,1327
<i>Veronica officinalis</i>	7	3	0,0282	4	5	0,4061	3	4	0,9314	2	3	0,2207
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	14	1	0,0009	10	4	0,5264	9	1	0,0559	3	4	0,3912
<i>Avenella flexuosa</i>	3	4	0,6095	3	7	0,3014	32	3	0,0000	26	8	0,0158
<i>Carex bigelowii</i>	8	2	0,1479	4	0	0,0656	6	0	0,0143	2	0	0,1573
<i>Dicranum fuscescens</i>	7	0	0,0178	1	0	0,3173	7	0	0,0141	0	0	1,0000
<i>Dicranum majus</i>	6	0	0,0256	0	0	1,0000	6	0	0,0143	0	0	1,0000
<i>Dicranum scoparium</i>	24	10	0,0024	20	14	0,4304	14	3	0,0036	2	4	0,4142
<i>Rhodobryum roseum</i>	11	5	0,0510	11	0	0,0032	4	4	1,0000	4	0	0,0588
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	19	11	0,0411	15	12	0,2883	15	6	0,0438	12	5	0,0618
<i>Lophozia obtusa</i>	16	5	0,0622	9	3	0,2654	9	4	0,1655	4	0	0,0455
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	5	0	0,0253	0	0	1,0000	5	0	0,0253	0	0	1,0000
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	6	0	0,0273	1	1	1,0000	4	0	0,0455	1	0	0,3173
<i>Cladonia rangiferina</i>	6	0	0,0277	3	1	0,4615	3	2	1,0000	3	1	0,2568
Antall arter fram			6			9			10			4
Antall arter tilbake			15			2			13			4



Figur 3.11 Gjennomsnitt prosent deknning av dvergbuskene blåbær, krepling, røsslyng og tyttebær i de 50 analyserutene i Åmotsdalen.

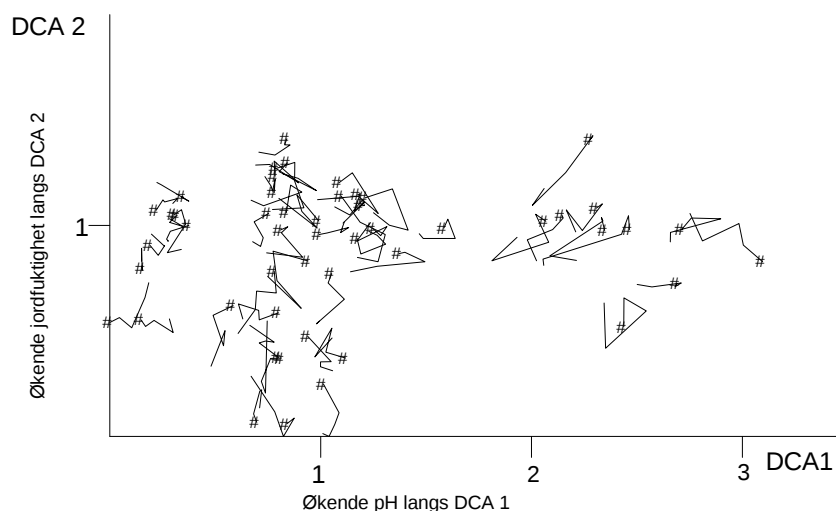


Figur 3.12 Gjennomsnitt prosent deknning av beiteindikatorene smyle og kvassbunke i de 50 analyserutene i Åmotsdalen.



Figur 3.13 Gjennomsnittlig frekvens av lavene brunbeger og grå reinlav i småruter i de 50 analyserutene i Åmotsdalen.

DCA-ordinasjon basert på frekvensen av arter i Åmotsdalen i de 50 analyserutene fra hvert av de fem analyseårene (1996, 2001, 2006, 2011 og 2016), er vist i **figur 3.14**. Det ble registrert en signifikant forflytting av analyserutene langs den første DCA-aksen, 39 vs. 11 ruter, en endring mot mindre næringskrevende arter. Det var også en signifikant forflytting langs DCA 2-aksen,

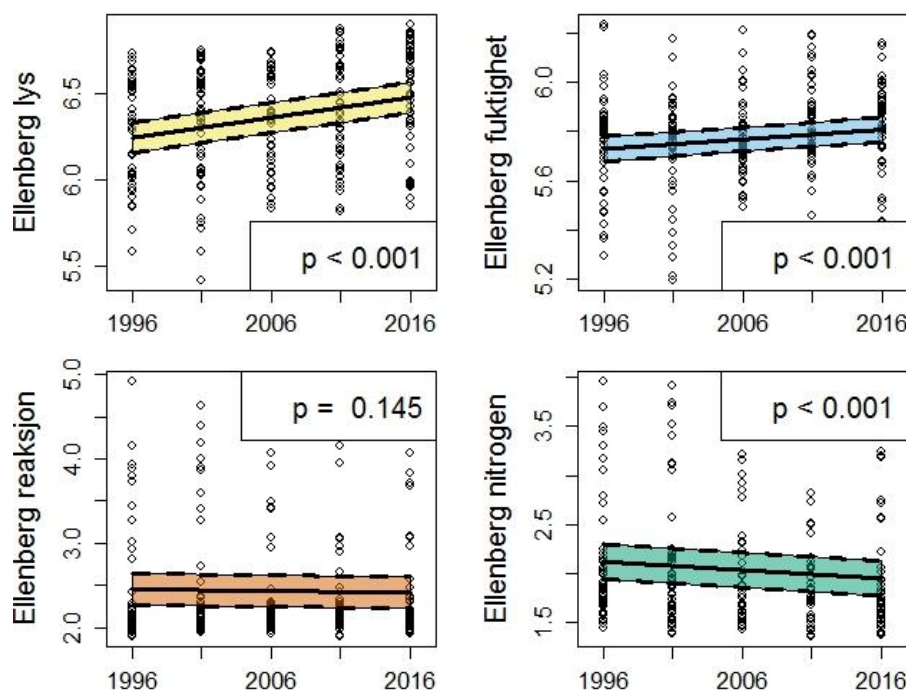


Figur 3.14 Ordinasjon av analyserutene i Åmotsdalen basert på frekvensen av arter i markvegetasjonen, med 4 gjentak pluss oppstartsåret (#). Figuren viser signifikant endring tilbake for den første aksen med henholdsvis 39 vs. 11 ruter og signifikant reduksjon langs akse to med 30 vs. 20 analyseruter. Dette er regnet fra hvor rutene var plassert i 1996 til hvor de ligger i 2016. Hvordan plassering er endret, er vist ved strekene i diagrammet.

hvor 30 av 50 ruter har forflyttet seg mot en artssammensetning som er mindre fuktighetskreven. Endringen langs akse 2 er bare så vidt signifikant på $p > 0,05$ nivå og er tilknyttet økning i mengde av flere tørketålende arter relatert til høyere temperatur de siste årene. Også beitepress på gras og urter kan ha ført til framgang for lyngarter som krekling og røsslyng.

Endringer i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, reaksjon (næring) og nitrogen

Figur 3.15 viser sammenhenger mellom prosent dekning av artene i de 50 analyserutene og Ellenbergs indikatorverdier i Hills versjon (jf kap. 3.1) for alle analyseårene mellom 1996 og 2016 i Åmotsdalen. Disse viser statistisk signifikant framgang for Ellenberg lys og fuktighet og tilbakegang for Ellenberg nitrogen. I henhold til Ellenbergverdiene har markvegetasjonen således blitt noe mer preget av lys- og fuktighetskreven, men mindre av nitrogenkreven, hovedsakelig grasarter. Dette kan skyldes det økende beitepresset med tilbakegang av gras (grasarter har høy nitrogenverdi) og mer nedbør. Det stemmer imidlertid lite med den påviste framgangen av mer tørketålende arter og bortfall av fuktighetskreven arter som tranebær, dvergjamne og tvebladmose. Muligens kan et varmere klima ha bidratt til en tørrere skogbunn. Framgang av Ellenberg lys er også vanskelig å forklare, særlig siden det har skjedd en fortetting av dvergbusker i de fattigere delene av området, men trekronedekket i den gamle skogen kan ha blitt noe mer lysåpent. I tillegg kan økt beite på de mer frodige analyserutene her ha gitt mer lyskreven vegetasjon.



Figur 3.11 Prosent dekning av alle arter med Ellenberg-verdi i de 50 analyserutene i Åmotsdalen 1996 til 2016. X-aksen viser de fem analysetidspunktene og Y-aksen Ellenbergverdier for henholdsvis lys, fuktighet, reaksjon (baserikhet) og nitrogen. Heltrukne linjer er modellen, stiplede linjer viser 95 % konfidensintervall for disse. Prikkene i figurene er de vektet Hill-gjennomsnittsverdier over alle artene i en analyserute.

Konklusjon for Åmotsdalen

- Stabil næringstilgang, men økt dekning av lite næringskreven dvergbusker.
- En nedgang i antall arter og avtakende mengde av flere urter og gras skyldes hovedsakelig et svært høyt beitepress av husdyr registrert i 2011 og 2016, samt beite av smågnagere, særlig i årene 2007 og 2010. Det høye beitepresset overstyrer mye av langtidsendringene av flere arter.

- Noe tilbakegang av svakt næringskrevende urter, fortetting av dvergbusker og mindre lystilgang til bunnsjikt som fører til reduksjon av mosedekning og lav.
- Tilbakegang i mengde av moser som bergsigd, blanksigd og ribbesigd skyldes hovedsakelig beite av smågnagere.
- Jevn tilbakegang av blåbær i hele perioden og bortfall av fuktighetskrevende arter som tranebær, dvergjamne og tvebladmose, kan skyldes tørrere skogbunn pga et varmere klima.
- Tørketålende arter som røsslyng, stri kråkefot og til dels krekling har gått fram i hele perioden, på bekostning av mer fuktighetskrevende planter som blokkebær og blåbær som begge viser tilbakegang. Dette kan også skyldes et varmere klima med tørrere skogbunn.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Lund eller Åmotsdalen 1996-2016

Arter registrert i 50 1 m²-analyseruter i perioden 1996-2016 for hhv Lund (L) og Åmotsdalen (Å).

Vitenskapelig navn	Norsk navn	L	Å	Vitenskapelig navn	Norsk navn	L	Å
Trær, busker				Bladmose (forts.)			
<i>Betula nana</i>	dvergbjørk		x	<i>Bryum</i> sp.	vrangmose		x
<i>Betula pubescens</i>	dunbjørk	x	x	<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd	x	x
<i>Juniperus communis</i>	einer	x	x	<i>Dicranum majus</i>	blanksigd	x	x
<i>Populus tremula</i>	osp	x		<i>Dicranum polysetum</i>	krussigd	x	
<i>Salix glauca</i>	myrvier		x	<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd	x	x
<i>Sorbus aucuparia</i>	rogn	x	x	<i>Dicranum</i> sp.	sigdmose	x	
Lyng				<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	skyggehusmose	x	
<i>Calluna vulgaris</i>	røsslyng	x	x	<i>Hylocomium splendens</i>	etasjemose	x	x
<i>Empetrum nigrum</i>	kekling	x	x	<i>Hypnum cupressiforme</i>	matteflette	x	
<i>Kalmia procumbens</i>	greplyng		x	<i>Leucobryum glaucum</i>	blåmose	x	
<i>Oxycoccus microcarpus/palustris</i>	små/stortranebær		x	<i>Philonotis</i> sp.	kildemose		x
<i>Phyllodoce caerulea</i>	blålyng		x	<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjamnmose	x	x
<i>Vaccinium myrtillus</i>	blåbær	x	x	<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	glansjamnmose/ flakjamne-mose		x
<i>Vaccinium uliginosum</i>	blokkebær	x	x	<i>Plagiothecium undulatum</i>	kystjamnmose	x	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	tyttebær	x	x	<i>Pleurozium schreberi</i>	furumose	x	x
Urter, bregner				<i>Pohlia nutans</i>	vegrikke	x	x
<i>Alchemilla alpina</i>	fjellmarikåpe		x	<i>Pohlia</i> sp.	nikkemose	x	x
<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	marikåpe		x	<i>Polytrichastrum formosum</i>	kystbinnemose	x	
<i>Anemone nemorosa</i>	hvitveis	x		<i>Polytrichastrum longisetum</i>	brembinnemose	x	
<i>Bistorta vivipara</i>	harerug		x	<i>Polytrichum commune</i>	storbjørnemose	x	x
<i>Blechnum spicant</i>	bjørnekam	x		<i>Polytrichum juniperinum</i>	einerbjørnemose		x
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	skrubebær	x	x	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	fjærmose	x	
<i>Coeloglossum viride</i>	grønnkurle		x	<i>Racomitrium canescens</i>	sandgråmose	x	
<i>Dryopteris expansa</i>	sauetelg	x		<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	fjellrundmose		x
<i>Epilobium hornemannii</i>	setermjølke		x	<i>Rhodobryum roseum</i>	rosettrose		x
<i>Euphrasia hyperborea</i>	tromsøyentrøst		x	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	kystkransmose	x	
<i>Euphrasia</i> sp.	øyentrøst		x	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	engkransmose	x	
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	fjelløyentrøst		x	<i>Rhytidiadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	engkransmose/fjærkransmose		x
<i>Geranium sylvaticum</i>	skogstorkenebb		x	<i>Sanionia uncinata</i>	fjellbleikmose	x	x
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fugletelg	x	x	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	sprinkelundmose	x	x
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	beitesveve		x	<i>Sphagnum capillifolium</i>	furutorvmose	x	
<i>Huperzia selago</i> coll.	lusegras	x		<i>Sphagnum girgensohnii</i>	grantorvmose		x
<i>Linnaea borealis</i>	linnea	x	x	<i>Sphagnum quinquetarium</i>	lyngtorvmose	x	
<i>Listera cordata</i>	småttveblad	x	x	<i>Splachnum</i> sp.	møkkmose		x
<i>Lycopodium annotinum</i>	stri kråkefot	x	x	<i>Tetraphis pellucida</i>	firtannmose	x	
<i>Maianthemum bifolium</i>	maiblom	x	x	Levermoser			
<i>Melampyrum pratense</i>	stormarimjelle	x	x	<i>Anastrophyllum minutum</i>	tråddraugmose		x
<i>Omalotheca norvegica</i>	setergråurt		x	<i>Aneura pinguis</i>	fettmose		x
<i>Oreopteris limbosperma</i>	smørtelg	x		<i>Barbilophozia barbata</i>	skogskjeggmose	x	x
<i>Orthilia secunda</i>	nikkevingergrønn		x	<i>Barbilophozia floerkei</i>	lyngskjeggmose	x	x
<i>Oxalis acetosella</i>	gjøkesyre	x	x	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	myrskjeggmose		x
<i>Paris quadrifolia</i>	firblad		x	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	gåsefotskjeggmose	x	x
<i>Pedicularis lapponica</i>	bleikmyrklegg		x	<i>Bazzania trilobata</i>	storslytte	x	
<i>Phegopteris connectilis</i>	hengeving	x	x	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	piggtrådmose	x	
<i>Pinguicula vulgaris</i>	tettegras		x	<i>Calypogeia integristipula</i>	skogflak	x	
<i>Polygonatum verticillatum</i>	kranskonvall		x	<i>Calypogeia muelleriana</i> coll.	sumpfak	x	
<i>Potentilla erecta</i>	tepperot	x	x	<i>Calypogeia neesiana</i>	torvfak	x	
<i>Pteridium aquilinum</i>	einstape	x		<i>Calypogeia</i> sp.	flakmose	x	
<i>Pyrola minor</i>	perlevintergrønn		x	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	broddglefsemose	x	
<i>Ranunculus acris</i>	bakkesoleie		x	<i>Cephalozia</i> sp.	glefsemose	x	x
<i>Rubus chamaemorus</i>	molte		x	<i>Cephalozia</i> sp.	pistremose		x
<i>Rubus saxatilis</i>	teiebær		x	<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	toblakblonde	x	

Vitenskapelig navn	Norsk navn	L	Å	Vitenskapelig navn	Norsk navn	L	Å
<i>Rumex acetosa</i>	engsyre		x	<i>Chiloscyphus profundus</i>	stubbeblonde	x	
<i>Selaginella selaginoides</i>	dvergjamne		x	<i>Diplophyllum albicans</i>	foldmose	x	
<i>Solidago virgaurea</i>	gullris	x	x	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	bergfoldmose	x	
<i>Stellaria borealis</i>	fjellstjerneblom		x	<i>Hepaticae</i>	levermoser	x	
<i>Trientalis europaea</i>	skogstjerne	x	x	<i>Lepidozia reptans</i>	skogkrekmose	x	
<i>Veronica officinalis</i>	legeveronika		x	<i>Lophozia obtusa</i>	buttflik	x	x
<i>Viola biflora</i>	fjellfiol		x	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	grokornflik	x	x
<i>Viola palustris</i>	myrfiol		x	<i>Mylia</i> sp.	muslingmose	x	
Gras, starr, siv etc				<i>Mylia taylorii</i>	rødmuslingmose	x	
<i>Agrostis capillaris</i>	engkvein	x	x	<i>Plagiochila asplenoides</i>	praktthinmose	x	x
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	fjellgulaks		x	<i>Ptilidium ciliare</i>	bakkefrynse	x	x
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	gulaks	x		<i>Scapania</i> sp.	tvebladmose	x	x
<i>Avenella flexuosa</i>	smyle	x	x	<i>Tritomaria quinquedentata</i>	storhoggtann	x	
<i>Calamagrostis purpurea</i>	skogørkvein	x		Lav			
<i>Carex</i> sp.	starr		x	<i>Cetraria islandica</i>			x
<i>Carex bigelowii</i>	stivstarr		x	<i>Cladonia</i> sp.	begerlav	x	x
<i>Carex pilulifera</i>	bråtestarr	x		<i>Cladonia arbuscula</i>	lys reinlav		x
<i>Carex vaginata</i>	slirestarr		x	<i>Cladonia carneola</i>	bleikbeger		x
<i>Danthonia decumbens</i>	knegras	x		<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	brunbeger		x
<i>Deschampsia cespitosa</i>	kvassbunke		x	<i>Cladonia coccifera</i>	grynørdbeger	x	x
<i>Festuca ovina</i>	sauesvingel		x	<i>Cladonia coniocraea</i>	stubbesyl		x
<i>Luzula multiflora</i>	bakkefrytle		x	<i>Cladonia cornuta</i>	skogsyl		x
<i>Luzula multiflora</i> ssp. <i>frigida</i>	seterfrytle		x	<i>Cladonia crispata</i>	traktlav		x
<i>Luzula pilosa</i>	hårfrytle	x	x	<i>Cladonia furcata</i>	gaffellav		x
<i>Luzula sylvatica</i>	storfrytle	x		<i>Cladonia furcata</i> coll.	gaffellav		x
<i>Molinia caerulea</i>	blåtopp	x		<i>Cladonia gracilis</i>	syllav		x
<i>Nardus stricta</i>	finnskjegg		x	<i>Cladonia rangiferina</i>	grå reinlav		x
<i>Phleum alpinum</i>	fjelltimotei		x	<i>Cladonia uncialis</i>	pigglav		x
<i>Trichophorum cespitosum</i>	bjørneskjegg	x		<i>Nephroma arcticum</i>	storrvenge		x
Bladmoser (inkl. torvmoser)				<i>Peltigera aphthosa</i>	grønnnever		x
<i>Atrichum undulatum</i>	stortaggmose	x		<i>Peltigera canina</i>	bikkjenever		x
<i>Brachythecium</i> sp.	lundmose	x		Alger			
<i>Brachythecium salebrosum</i>	lilundmose		x	<i>Chlorophyceae</i>	grønnalge	x	

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken og Gunnar Engan

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble startet opp av daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). NIJOS etablerte og analyserte to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder (se **figur 2.1**). I 2006 gikk NIJOS inn i Norsk institutt for skog og landskap; som fra 2015 er del av Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Vegetasjonen ble reanalysert hvert femte år til og med 4. omløp for 8 av de 10 områdene. I 1988 etablerte Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet en tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder; R. Økland & Eilertsen 1993).

Etter 2005 har vegetasjonsovervåkingen i granskog vært inkludert i TOV-programmet, med finansiering fra Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning). To av de opprinnelig ti områdene reanalyseres ikke lenger pga knappe ressurser; åtte områder reanalyseres nå med ett område pr år. Derved er omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i femte omløp er utført åtte år etter fjerde omløp for fem av områdene. Sjette omløp ble påbegynt i 2016.

Metodene for overvåking av markvegetasjon, som i 1988 ble utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing (T. Økland 1990), har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, T. Økland et al. 2009a, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, T. Økland et al. 2012, 2013 og 2015 og Økland & Nordbakken 2014). De permanente analyserutene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i Enebakk ble første gang analysert i 1988 (T. Økland 1990, T. Økland 1996) og deretter reanalysert i 1993, 1998, 2003 og 2008 (T. Økland et al. 2009a). Reanalysene i 2016 ble foretatt åtte år etter de forrige reanalysene. I Rausjømarka er dermed alle de 50 analyserutene analysert seks ganger mens analyserutene i de øvrige syv områdene er analysert fem ganger. Feltarbeidet i 2016 ble utført i slutten av juni og begynnelsen av juli.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

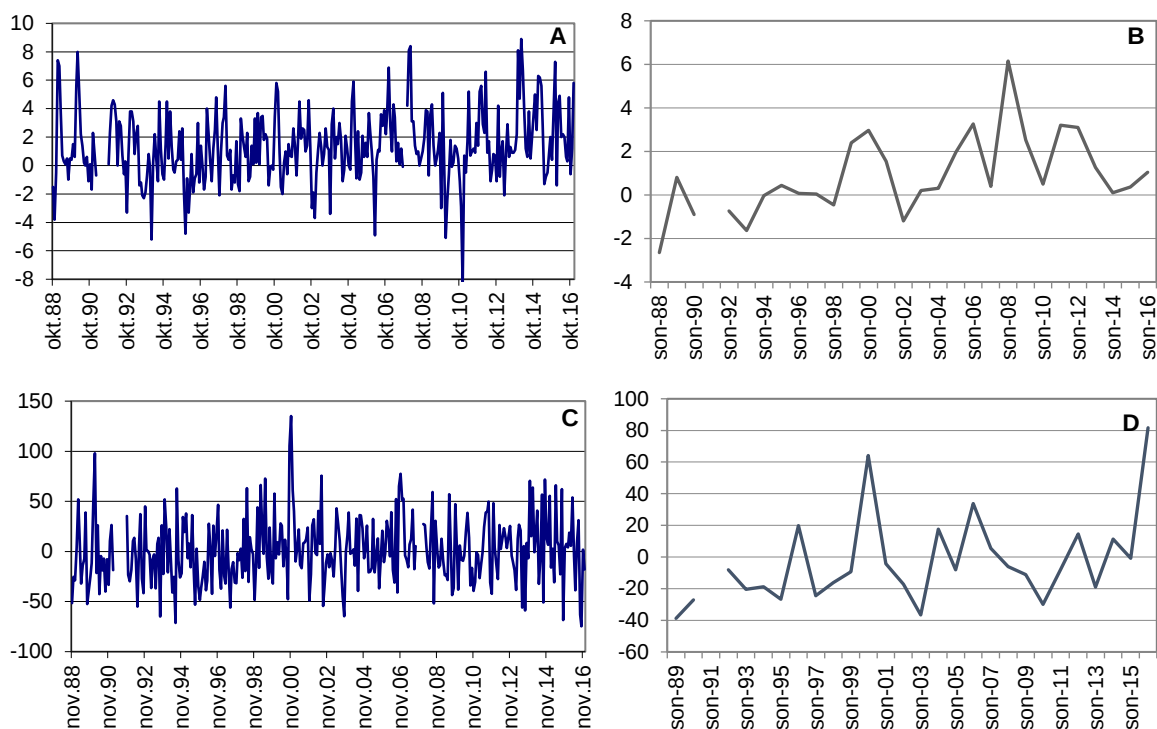
Overvåkingsområdet i Rausjømarka i Enebakk kommune (**tabell 4.1**) i Akershus fylke (59°49' N, 11°02' Ø, UTM: PM 14,33-34) ligger i Østmarka naturreservat, som ble opprettet i 1990 og utvidet 2002. Området eies av Oslo kommune og var før opprettelsen av naturreservatet administrativt fredet. For 28 år siden ble mesteparten av skogen i området rapportert å være mellom 80 og 160 år gammel (Krohn & Hardeng 1981) og uten spor etter moderne hogst. Området har tidligere vært plukkhogd, men har tiltagende preg av naturskog/urskog. Rausjømarka har en småkupert topografi (åslandskap) med variasjon på ulike skalaer; både større åsrygger som er orientert sør-nord og mindre kløfter og stup finnes. Berggrunnen består av næringsfattige, prekambriske bergarter som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn (Sigmond et al. 1984). Området ligger i sørboreal sone og svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1999). Årsnedbøren er ca 850 mm.

Figur 4.1 (A-D) viser klimautviklingen gjennom 28-årsperioden 1988-2016 basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene. For nærmere beskrivelse av området med plassering av analysefelt etc, se T. Økland (1990, 1996) og T. Økland et al. (2001, 2004a).

Figur 4.1A viser stor variasjon mellom år i månedsmiddeltemperaturens avvik fra 30-årsnormalen (1961–1990). Avviket i månedsmiddeltemperaturen for hele perioden fra overvåkingen startet i 1988 (ingen tilgjengelige data fra før oktober 1988) til og med juni i 2016, var i gjennomsnitt

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

Bredde- grad (°N)	Lengde- grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Årsnedbør (mm)	Middeltemperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
59°49'	11°02'	220–300	0,2	850	3,8	–6,6	14,4	1988



Figur 4.1 Avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september–november (°C), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september–november (mm). Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør for perioden fra henholdsvis oktober og november 1988 til desember 2016 fra Det norske meteorologiske institutt sine målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Håland Løken, Håland Fosser og Aurskog II. For månedsnormaler er data fra stasjonene Håland Løken, Håland Fosser og Aurskog II benyttet. Brutte linjer betyr manglende data for enkelte måneder.

1,3 °C over normalen, mens avviket for perioden fra juli 2008 til og med juni 2016 i gjennomsnitt lå 1,7 °C over normalen. **Figur 4.1B** viser at temperaturen om høsten (september, oktober og november) mange år har ligget betydelig over normalen; spesielt i 2000, 2006, 2008 og 2011, med henholdsvis 3,0 °C, 3,3 °C, 6,2 °C og 3,0 °C over normalen. Etter 2002 har høsttemperaturen ligget over normalen i alle år. For hele overvåkingsperioden var månedsmiddeltemperaturen i høstmånedene i gjennomsnitt 0,9 °C over normalen, og for perioden 2008–2016 var den 1,3 °C over normalen. For øvrig viser dataene at temperaturen har ligget betydelig over normalen også i mange vinter- og vårmåneder, for eksempel var avviket 6,3 °C over normalen i januar 2015, 6,2 °C i februar 2015, 5,6 °C i mars 2015 og 7,3 °C i desember 2015.

Også for månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har det vært store variasjoner i perioden, men gjennomsnitt for perioden fra november 1988 (ingen data fra juli til november tilgjengelig) til og med desember 2016 var avviket kun 1,6 mm fra 30-årsnormalen. Størst avvik fra normalen var det i oktober og november 2000 (henholdsvis 105,3 og 135,1 mm over normalen). Nedbøren for september, oktober og november for hele overvåkingsperioden (**figur 4.1D**) var i gjennomsnitt litt mindre (-1,1 mm) enn normalen. I perioden 2008–2016 var høstnedbøren i gjennomsnitt -6,1 mm mindre enn normalen. For noen av årene var imidlertid avviket fra normalen for disse høstmånedene høyt; størst var avviket i 2000 (64,2 mm).

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 mer detaljerte metodebeskrivelser. I korthet er det i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 analysefelt (makroruter) à 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 analysefeltene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 analyseruter à 1 x 1 m. Mengden av alle plantearter i hver 1 m²-analyserute har ved hvert analysetidspunkt etter 1988 blitt registrert med to ulike metoder; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens; jf T. Økland 1988) og prosent dekning i hele ruta. I 1988 ble bare smårutefrekvens registrert for alle arter.

Det ble i 2016 satt ut loggere for jordtemperatur sentralt i hvert analysefelt (mest mulig representativt for de 5 analyserutene i hvert felt). Det ble også registrert mengde av soppskader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Det var litt soppskader på blåbær i mange ruter samt litt beiteskader på dvergbusker (i hovedsak på blåbær; trolig insektgnag). Det var for øvrig svært få spor av beitepåvirkning, og spor etter smågnagere ble bare registrert i én analyserute. Tall for sopp- og beiteskader på blåbær i rutene rapporteres ikke foreløpig, da det ble registrert første gang Rausjømarka i 2016.

Ved første gangs analyse i 1988 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved analyserutene (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 (1990, 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 grader ved første gangs registrering i 1988 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

4.2 Vegetasjonsendringer i Rausjømarka i perioden 1988-2016

Totalt antall arter registrert for hver artsgruppe i hver tidsperiode

I de 50 analyserutene ble det i 2016 registrert totalt 75 arter: 28 karplantearter; derav seks vedaktige, 18 urter og karsporeplanter og fire graminider, 22 bladmosearter, tre torvmosearter, 20 levermosearter og to lavarter (**tabell 4.2**). I forhold til 2008 er det en reduksjon i totalt artsantall i rutene på ni arter, én urt, seks bladmoser og tre levermoser, mens vedaktige økte med én art. For hele 28-årsperioden fra 1988 til 2016 er det en total reduksjon på 12 arter; derav to karplantearter og 10 mosearter. Gjennomsnittlig totalt artsantall pr 1 m² analyserute er også redusert, fra 18,2 arter i 1988 til 15,5 i 2016.

Endringer i antall arter (artstetthet) i analyserutene

I den siste perioden, 2008 – 2016, ble det påvist en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr 1 m²-rute. I gjennomsnitt var det 2,1 færre arter pr rute i 2016 enn i 2008 (**tabell 4.3**). For hele 28-årsperioden ble det også registrert signifikant og betydelig reduksjon i det totale artsantallet pr 1 m²-rute; det var i gjennomsnitt 2,7 arter færre pr 1 m²-rute i 2016 enn i 1988!

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper registrert i de permanente analyserutene i overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1988	1993	1998	2003	2008	2016	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	6	5	6	5	5	6	7
Urter og karsporeplanter	19	19	19	17	19	18	23
Graminider	5	5	4	4	4	4	5
<i>Karplanter totalt</i>	30	29	29	26	28	28	35
Bladmoser (unntatt torvmoser)	30	27	29	25	28	22	38
Torvmoser	2	4	4	4	3	3	4
Levermoser	23	22	23	24	23	20	26
<i>Moser totalt</i>	55	53	56	53	54	45	68
Lav	2	3	3	2	2	2	3
<i>Kryptogamer totalt</i>	57	56	59	55	56	47	71
Totalt	87	85	88	81	84	75	106

I siste periode fra 2008 til 2016 ble det også påvist signifikant reduksjon i artsantall pr rute for vedaktige planter (småplanter av trær og lyngarter), karplanter totalt, levermoser, moser totalt og kryptogamer totalt. Totalt antall karplanter ble i gjennomsnitt redusert med 0,5 arter pr rute, mens totalt antall moser i gjennomsnitt ble redusert med 1,6 arter pr rute. Ingen artsgrupper økte signifikant i artsantall i siste periode.

I løpet av hele overvåkingsperioden ble antall arter pr rute i flere plantegrupper signifikant redusert (karplanter totalt, vedaktige, levermoser, moser totalt og kryptogamer totalt). Bare torvmosene viste en signifikant, men liten gjennomsnittlig økning i artsantall. I 2016 var det i gjennomsnitt 0,7 arter færre karplantearter pr rute enn ved oppstart av overvåkingen i 1988. Det var sterk reduksjon i antall mosearter, med en gjennomsnittlig reduksjon på 2 mosearter pr rute i 2016 i forhold til 1988, derav 1,8 levermosearter.

Endring i mengder av enkeltarter i vegetasjonsrutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 6 analyseomløpene samt for 28-årsperioden 1988–2016. 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. Forekomsten av småplanter av trær, småmarimjelle og stormarimjelle er testet, men varierer naturlig en del mellom år (jf R. Økland 1995b).

I perioden fra 2008 til 2016 har fem karplantearter (av totalt 18 arter testet) blitt signifikant ($p < 0,05$) redusert i mengde (smårutefrekvens); gran, maiblom, rogn, snerprørkvein og tyttebær, mens småmarimjelle og skogstjerne økte signifikant.

I hele 28-årsperioden fra 1988 til 2016 har det blitt signifikant mindre av fire karplantearter (av totalt 21 karplantearter testet), blåbær, hårfrytle, rogn og snerprørkvein (**figur 4.2**), mens småmarimjelle og stormarimjelle økte signifikant.

Fra 2008–2016 har fem bladmosearter (av totalt 16 testede) blitt signifikant redusert i mengde, blanksigd, furumose, glansjamnemose, ribbesigd og skyggehusmose. Ingen bladmosearter har økt signifikant. Av torvmosene viste grantorvmose signifikant økning i siste periode. Det har blitt signifikant mindre av to levermosearter (av totalt 10 testede) i siste periode, lyngskjeggmoser og piggetrådmose. Den relativt store prakthinnemosen var eneste levermoseart som økte signifikant i siste periode. Ingen lavararter viste signifikante endringer i smårutefrekvens i siste periode.

I 28-årsperioden har fire bladmosearter (av totalt 14 testede) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens), blanksigd, furumose, flakjamnemose og glansjamnemose (**figur 4.3**). Tre bladmosearter, bergsigd, etasjemose og matteflette, har økt signifikant i 28-årsperioden. Av de to torvmoseartene som ble testet, økte lyngtorvmose signifikant.

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 analyseruter à 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka naturreservat fra 1988 til 2016. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall analyseruter med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test; $p < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr $\leq 0,0005$). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 analyseruter.

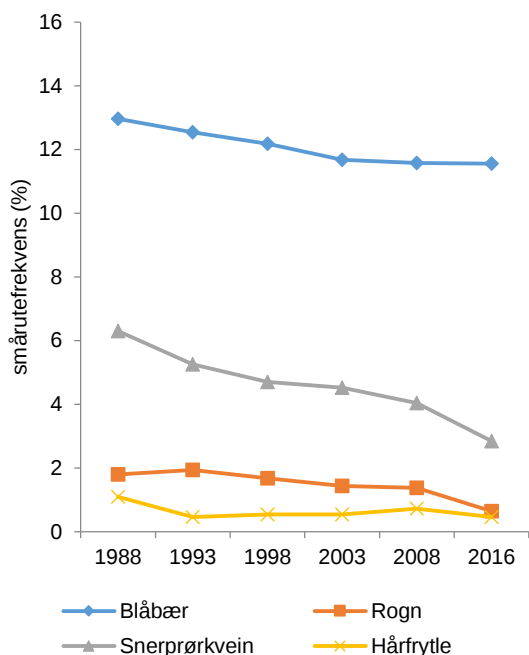
	Endring 1988-1993				Endring 1993-1998				Endring 1998-2003				Endring 2003-2008				Endring 2008-2016				Endring 1988-2016			
	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p
Vedaktige (inkludert lyngarter)	20	8	-0,24	0,040	16	5	-0,34	0,007	6	7	0,00	1,000	3	28	0,60	0,000	24	4	-0,54	0,000	24	7	-0,52	0,001
Urter og karsporeplanter	12	13	0,02	0,858	17	8	-0,28	0,045	9	17	0,20	0,105	11	10	0,02	0,985	17	16	-0,04	0,680	19	21	-0,08	0,757
Graminider	5	2	-0,06	0,257	6	3	-0,10	0,190	3	4	-0,02	1,000	5	6	0,02	0,763	4	5	0,02	0,739	13	6	-0,14	0,108
Karplanter totalt	18	13	-0,28	0,124	22	11	-0,72	0,006	11	19	0,18	0,172	8	27	0,64	0,006	27	14	-0,54	0,024	26	15	-0,72	0,049
Bladmoser u/ torvmoser	6	29	0,98	0,000	19	18	0,02	0,981	21	14	-0,14	0,267	15	14	-0,04	0,813	36	6	-1,20	0,000	24	18	-0,38	0,167
Torvmoser	3	2	0,00	0,100	4	0	-0,08		0	5	0,10	0,025	2	2	0,00		0	6	0,18	0,024	2	9	0,20	0,029
Levermoser	14	19	0,30	0,161	22	11	-0,48	0,041	20	15	-0,30	0,252	27	10	-0,76	0,003	26	10	-0,56	0,008	35	5	-1,80	0,000
Moser totalt	14	29	1,28	0,001	21	13	-0,54	0,116	25	18	-0,34	0,353	27	15	-0,80	0,037	32	8	-1,58	0,000	33	13	-1,98	0,000
Lav	1	5	0,10	0,096	3	2	-0,02	0,655	7	0	-0,16	0,011	0	2	0,04		1	3	0,02	0,705	4	3	-0,02	0,705
Kryptogamer totalt	12	31	1,38	0,000	22	14	-0,56	0,122	26	17	-0,50	0,146	27	15	-0,76	0,049	32	9	-1,56	0,001	33	14	-2,00	0,000
Totalt	15	31	1,10	0,010	29	15	-1,28	0,005	22	20	-0,32	0,478	22	19	-0,12	0,815	36	9	-2,10	0,000	37	9	-2,72	0,000

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i løpet av fire 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 28-årsperioden 1988-2016, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall analyseruter der arten økte, n-: antall analyseruter der arten avtok i mengde (av totalt 50). p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test, $p \leq 0,05$ 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 analyseruter. Se **vedlegg 4.1** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

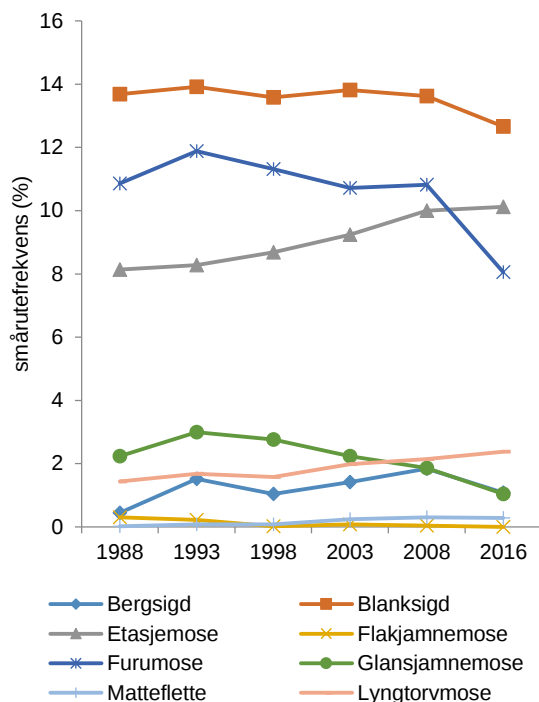
	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			2008-2016			1988-2016		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter																		
<i>Picea abies</i>	20	10	0,017	18	4	0,012	8	8	0,508	1	46	0,000	43	1	0,000	22	14	0,096
<i>Pinus sylvestris</i>	7	0	0,018	0	0		0	0		0	0		0	2		5	2	0,228
<i>Populus tremula</i>	5	4	0,717	3	5	0,763	4	1	0,157	1	8	0,018	8	2	0,063	5	4	0,809
<i>Sorbus aucuparia</i>	10	13	0,549	16	6	0,071	12	8	0,194	11	9	0,774	16	2	0,001	19	3	0,000
<i>Vaccinium myrtillus</i>	16	5	0,005	12	8	0,081	11	8	0,081	10	9	0,839	10	5	0,176	18	4	0,001
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	7	13	0,517	11	7	0,725	8	8	0,418	5	14	0,011	16	5	0,008	14	11	0,617
<i>Anemone nemorosa</i>	8	8	0,675	8	2	0,076	11	2	0,004	11	3	0,029	5	4	0,803	13	5	0,073
<i>Convallaria majalis</i>	3	6	0,307	4	5	0,590	6	5	0,559	7	2	0,255	5	3	0,159	6	4	0,239
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	3	1		3	3	0,752	2	4	0,167	5	1	0,046	2	2		5	2	0,307
<i>Linnaea borealis</i>	6	3	0,210	6	3	0,676	1	6	0,051	6	3	0,284	4	5	0,284	7	4	0,721
<i>Maianthemum bifolium</i>	16	11	0,206	16	12	0,635	6	21	0,003	16	9	0,055	25	11	0,006	24	15	0,056
<i>Melampyrum pratense</i>	5	6	0,855	6	6	0,524	2	12	0,008	6	9	0,819	11	7	0,497	5	15	0,005
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0	19	0,000	6	18	0,006	17	5	0,033	12	12	0,455	2	27	0,000	2	30	0,000
<i>Oxalis acetosella</i>	15	0	0,001	8	1	0,021	2	7	0,058	2	7	0,058	4	13	0,011	10	12	0,288
<i>Pteridium aquilinum</i>	4	0		2	0		0	3		3	2	0,336	3	2	0,680	4	1	0,080
<i>Trientalis europaea</i>	12	5	0,324	13	7	0,067	8	11	0,415	13	5	0,022	6	15	0,026	14	12	0,574
<i>Viola riviniana</i>	0	4		3	0		1	2		0	4		3	0		2	3	0,581
<i>Avenella flexuosa</i>	16	2	0,003	9	11	0,750	8	12	0,096	6	8	0,424	6	6	0,473	12	8	0,333
<i>Calamagrostis arundinaceae</i>	20	2	0,001	15	5	0,026	9	11	0,749	13	7	0,083	15	5	0,014	23	2	0,000
<i>Carex digitata</i>	6	5	0,593	5	2	0,483	2	4	0,317	2	6	0,084	7	2	0,070	6	3	0,624
<i>Luzula pilosa</i>	9	1	0,008	3	6	0,357	4	3	0,931	2	6	0,064	5	3	0,136	8	2	0,022
Bladmoser (minus torvmoser)																		
<i>Brachythecium reflexum</i>	5	14	0,096	11	8	0,441	7	6	0,418	10	5	0,774	7	7	0,505	8	8	0,716
<i>Dicranum fuscescens</i>	0	19	0,000	13	8	0,073	7	12	0,087	9	11	0,404	14	6	0,070	3	11	0,008
<i>Dicranum majus</i>	6	10	0,204	11	4	0,062	6	10	0,567	11	8	0,271	15	9	0,021	18	8	0,039
<i>Dicranum polysetum</i>	2	3	0,783	2	2		3	1		1	2		3	0		3	0	
<i>Dicranum scoparium</i>	2	37	0,000	23	14	0,040	22	13	0,095	15	22	0,042	29	7	0,000	11	18	0,254
<i>Hylocomium splendens</i>	14	19	0,352	11	23	0,074	12	22	0,023	9	26	0,005	16	20	0,352	10	30	0,001
<i>Hylocomium umbratum</i>	9	5	0,298	6	8	0,873	7	7	0,899	8	4	0,403	9	1	0,011	10	4	0,067

Tabell 4.4 (forts.)

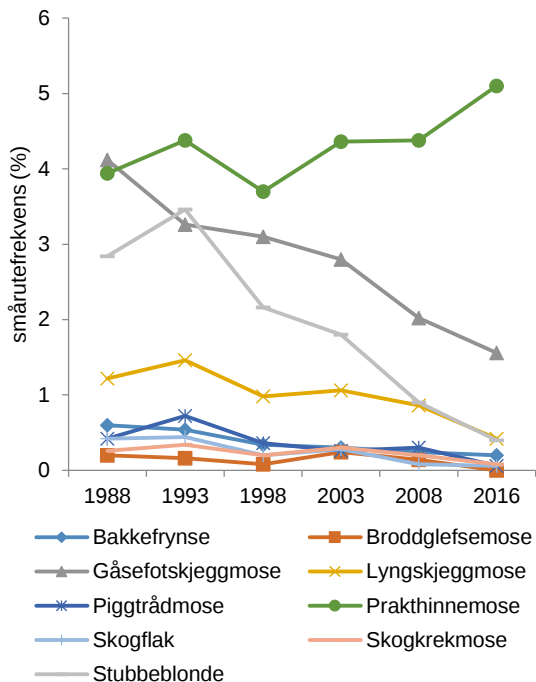
	1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			2008-2016			1988-2016		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1	2		2	2		2	4	0,167	2	3	0,786	4	5	0,952	1	7	0,027
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	2	0,340	6	0	0,026	0	2		2	1		2	0		8	0	0,010
<i>Plagiothecium laetum</i> agg	11	24	0,015	20	14	0,168	19	14	0,085	18	14	0,192	21	5	0,002	25	7	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	8	24	0,012	20	10	0,060	16	15	0,544	15	20	0,577	30	7	0,000	30	13	0,002
<i>Polytrichastrum formosum</i>	1	7	0,137	1	9	0,034	5	4	0,755	6	3	0,506	3	9	0,291	2	11	0,079
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	9	10	0,525	7	11	0,141	9	11	0,486	8	14	0,601	10	10	0,910	7	15	0,210
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	0	2		1	1		1	3		3	2	0,891	2	2		0	4	
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	3	5	0,478	7	0	0,017	1	4	0,416	3	2	0,480	5	3	0,323	5	2	0,062
<i>Sanionia uncinata</i>	0	2		2	3	0,336	3	1		2	1		3	1		0	1	
<i>Tetraphis pellucida</i>	1	6	0,058	5	3	0,608	6	8	0,285	10	0	0,004	1	1	0,655	7	4	0,403
Torvmoser																		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	4	1		4	0		0	3		1	3		0	5	0,034	4	4	0,566
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	4	8	0,323	6	5	0,787	1	9	0,035	4	7	0,415	3	10	0,344	4	13	0,004
Levermoser																		
<i>Barbilophozia attenuata</i>	2	13	0,003	11	7	0,319	12	1	0,003	6	3	0,248	4	7	0,353	11	7	0,572
<i>Barbilophozia barbata</i>	0	5	0,039	3	1		2	0		1	0		1	0		0	0	
<i>Barbilophozia floerkei</i>	4	6	0,136	8	1	0,020	6	6	0,721	6	3	0,309	7	0	0,017	11	0	0,003
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	18	1	0,000	7	8	0,647	13	7	0,181	16	6	0,010	11	5	0,054	20	3	0,000
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	4	9	0,048	11	3	0,027	8	5	0,376	3	5	0,608	7	1	0,027	11	1	0,005
<i>Calypogeia azurea</i>	3	0		0	4		3	2	0,496	3	1		2	1		4	0	
<i>Calypogeia integristipula</i>	7	9	0,914	9	3	0,030	4	7	0,285	9	1	0,013	3	2	0,655	12	1	0,003
<i>Calypogeia muelleriana</i>	6	7	0,503	7	1	0,044	3	5	0,292	5	2	0,126	3	4	1,000	9	5	0,463
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	6	3	0,564	4	1	0,157	1	5	0,071	4	2	0,288	3	0		7	0	0,011
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	3	2	1,000	3	3	0,832	3	1		2	0		0	0		6	1	0,058
<i>Lepidozia reptans</i>	3	6	0,357	6	4	0,223	3	6	0,190	5	2	0,206	7	1	0,150	5	0	0,041
<i>Lophocolea hetrophylla</i>	12	21	0,096	24	7	0,001	17	13	0,218	24	8	0,002	18	5	0,051	31	3	0,000
<i>Lophozia obtusa</i>	4	5	0,903	6	3	0,493	3	5	0,256	3	1		3	4	1,000	4	7	0,280
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	2	5	0,161	6	1	0,047	1	2		2	2		1	2		2	1	
<i>Plagiochila asplenoides</i>	10	18	0,072	19	8	0,013	9	18	0,011	13	15	0,730	10	17	0,024	8	19	0,013
<i>Ptilidium ciliare</i>	6	4	0,606	5	4	0,255	5	1	0,343	3	0		2	2		9	2	0,025
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	0	2		2	4	0,739	3	1		2	0		0	2		0	3	
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	0	5	0,042	5	0	0,042	2	0		1	0		0	2		1	2	
Lav																		
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	2	4	0,317	1	3		6	0	0,024	1	2		2	3	0,480	5	3	0,666



Figur 4.2 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens for utvalgte karplanter med signifikant endring fra 1988 til 2016 (marimjelleartene er utelatt).



Figur 4.3 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens for bladmoser med signifikant endring fra 1988 til 2016.

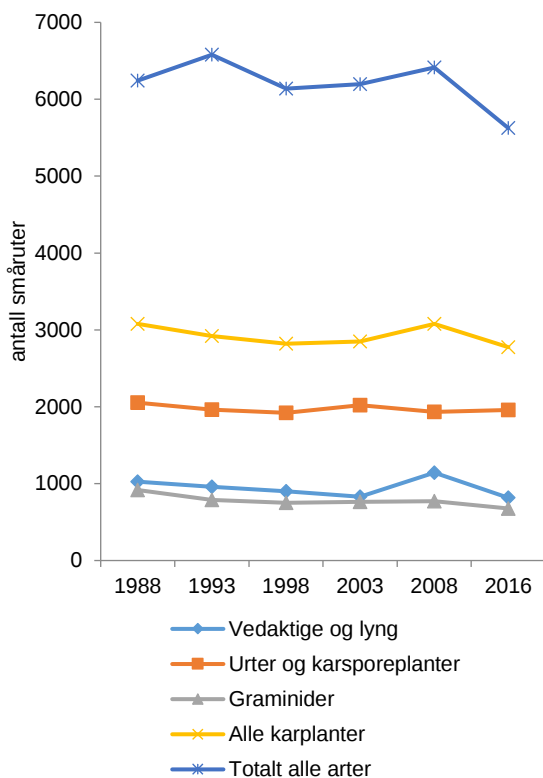


Figur 4.4 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens for levermoser med signifikant endring fra 1988 til 2016.

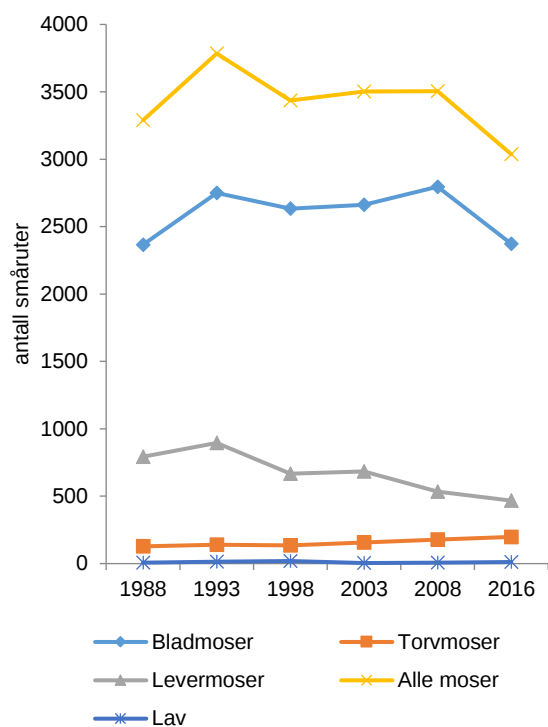
Det har blitt signifikant mindre av åtte levermosearter i overvåkingsperioden (av de totalt 12 som ble testet), bakkefrynse, broddglefsemose, gåsefotskjeggmose, lyngskjeggmose, piggtrådmose, skogflak, skogkrekmose og stubbeblonde (**figur 4.4**). Bare den relativt store prakt-hinnemosen økte signifikant i 28-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 periodene mellom analysetidspunkter, og bare 59 av de totalt 106 artene som har vært registrert i rutene i en eller flere perioder, har hatt endring i smårutefrekvens i fem eller flere ruter i en eller flere av periodene; de resterende 47 artene ble ikke testet (se **vedlegg 4.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1988 til 2016).

Figur 4.5 viser utvikling i sum småruteregistreringer for alle arter, alle karplantearter og for grupper av karplantearter i overvåkingsperioden fra 1988 til 2016. **Figur 4.6** viser tilsvarende for alle moser, bladmoser, torvmoser og levermoser.



Figur 4.5 Utvikling i sum småruteregistreringer for alle artene totalt, alle karplantearter, alle vedaktige, alle urter og kar-sporeplanter og for alle graminider fra 1988 til 2016.



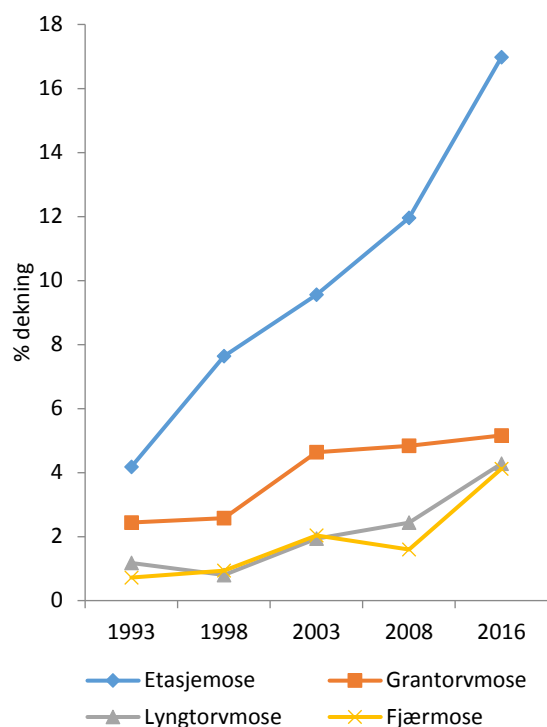
Figur 4.6 Utvikling i sum småruteregistreringer for alle bladmoser, torvmoser, levermoser og for alle lavarter 1988 til 2016.

Det har vært en reduksjon i antall småruteforekomster summert for mange artsgrupper; spesielt for moser totalt og ulike mosegrupper. Reduksjonen for karplanter og ulike karplante grupper har ikke vært så sterk som i flere andre overvåkingsområder. For torvmoser har det vært en liten økning i totalt antall småruteforekomster. For levermoser har det imidlertid vært en betydelig reduksjon fra 1988 til 2016. Summen av småruteforekomster for alle artene totalt er også betydelig redusert.

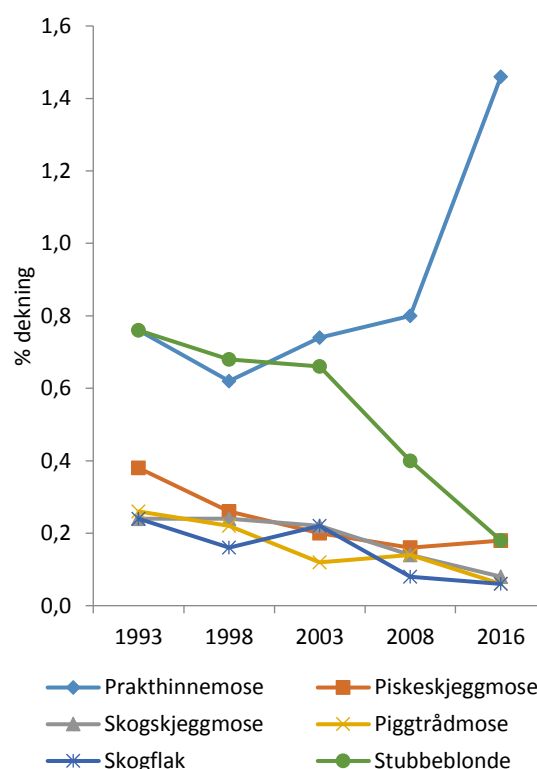
Endringer i prosent dekning i rutene er også analysert, blant annet for å vise eventuelle store endringer for dominante arter da slike endringer ikke alltid fanges opp av smårute frekvens. Overvåkingsområdet i Rausjømarka var sammen med Grytdalen og Solhomfjell de første av de 11 overvåkingsområdene i granskog som ble etablert (i 1988). Bare smårute frekvens ble registrert dette året, slik at endringer i prosent dekning bare er analysert fra 1993 til 2016: Tabell for disse resultatene er heller ikke vist her, men de viktigste resultatene gjengis nedenfor.

For karplanter økte prosent dekning av småmarimjelle og smyle signifikant i siste omløpsperiode (2008–2016), mens maiblom og småplanter av gran ble signifikant redusert. Smyle, småmarimjelle og stormarimjelle økte også signifikant fra 1993 til 2016, mens maiblom og hvitveis ble signifikant redusert.

Prosent dekning av etasjemose og lyngtorvmose økte signifikant i siste periode (2008–2016), mens bergsigd, blanksigd, ribbesigd og skyggehusmose ble signifikant redusert. Av levermosene var det bare skogkrekmose som gikk signifikant tilbake i siste periode, og bare den store levermosen prakthinnemose økte signifikant i prosent dekning.



Figur 4.7 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning av for noen store bladmoser og torvmoser i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden fra 1993 til 2016.



Figur 4.8 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for noen levermoser i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden fra 1993 til 2016.

Prosent dekning for etasjemose, fjærmose, grantorvmose og lyngtorvmose (**figur 4.7**) økte også signifikant fra 1993 til 2016. Etasjemose har mer enn firedoblet sin gjennomsnittlige dekning fra 1993 til 2016, mens bladmosene blanksigd, furumose, glansjamnemoser og ribbesigd ble signifikant redusert. Prakthinnemose var den eneste levermosen som økte signifikant fra 1993–2016, mens ni levermosearter ble signifikant redusert, broddglefsemose, lyngskjeggmoser, piggtrådmose, piskeskjeggmoser, skogflak, skogkrekmose, skogskjeggmoser, storhoggtann og stubbeblonde (se **figur 4.8** for noen eksempler).

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1988 (T. Økland 1996), er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på smårutefrekvensdata for artene i 47 analyseruter i hvert av 5 analyseår; tre avvikende ruter ble fjernet som i den opprinnelige, tolkede DCA-ordinasjonen; se T. Økland 1990, 1996). 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 ($\tau > 0,8$ for DCA 1 og $\tau > 0,70$ for DCA 2 for alle analyse-år; signifikant på nivå $p < 0,0001$).

I Rausjømarka er både DCA 1 og DCA 2 tolket som uttrykk for variasjon i artssammensetning langs en næringsgradient (T. Økland 1990, 1996). Variasjonen langs artssammensetningen langs DCA 1 er også uttrykk for variasjon i jordfuktighet, lystilgang og eksposisjon, mens nitrogeninnhold i jorda varierte langs DCA 2.

Det var ingen signifikante endringer i artssammensetningen i siste periode (2008–2016) og heller ikke i 28-årsperioden 1988–2016 (**tabell 4.5**).

Tabell 4.5 Forflytning av analyseruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Rausjømarka i Østmarka i perioden 1988-2016 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 47 analyseruter over fem analysetidspunkter; tre av de 50 analyserutene som var avvikere i opprinnelig DCA-ordinasjonsdiagram, ble fjernet før analysen (jf T. Økland 1996)]. Wilcoxon-test er gjort separat for «fattige» og «rikere» analyseruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland et al. 2004a,b). n- og n+ er antall analyseruter med henholdsvis lavere og høyere analyseruteskår enn ved periodens begynnelse. p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test $p < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0005$).

		1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			2008-2016			1988-2016		
		n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	p
DCA 1 «fattig» del	28	11	17	0,006	15	13	0,274	22	6	0,001	15	13	0,946	18	10	0,351	19	9	0,202
DCA 1 «rik» del	19	7	12	0,064	8	11	0,277	15	4	0,033	11	8	0,108	8	11	0,587	8	11	0,546
DCA 2 «fattig» del	28	3	25	0,000	17	11	0,767	19	9	0,021	14	14	0,633	19	9	0,158	12	16	0,080
DCA 2 «rik» del	19	5	14	0,022	9	10	0,398	12	7	0,334	12	7	0,243	11	8	0,445	10	9	0,904

4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Rausjømarka

Vegetasjonsutviklingen i Rausjømarka i Østmarka naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 5. omløp (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2009a).

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2008 til 2016 og for hele 28-årsperioden basert på smårutefrekvensdataene, og for 23-årsperioden 1993–2016 basert på dataene for prosent dekning av artene i de 50 analyserutene.

Artsmangfoldet er betydelig redusert:

- Totalt antall arter registrert i de 50 1 m²-rutene i 2016 var 75, ni færre enn i 2008; alle disse var mosearter.
- Totalt antall arter registrert for alle analyserutene var 87 i 1988, men bare 75 i 2016, dvs en reduksjon på 12 arter i løpet av 28-årsperioden, to færre karplanter og ti færre mosearter.
- Totalt artsantall pr 1 m²-rute (artstetthet) var signifikant lavere i 2016 enn i 2008, i gjennomsnitt 2,1 arter færre pr rute. Reduksjonen i totalt artsantall pr rute skyldes både karplanter (-0,5 arter pr rute) og kryptogamer (-1,6 arter pr rute), størst endring var det for levermoser. Ingen artsgrupper økte signifikant.
- I 28-årsperioden er totalt antall arter pr 1 m²-rute signifikant og betydelig redusert; i gjennomsnitt var det 2,7 færre arter pr rute i 2016 i forhold til 1988.
- Det har blitt signifikant færre arter pr analyserute i 28-årsperioden for vedaktige planter (inkludert blåbær og tyttebær), karplanter totalt, levermoser og kryptogamer totalt. Bare torvmoser økte signifikant. Av kryptogamene er det levermoser som har hatt størst endring også i 28-årsperioden (i gjennomsnitt -1,8 arter pr rute).

Reduserte mengder for mange karplanter og moser, noen få arter har økt:

- I siste periode, fra 2008 til 2016, ble det signifikant mindre av fem karplantearter; målt som smårutefrekvens i analyserutene (inkludert småplanter av gran som naturlig kan variere en del over tid), mens bare to arter økte signifikant (inkludert småmarimjelle som også kan variere en del mellom år). Blant de artene det ble mindre av i rutene, var tyttebær, som det også er blitt signifikant mindre av i flere andre overvåkingsområder. Noen få karplantearter viste

også signifikante endringer målt som prosent dekning i analyserutene i siste periode, blant annet økte smyle signifikant, mens det ble mindre av maiblom.

- Det har i perioden fra 2008 til 2016 blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens) av i alt syv mosearter. Bare grantorvmose og prakthinnemose viste signifikant økning i smårutefrekvens. Målt som prosent dekning i analyserutene har det blitt signifikant mer av to store bladmoser (etasjemose, lyngtorvmose) og den største levermosen (prakthinnemose), mens det ble signifikant mindre av fire bladmoser og én levermose.
- I 28-årsperioden fra 1988 til 2016 har det blitt signifikant mindre av fire karplantearter målt som smårutefrekvens; deriblant blåbær. Begge marimjelleartene økte signifikant både målt som smårutefrekvens for perioden 1988–2016 og prosent dekning i analyserutene i perioden fra 1993 til 2016, mens smyle økte signifikant bare målt som prosent dekning. To karplanter ble signifikant redusert målt som prosent dekning i analyserutene fra 1993 til 2016.
- I 28-årsperioden har 12 mosearter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), derav åtte levermoser, mens tre bladmoser (bergsigd, etasjemose og matteflette), lyngtorvmose og den store levermosen prakthinnemose økte signifikant. I 23-årsperioden fra 1993 til 2016 har det blitt signifikant mer dekning av to store bladmoser, to torvmosearter og en levermoseart. Etasjemose har mer enn firedoblet sin gjennomsnittlige dekning i 23-årsperioden, men også torvmoseartene har hatt stor økning. Det var ni levermoser som ble signifikant redusert i mengde målt som prosent dekning i analyserutene i perioden fra 1993 til 2016.
- Det var ingen signifikante endringer i artssammensetning verken for perioden fra 2008 til 2016 eller for hele 28-årsperioden.

Sannsynlige årsaker til utviklingstrendene

Reduksjonene i karplantenes artsmangfold og artsmengder har trolig flere årsaker. Samvirkende effekter mellom karplanter og moser er en sannsynlig årsak; tettere bunnsjikt med mer moser kan ha gjort det vanskeligere for enkelte karplanter å etablere seg fra frø og/eller vegetativt og å overleve i den tettere mosematta. Økning i prosent dekning av smyle kan skyldes både fortsatt relativt høy nitrogentilførsel, og at det noen steder kan ha blitt åpnere tresjikt pga økt bestandsalder (enkelte nedfalne trær og trolig lavere kronetetthet ettersom trærne har blitt eldre). Milde vintre med lite snø og plutselig frostepisoder tidlig på våren kan også ha hatt betydning; blåbær og tyttebær er arter som kan være følsomme for dette [som observert for tyttebær i Urvatnet naturreservat i 2015; T. Økland (2016)]. Selv om det er redusert artsmangfold for karplanter totalt og mengdeendringer for noen karplanter, er karplanteendringene ikke så omfattende som i enkelte andre overvåkingsområder. Det ble observert få spor etter smågnagere og beitepåvirkning.

For mosene er det sannsynlig at temperaturøkningen (i forhold til normalen), og med den økning i vekstsesongens lengde spesielt om høsten, har ført til at små og mellomstore moser har blitt utkonkurrert av enkelte store moser (overvoksing/konkurranse om mikrohabitater i skogbunnen).

Som i flere andre overvåkingsområder er det sannsynlig at samvirkende effekter har vært en viktig årsak til vegetasjonsutviklingen i Rausjømarka i Østmarka naturreservat. Et tettere bunnsjikt pga lengre vekstsesonger har favorisert vekst og vegetativ formering av de største mosene om høsten og har resultert i mindre plass, ikke bare for mange små moser, men også for karplanter. Det trengs imidlertid mer forskning på klimaeffekter på karplanter og moser, og nye data for trær, jordkemi samt skoghistoriske undersøkelser for å vise hvordan biotiske og abiotiske faktorer samvirker med hverandre. Vi har tredata for de tre første analyseomløpene og jordkjemiske data for de to første analyseomløpene i Rausjømarka.

Endringene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat fra 1. til 6. omløp, både når det gjelder artsmangfold og artsmengder, stemmer overens med et mønster som er observert i de andre syv granskogsområdene fra 1. (1988–1992) til 5. (2008–2015) omløp, og for Solhomfjell fra 1. til

6. omløp: artsmangfoldet reduseres, og det blir mindre av mange arter, mens bare noen få arter øker i mengde. For mosene er det bare noen få store arter som øker i mengde.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Rausjømarka i 1988–2016

Oversikt over plantearter registrert i de 50 analyserutene (1 m²) i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i Enebakk i 1988, 1993, 1998, 2003, 2008 og/eller 2016.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmoser (unntatt torvmoser; forts.)	
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Plagiomnium affine</i>	Skogfagermose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose
<i>Populus tremula</i>	Osp	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammemose
<i>Salix caprea</i>	Selje	<i>Plagiothecium succulentum</i>	Pløsjammemose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
Urter og karsporeplanter		<i>Polytrichum juniperum</i>	Einerbjørnemose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmarihand	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Hieracium Sylvatica-gr.</i>	Skogsveve	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	Fjærkransmose
<i>Hieracium Vulgata-gr.</i>	Beitesveve	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Sciurohypnum populeum</i>	Ospelundmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprinkelundmose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	Torvmoser	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkkesyre	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Platanthera sp.</i>	Nattfiol	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	Levermoser	
<i>Polypodium vulgare</i>	Sisselrot	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
Grassaktige planter		<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	Snerprærkvein	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose
Bladmoser (unntatt torvmoser)		<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Antitrichia curtipendula</i>	Ryemose	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Storlundmose	<i>Lophocolea bidentata</i>	Totannblonde
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde
<i>Dicranum drumondii</i>	Kjempesigd	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflak
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflak
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflak
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflak
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Mylia taylorii</i>	Raudmuslingmose
<i>Eurhynchium striatum</i>	Kystmoldmose	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Herzogiella selegeri</i>	Stubbefauskmose	<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Heterocladium dimorfum</i>	Stridfloke	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skyggehusmose	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	Lav	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2016

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

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) startet opp for snart 28 år siden og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Med to unntak (Lundsneset og Øyenskavelen) reanalyseres disse fortsatt jevnlig. Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå Norsk institutt for bioøkonomi) i perioden 1988–1992. I 1988 etablerte Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, et overvåkingsområde i Solhomfjell i barskog (gran- og furuskog). Fra 2005 er alle de gjenværende 9 granskogsområdene inkludert i TOV som TOV-granskogsområder. Seks områder ble etablert i fjellbjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Fra 1993 ble metodikken i bjørkeskogsområdene endret slik at den i hovedsak ble lik for bjørkeskog og granskog. Områdene spenner ut viktige klimagrader i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensinger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske grader innenfor samme naturtype, blåbærdominert bar- og bjørkeskog, inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 analyseruter (61 ruter i granskog i Solhomfjell) à 1 m² som til sammen antas å dekke den viktigste lokale økologiske variasjonen. Artsmengder registreres innen hver rute som smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning. Områdene ble i utgangspunktet analysert hvert femte år, men åtte av ni granskogsområder analyseres nå hvert åttende år (se under Datagrunnlag og metoder).

Her rapporteres endringer i forekomst av noen få utvalgte arter som kan tenkes å respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b). I forhold til tidligere rapportering av de utvalgte artene omfatter dette kapitlet også resultater fra granskog og bjørkeskog i 2016.

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget består opprinnelig av 561 analyseruter fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 9 av 11 granskogsområder, dvs 460 ruter i granskog) og 300 ruter fra bjørkeskog. Vegetasjonen i alle områdene ble til og med fjerde omløp analysert én gang hvert femte år, men fra og med femte omløp ble granskogsregistreringene, med unntak for Solhomfjell, lagt om til 8-årlig omløp. I femte omløp er derfor rutene i Grytdalen, Otterstadstølen, Granneset, Bringen og Urvatnet reanalysert etter åtte år. I Rausjømarka ble rutene reanalysert i 2016 som var 6. omløps analyser for dette området, 8 år etter 5. omløp. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.1**) bygger på data fra perioden 1988–2016, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.2**) baserer seg på registreringer utført fra 1993 til 2016. I 2016 ble vegetasjonen i granskogsområdet Rausjømarka naturreservat i Østmarka (Akershus) og i bjørkeskogsområdene i Åmotsdalen (Sør-Trøndelag) og Lund (Rogaland) analysert. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2015 (T. Økland et al. 2016).

For artene gjøkesyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter (til sammen 800 småruter i hvert område, 976 i Solhomfjell-området) brukt som mål på mengde innen hvert område. For smyle og etasjemose er gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² analyserutene i hvert område brukt som mengdemål. Dekningsdata for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) og for etasjemose fra 1988 er ikke presentert; fra 1988 fordi dekning ikke ble registrert (derfor mangler dekningsdata for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen) og for smyle fra perioden 1989–1992 fordi dataene er beheftet med noe større usikkerhet enn for etasjemose og for senere perioder. For øvrig er samme metodikk brukt for alle områder og omløp.

Gjøkesyre (*Oxalis acetosella*)

Gjøkesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i granskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn i den fattigste blåbærskogen. Arten er noe mindre vanlig i fjellbjørkeskoger. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992) og er i spiringsfasen følsom overfor surt substrat (Rodenkirchen 1998). Det er tidligere rapportert tilbakegang for arten i sørsvenske skoger, angivelig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

I perioden 1988–1998 hadde gjøkesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.1**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten har liten dekning i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels også Åmotsdalen (**figur 5.2**). Gjøkesyre viste i Gutulia motsatt utviklingstrend sammenliknet med granskogsområdene, med jevn framgang fra 1993 til 2012, og tilbakegang i det mer nordlige området Åmotsdalen. Arten forsvant fra rutene i Møsvatn i 2007.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensinger («sur nedbør») forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen av sur nedbør har vært stor, samtidig som jordsmonnet over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gjøkesyre fram til og med 1998 i granskogsområdene langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en forsinket respons på jordforsuring.

I 2003 hadde mengdene av gjøkesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gjøkesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da rutene ble etablert i 1988. I Grytdalen ble den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene redusert litt fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagere (T. Økland, pers. obs.). Den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene er fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen etter 2003 for gjøkesyre i Solhomfjell har fortsatt til og med 2013. Også i Rausjømarka har arten økt, og i 2016 var den gjennomsnittlige forekomsten i rutene litt høyere enn i 1988, i motsetning til i Grytdalen der arten i 2011 fortsatt var noe redusert i forhold til utgangspunktet i 1988.

Utviklingen for gjøkesyre i de øvrige granskogsområdene viser ingen tydelige trender og varierer både mellom år og mellom områdene. I Otterstadtdølen og Bringen har antall småruteforekomster variert noe mellom år, men ved de siste analyseårene (henholdsvis 2012 og 2014) har forekomstene økt noe i forhold til oppstart av overvåkingen (henholdsvis i 1989 og 1991). Også i granskogsområdene i Gutulia, Granneset og Urvatnet har antall småruteforekomster variert mellom år, men i disse områdene var mengdene ved siste analyseår (henholdsvis 2009, 2013 og 2015) litt lavere enn ved overvåkingsstart (i henholdsvis 1989, 1990 og 1992).

Det er trolig flere årsaker til den varierende utviklingen for gjøkesyre i granskogsområdene. Mindre langtransportert forurensing kan ha virket positivt på de sørlige områdene, men endringene i de andre områdene må ha andre årsaker. Trolig er det flere samvirkende mekanismer; tettere bunnsjikt på grunn av mildere klima og lengre vekstsesong om høsten kan hindre frøspiring og overlevelse. Smågnagertopper, som den rundt 2011, kan ha bidratt til å åpne opp bunnsjiktet i enkelte områder, men smågnagere kan også beite på plantene og dermed i første omgang virke negativt på mengdeutviklingen. Lavere innhold av næringsstoffer i humussjiktet og/eller endringer i tresjiktstrukturen kan heller ikke utelukkes som årsaker.

Framgangen for gjøkesyre i bjørkeskogen i Gutulia som ble observert mellom 2008 og 2013, kan neppe forklares av en forbedring i forsuringssituasjonen, da området ligger i en del av landet som er lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gjøkesyre også er en art som i løvskog kan favoriseres av lys og som også er en svakt termofil art (Hill et al. 1999, Aarrestad pers. obs.). Andre årsaker kan skyldes endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen skyldes utvilsomt et økt beitepress

fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste grasarter og urter i dette overvåkingsområdet.

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

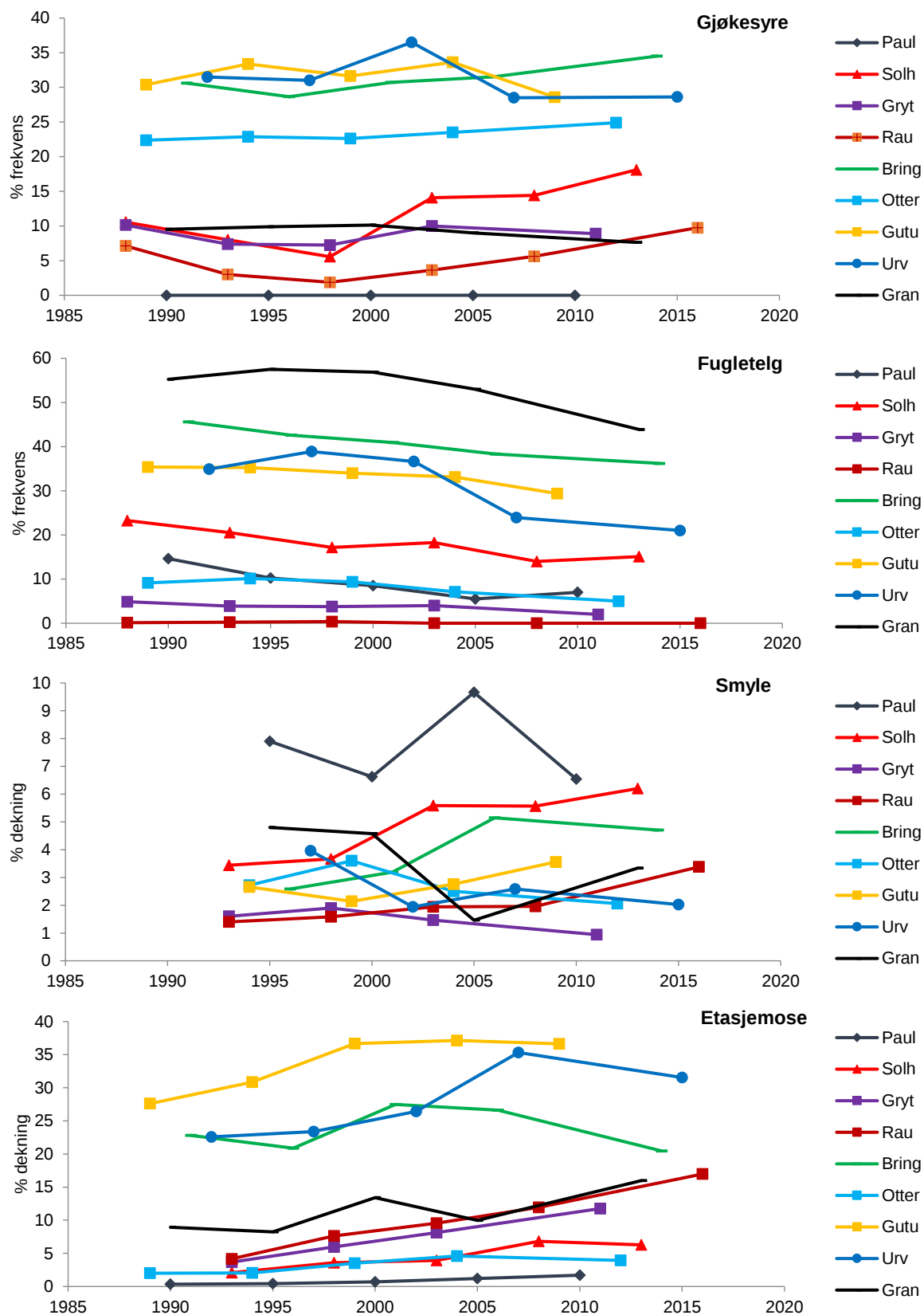
Fugletelg er en vanlig småbregne som forekommer mer eller mindre i de samme skogtypene som gjøkesyre. Begge artene har omtrent samme krav til baserikhet (Ellenberg et al. 1992) og kan derfor i utgangspunktet forventes å ha omtrent samme følsomhet for forurensning.

Gjennom de fire første omløpene (1989–2008) hadde fugletelg stor tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 5.1**). I granskogene lenger nord i landet ble det ikke observert like tydelige utviklingstrender for fugletelg i de første omløpene, men fra 4. omløp har arten også der hatt tilbakegang. I bjørkeskogsområdene har arten i enkelte områder gått fram (Møsvatn, Gutulia, Dividalen), mens den i andre områder har gått tilbake (Lund og Børgefjell), altså uavhengig av nord-sørgradienten (**figur 5.2**).

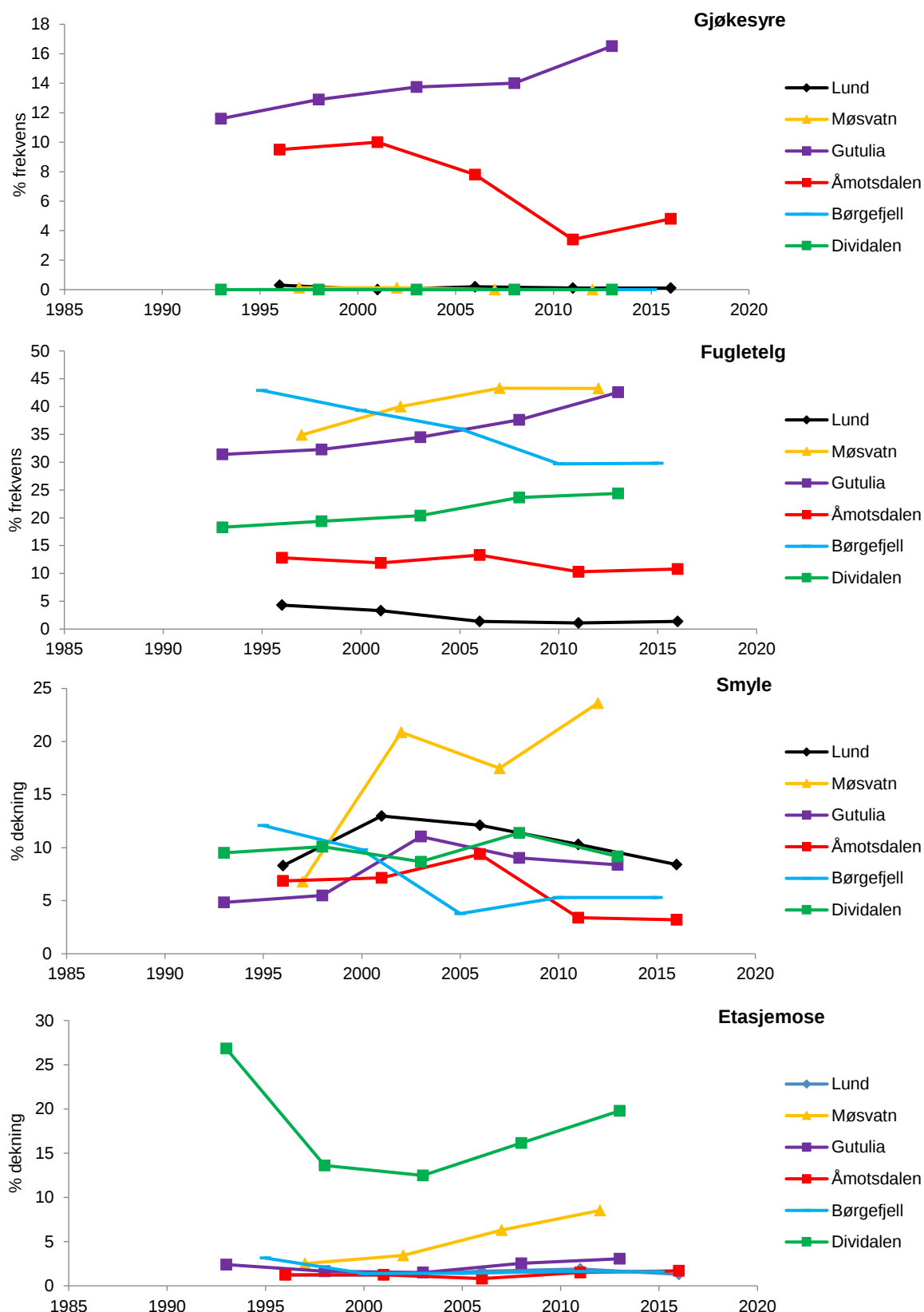
Etter registreringene i femte omløp er det stor reduksjon i antall småruteforekomster i åtte av de ni granskogsområdene i forhold til starten av overvåkingen. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i rutene, og arten er ikke registrert der etter 1998. I de sørligste områdene, Grytdalen, Paulen, Solhomfjell, er antall småruteforekomster redusert til henholdsvis 41 %, 65 % og 48 % av antallet ved overvåkingsstart (i henholdsvis 1988, 1990 og 1988). I de øvrige områdene varierer antall småruteforekomster registrert i femte analyseomløp fra 55 % til 83 % av antallet registrert ved overvåkingsstart. Minst reduksjon har det vært i Gutulia, der nest Granneset og Urvatnet, men det er en tydelig nedadgående trend også for disse områdene. I de fleste av granskogsområdene har det vært lite smågnagere mellom ca 1989/1990 og ca 2010/2011 (unntaket var en smågnagertopp i Granneset i 2001). For øvrig er det bare registrert smågnagertopp rundt 2010/2011 i Grytdalen og Granneset (T. Økland, pers. obs., Halvorsen, pers.obs.). I Bringen og Vassfaret, der populasjonsstudier av etasjemose ikke utføres, kjenner vi ikke til om det har vært smågnagertopper mellom analyseårene, men det er sannsynlig at det ikke har vært flere smågnagertopper der enn i de andre litt høyereliggende granskogsområdene, for eksempel Grytdalen. I Otterstadstølen er det ikke registrert smågnagertopp siden 1989, men det ble observert en del tegn til økt beitepåvirkning av hjort i 2012.

Fugletelgs nedadgående utviklingstrend for alle granskogsområdene skyldes sannsynligvis flere medvirkende/samvirkende påvirkningsfaktorer. Selv om langtransporterte forurensninger er redusert siden 90-tallet er det fortsatt en negativ utviklingstrend for arten i de sørlige områdene, men også i de mer nordlige overvåkingsområdene, som har vært lite utsatt for langtransporterte forurensninger i hele overvåkingsperioden. Det er imidlertid mulig at fortettingen i bunnsjiktet pga økt temperatur og lengre vekstsesong kan ha påvirket fugletelg negativt, blant annet ved lavere spiringsevne og mindre tilgang til lys og næringsstoffer i de tette mosemattene, men andre årsakssammenhenger kan heller ikke utelukkes (som for gjøkesyre). For øvrig er det en stadig tydeligere trend at flere vanlige urter og bregner går tilbake i disse granskogene.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i de ulike overvåkingsområdene i bjørkeskog. Tilbakegangen for fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens framgangen for fugletelg i Møsvatn trolig kan settes i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009b) og økt næring, særlig nitrogen, tilført av tidligere bjørkemålerangrep. Framgangen i Gutulia og Dividalen, der forurensningen har vært minimal, kan ikke forklares med avtakende jordforsuring. Trolig kan mikroklimatiske endringer være en mulig årsak, da gjøkesyre og fugletelg i Gutulia viser omtrent samme utviklingstrend (se ovenfor under gjøkesyre).



Figur 5.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2016. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1988 ble ikke prosent dekning analysert. Data for prosent dekning for 1. omløp er ikke vist for smyle. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.



Figur 5.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2016. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke tilgjengelig. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.

En svak tilbakegang av fugletelg i Åmotsdalen i 2011 kan skyldes økt beitepress av husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake fra førstegangs analyse i 1995, men er nå stabilisert rundt en gjennomsnittlig dekning på ca 30 %. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng med endringer i forurensing, da Børgefjell ligger i et område med liten tilførsel av langtransporterte luftforurensinger. Det er mulig at nedgangen av fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og flere år med smånagertopper (jf Aarrestad et al. 2016).

Smyle (*Avenella flexuosa*)

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

En betydelig framgang for smyle ble observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene, i så vel granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen som i bjørkeskogsområdene Møsvatn, og dels Gutulia (**figur 2.1, 5.1 og 5.2**), fram til fjerde omløp. Fra og med fjerde omløp varierer utviklingen mellom granskogsområdene. Gjennomsnittlig prosent dekning er fortsatt høyere i enkelte av de mer sørlige områdene (betydelig økning i Rausjømarka, Solhomfjell og Bringen), men i flere andre granskogsområder er det ingen tydelig trend. Bjørkeskogen i Børgefjell viser en betydelig nedgang i smyledekning fra 1995 til 2015, mens dekningen viser tilbakegang i Åmotsdalen fra 2011.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2012), og det kan således være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og den økte dekningen av smyle som er observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene gjennom de tre/fire første omløpene. Som for gjøkesyre og fugletelg er det imidlertid trolig flere medvirkende/samvirkende årsaker til utviklingen. Endringer i tresjiktstruktur kan være en årsaksfaktor i enkelte områder både i granskogene og bjørkeskogene, da økt lystilgang klart begunstiger smyle. Således kan økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep, og/eller en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Den sterke nedgangen av smyle i Børgefjell skyldes hovedsakelig en fortetting av tre- og busksjikt og relativt høyt beitepress av tamrein og smånagere, mens reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen fra 2011 trolig skyldes år-til-år-variasjoner i beitetrykk, både av smånagere og husdyr.

Smånagerpåvirkning er trolig også en medvirkende årsak til utviklingen i enkelte granskogsområder. I Grytdalen ble det observert mange smånagere og spor etter smånagere ved registreringene i 2011, og smånagerne bidro trolig til reduksjonen i smyledekning fra 2003 til 2011. Smyledekningen var imidlertid også redusert i Paulen og Bringen fra fjerde til femte omløp. I Rausjømarka, Solhomfjell, Gutulia og Granneset har smyledekningen økt også i siste omløpsperiode (fra 5. – 6. omløp for Rausjømarka og Solhomfjell). Granneset hadde en smånagertopp både i 2001 og 2011. Trolig kan utviklingen i Granneset være en seneffekt av smånagerpåvirkningen, som har negative effekter på de fleste artene på kort sikt (spesielt det første året etter toppen, som i Grytdalen), men som deretter resulterer i mengdeøkning for arter som f.eks. smyle, som har god evne til å kolonisere nakne flekker i skogbunnen og som vokser raskt. Granskogene er i svært liten grad påvirket av sauebeiting (det var noen dyr i Otterstadstølen tidligere i overvåkingsperioden), men i Otterstadstølen kan økt hjortebeite ha påvirket smyleutviklingen.

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. I likhet med de fleste andre moser vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en «dvaletilstand» når den er tørr. Moser vokser selv når grade-stokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Etasjemosemengden forventes derfor å øke når klimaet endrer seg i gunstig retning for mosevekst, det vil si når vekstsesongene blir lengre og fuktigere (R. Økland 1997, T. Økland 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.1**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye eller enda mer av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En liknende trend er også observert for andre store mosearter; i noen av områdene dominerer andre store moser mer enn etasjemose i analyserutene. I flere av granskogsområdene har etasjemose hatt økt dekning i rutene også fra fjerde til femte omløp (i Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka og Granneset; i Solhomfjell ble det imidlertid registrert en liten reduksjon fra femte til sjette omløp). I Bringen og Urvatnet viste etasjemose en tendens til noe redusert dekning fra fjerde til femte omløp. I disse områdene har imidlertid andre store moser økt i dekning fra fjerde til femte omløp. I Rausjømarka har arten også økt betydelig fra femte til sjette omløp og har nå mer enn fire ganger så høy gjennomsnittlig dekning som i 1993 (% dekning ble ikke registrert ved oppstart i 1988 i Rausjømarka, Grytdalen og Solhomfjell).

I alle granskogsområdene unntatt Bringen er etasjemosedekningen fortsatt betydelig høyere enn ved starten av overvåkingen. Mildere høstklimate og derved lengre vekstsesonger er høyst sannsynlig en viktig årsak til mengdeøkningen i de fleste områdene. Økning av store moser i bunnsjiktet har vist seg å være negativt for artsmangfold og mengder av små moser. Det er trolig også en årsak til det lavere artsmangfoldet og mengdereduksjonen for mange karplanter som er registrert fra fjerde til femte omløp i de fleste granskogsområdene. Smågnagere har også betydning for utviklingen i bunnsjiktet. Fravær av smågnagertopper favoriserer vekst og formering av store konkurransesterke moser, mens det blir mindre av mange andre arter. På den annen side kan også åpning av bunnsjiktet, for eksempel på flekker der det ikke har vært store moser på forhånd, også være positivt for etasjemoseutviklingen.

Dekningen av etasjemose er svært liten i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en relativt lyskrevende art (Hill et al. 1999), og den lave dekningen kan skyldes et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan også begrense mosenes vekst der. Samtidig beites arten av smågnagere (Ericson 1977, R. Økland 1995a, Rydgren et al. 2007). Endringene i etasjemosedekning er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn, der arten har vist en jevn framgang siden 2002, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. Både i Gutulia og Dividalen økte etasjemosedekningen fra 2008 til 2013, betydelig mer i det nordligste området Dividalen. Det er ikke registrert en smågnagertopp i Dividalen på lenge, noe som kan forklare framgangen av etasjemose her.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2016

Magni Olsen Kyrkjeeide, Marianne Evju, Heidi E. Myklebost og Inga E. Bruteig

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund ble etablert i 1991 (Hilmo & Wang 1992), med gjenkartlegging i 1996 (Bruteig 1998), 2001 (Hilmo et al. 2004), 2006 (Hagen et al. 2007) og 2011 (Evju et al. 2012). To nye prøvefelt ble lagt ut i Åmotsdalen i 2004 (Bakkestuen et al. 2005). Her rapporteres sjette gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2016.

Noen endringer er gjort siden 2011. I Åmotsdalen ligger prøveflatene 1 til 5 veldig nær hverandre (Evju et al. 2015), og artssammensetningen har vært veldig lik. Vi har derfor avsluttet overvåkingen av prøveflater nr 2 og 4. Prøveflate nr 6 og 7 erstatter de to gamle prøveflatene og utvider høydegradienten i prøveområdet. Hengende arter blir ikke lenger registrert da dette fanges opp av annen metodikk (Evju et al. 2015). I Åmotsdalen har tre trær gått ut siden 2011 (to i felt 3 og ett i felt 5). Disse ble erstattet med nye trær. I Lund har tre av seks trær registrert som gadd i 2011, falt og er derfor ikke registrert i 2016.

Temperaturloggere er montert på hvert overvåkingstre og samler inn data på temperatur og luftfuktighet fire ganger i døgnet med 6 timers mellomrom. pH måles på tre punkter direkte på hvert overvåkingstre. I tillegg tas det hemisfæriske fotografier (HemiView-bilder) av hvert overvåkingstre, som gir informasjon om kronedekning (bladarealindeks, LAI) og dermed lystilgang på bjørkestammene (se Evju et al. 2015 for detaljer). HemiView-bildene ble analysert i programvaren Hemifer, hvor terskelverdi settes automatisk (Nobis & Hunziker 2005).

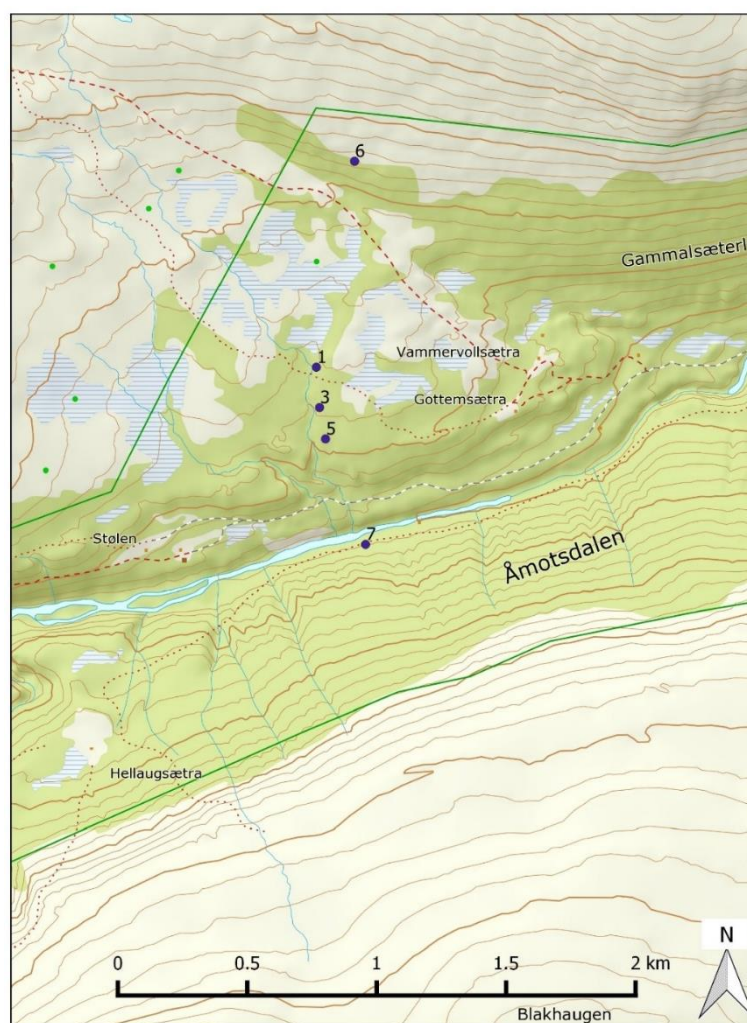
Enveis ANOVA ble brukt for å analysere forskjeller mellom flater i 2016, både for overvåkings-trærnes egenskaper (trehøyde, treomkrets, pH og kronedekning) og dekning av epifytter. For å undersøke forskjeller i mikroklima (gjennomsnittlig årstemperatur, antall dager med gjennomsnittstemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (vekstsesong) og luftfuktighet på dager med gjennomsnittstemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$), brukte vi den ikke-parametriske metoden Kruskal-Wallis test, fordi kravene til parametriske tester ikke ble oppfylt. Lineære miksete modeller ble brukt for å analysere endringer i epifyttdekning over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2011 mot 2016), med tre næstet i flate som tilfeldige faktorer. Kjikvadrattest ble brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom 2011 og 2016. Dekning av artsgrupper og enkeltarter ble arcsin-transformert før analysering. For Åmotsdalen ble prøveflate 2 og 4 utelatt fra analysene, da disse ikke lenger blir kartlagt.

6.1 Resultater fra Åmotsdalen

De fem prøveflatene i Åmotsdalen ligger langs en høydegradient fra 825 moh (flate 7) til 1051 moh (flate 6) (**figur 6.1**).

Det er ingen endring i trehøyde over tid (**tabell 6.1**; $p = 0,874$). Treomkrets (tatt ved brysthøyde; 130 cm) har en signifikant økning gjennom perioden, fra et snitt på 38 cm i 1991 til 45 cm i 2016 (**tabell 6.1**; $p < 0,001$). Det er også en signifikant økning ($p < 0,001$) i treomkrets mellom 2011 og 2016.

pH i barken på analysetrærne ble målt direkte på trærne i 2016. Den laveste målte pH var 3,38, og høyeste pH var 4,50. Det er noe variasjon mellom flatene ($p = 0,073$), med høyest gjennomsnitt i flate 7 og lavest i flate 6 (**tabell 6.2**). Kronedekning, målt som bladarealindeks, varierer mellom flatene ($p < 0,001$), med størst kronedekning i flate 3 og mer lysåpen skog i flate 6 (**tabell 6.2**).



Figur 6.1 Plassering av prøveflater 1, 3, 5, 6 og 7 i overvåkingsområdet i Åmotsdalen.

Tabell 6.1 Høyde (m) og treomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøvefelt i Åmotsdalen. Gjennomsnitt av sju trær i 1991 og åtte trær i 1996, 2001, 2006, 2011 og 2016, med standardavvik.

	1	3	5	6	7	snitt
trehøyde						
1991	7,0 ± 0,8	7,6 ± 1,3	7,3 ± 1,0			7,3 ± 1,0
1996	6,9 ± 0,8	7,0 ± 1,0	7,5 ± 0,8			7,1 ± 0,8
2001	7,1 ± 1,0	7,1 ± 1,3	7,7 ± 0,8			7,3 ± 0,9
2006	7,0 ± 1,0	7,0 ± 1,5	7,9 ± 1,1	4,9 ± 0,9	12,8 ± 0,7	7,7 ± 2,4
2011	7,3 ± 0,8	7,1 ± 1,5	7,7 ± 1,1	4,8 ± 1,1	13,1 ± 0,8	7,8 ± 2,6
2016	7,3 ± 0,7	7,6 ± 1,1	7,3 ± 1,2	4,9 ± 0,9	13 ± 1,0	8,0 ± 2,9
treomkrets						
1991	38 ± 5	37 ± 3	39 ± 4			38 ± 4
1996	40 ± 7	38 ± 4	41 ± 5			39 ± 5
2001	43 ± 8	38 ± 4	42 ± 5			40 ± 6
2006	44 ± 8	38 ± 4	42 ± 6	34 ± 7	61 ± 10	43 ± 10
2011	44 ± 9	39 ± 4	42 ± 5	35 ± 7	61 ± 10	43 ± 10
2016	45 ± 9	40 ± 6	43 ± 5	36 ± 7	62 ± 10	45 ± 12

Tabell 6.2 pH og bladarealindeks (LAI) målt i 2016, og årsmiddeltemperatur (°C) (Årtemp.), antall dager med middeltemperatur > 0 °C (Vekstsesong) og gjennomsnittlig luftfuktighet (%) på dager med middeltemperatur > 0 °C (Fukt.) på overvåkingstrærne i fem prøveflater i Åmotsdalen. Gjennomsnitt er av åtte trær i feltene 1, 6 og 7 og sju trær i feltene 3 og 5 i perioden 4. juli 2015 til 22. juni 2016.

	1	3	5	6	7
pH	3,85 ± 0,24	3,79 ± 0,21	3,91 ± 0,28	3,69 ± 0,37	4,10 ± 0,23
LAI	1,86 ± 0,64	2,53 ± 0,39	1,90 ± 0,49	1,02 ± 0,42	1,60 ± 0,14
Årtemp.	2,08 ± 0,08	2,17 ± 0,12	2,28 ± 0,08	1,68 ± 0,16	2,14 ± 0,09
Vekstsesong	211 ± 2	212 ± 2	214 ± 1	197 ± 2	214 ± 1
Fukt.	79,7 ± 0,4	79,6 ± 0,6	79,6 ± 0,3	79,8 ± 0,9	80,8 ± 0,7

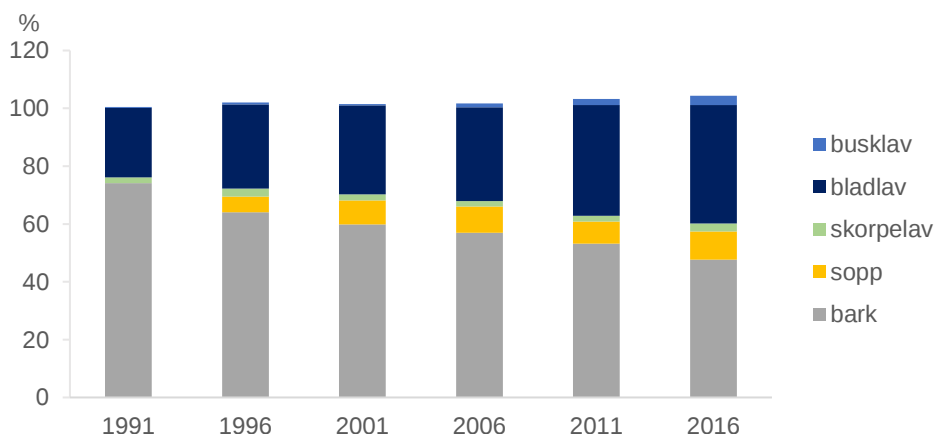
Gjennomsnittstemperaturen er høyest i flate 5 og lavest i flate 6 ($p < 0,001$). Også antall dager med temperatur > 0 °C er lavest i flate 6, mens de andre feltene har omtrent like mange dager med temperatur > 0 °C ($p < 0,001$; tabell 6.2). Luftfuktigheten er noe høyere i flate 7 enn de andre flatene ($p = 0,008$; tabell 6.2).

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2016

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Åmotsdalen i 2016 var på 56,7 % (figur 6.2). Bladlav er gruppen med størst dekning (41,0 %), fulgt av sopp (9,7 %). Busklav og skorpelav utgjør en liten andel av epifyttdekningen (henholdsvis 3,2 % og 2,8 %).

Det er registrert 54 taksa på undersøkelsestrærne i 2016, 9 bladmoser, 5 levermoser, 7 busklav, 13 bladlav, 17 skorpelav og 2 sopp (i tillegg til pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). Begerlav, brunskjegg og strylav blir kun registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Av brunskjeggarter fins både mørkskjegg *Bryoria fuscescens* og buskskjegg *B. simplicior*, mens pulverstry *Usnea lapponica* er registrert i strylavslekten.

Økningen i antall taksa fra 2011 (45) skyldes først og fremst en sterk økning i antall registrerte moser. Skorpelavene *Biatora beckhausii*, fjellkorkje, *Phaeocalcium* sp. og glanslav ble registrert for første gang i 2016.



Figur 6.2 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingområdet i Åmotsdalen 1991-2016. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1991 til 2016

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1991 ($p < 0,001$), og også i siste 5-årsperiode ($p < 0,001$) (**figur 6.2**). Dette skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$). Dekningen av sopp har ikke hatt en signifikant økning over tid ($p = 0,088$), men det er en signifikant økning fra 2011 til 2016 ($p < 0,029$). Busklav har økt i dekning fra 0,3 % i 1991 til 3,2 % i 2016 ($p < 0,001$), med en signifikant økning også i siste 5-årsperiode ($p = 0,010$). Skorpelavsdekningen har variert noe mellom årene, men med en økning over tid ($p < 0,001$), med en klar økning mellom 2011 og 2016 ($p < 0,001$).

Det er tendens til signifikant forskjell i total epifyttdekning mellom flatene i Åmotsdalen i 2016 ($p = 0,056$), med høyest dekning i flate 1 og lavest i flate 5 (**tabell 6.3**). Det er signifikante forskjeller i dekning mellom flatene av busklav ($p = 0,003$) og bladlav ($p = 0,014$), med høyest dekning i henholdsvis flate 7 og flate 1 (**tabell 6.3**).

Tabell 6.3 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stamme) av epifytter og bark på stammen av bjørk i fem prøveflater i Åmotsdalen.

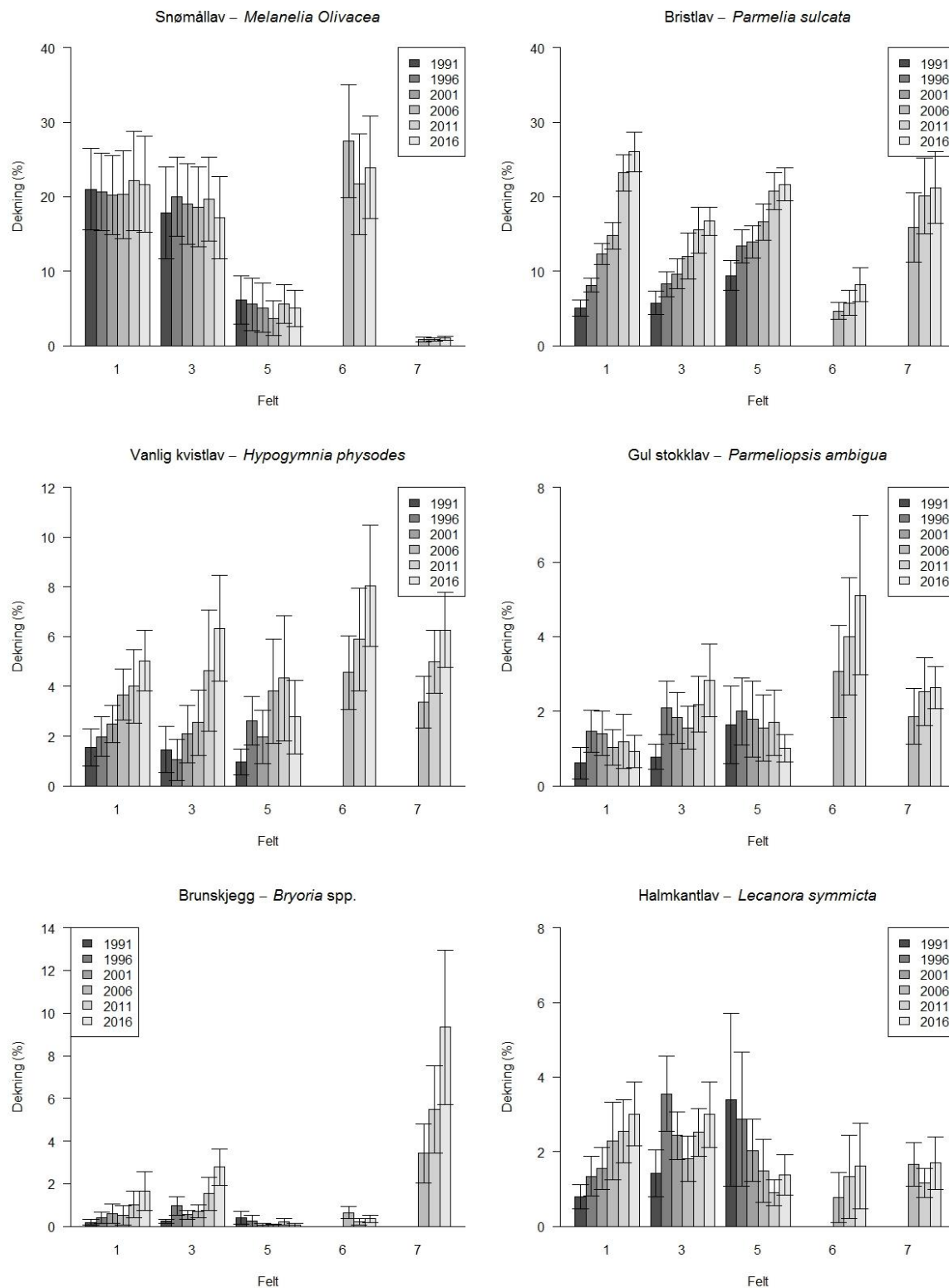
		1	3	5	6	7	snitt
busklav	1991	0,2	0,2	0,4			0,3
	1996	0,4	1,0	0,3			0,6
	2001	0,9	0,7	0,1			0,5
	2006	0,7	0,9	0,1	0,8	3,9	1,3
	2011	1,3	1,7	0,3	0,3	6,4	2,0
	2016	2,2	2,9	0,2	0,4	10,5	3,2
bladlav	1991	28,3	25,8	18,2			24,1
	1996	32,3	31,7	23,6			29,2
	2001	36,6	32,7	22,7			30,7
	2006	39,8	34,9	25,7	40,0	22,3	32,5
	2011	50,7	42,3	32,4	37,4	29,2	38,4
	2016	53,8	43,6	30,4	45,4	31,8	41,0
skorpelav	1991	0,9	1,4	3,5			2,0
	1996	1,4	3,6	3,1			2,7
	2001	1,5	2,6	2,4			2,2
	2006	2,4	1,9	1,5	1,3	1,9	1,8
	2011	2,7	2,7	1,3	1,9	1,5	2,0
	2016	3,1	3,7	1,8	2,5	2,7	2,8
sopp	1996	7,8	4,7	3,7			0
	2001	10,7	6,1	8,0			5,4
	2006	12,4	5,4	12,2	10,1	5,1	8,3
	2011	11,3	3,8	8,2	11,0	3,7	9,1
	2016	11,4	6,0	14,5	13,2	3,5	7,6
epifytter totalt	1991	29,4	27,5	22,2			26,3
	1996	41,9	40,9	30,6			37,8
	2001	49,7	42,1	33,2			41,7
	2006	55,4	43,1	39,5	52,2	33,2	44,7
	2011	66,0	50,4	42,2	50,6	40,8	50,0
	2016	70,5	56,2	46,9	61,4	48,6	56,7
bark	1991	71,3	72,9	78,1			74,1
	1996	59,5	61,4	71,4			64,1
	2001	52,1	59,4	67,9			59,8
	2006	46,2	58,7	61,3	49,6	69,4	57,0
	2011	37,8	52,9	59,0	51,0	65,1	53,2
	2016	32,3	48,6	54,9	41,4	61,2	47,7

Tabell 6.4 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stamme av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Åmotsdalen. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene. Flate 2 og 4 er ikke inkludert. Antall trær; 1991 n = 21, 1996 og 2001 n = 24, 2006, 2011 og 2016 n = 40.

			Frekvens						Prosent dekning					
	Vitenskapelig navn	Norsk navn	1991	1996	2001	2006	2011	2016	1991	1996	2001	2006	2011	2016
Moser	A Bryophyta	Moser				3	5					x	x	
Bladmoser	Amblystegium sp.	Krypmoseslekta					5	3					x	x
	Dicranum fuscescens	Bergsigd						28						x
	Dicranum montanum	Stubbesigd						8						x
	Dicranum scoparium	Ribbesigd						23						x
	Dicranum sp.	Sigdmose				13	23	28				x	x	x
	Hylocomium splendens	Etasjemose						3						x
	Hypnum cupressiforme	Matteflette				3						x		
	Plagiothecium laetum	Glansjamnemoser						33						x
	Plagiothecium sp.	Jamnemoseslekta						3						x
	Polytrichum sp.	Bjørnemoser				3	3	3				x	x	x
	Sanionia uncinata	Klobleikmose						5						x
	Sciuro-hypnum tromsoeense	Glattlundmose						3						x
	Levermoser	Barbilophozia hatcheri	Grynskjeggmose						5					
Barbilophozia lycopodioides		Gåsefotskjeggmose				3	5	18				x	x	x
Lophozia longidens		Hornflik						10						x
Lophozia ventricosa		Grokornflik						3						x
Ptilidium pulcherrimum		Barkfrynse				8	13	23				x	x	x
Busklav	Alectoria sp.	Skjeggjav	14	13	13	18	13	10	x	x	x	0,06	0,03	0,03
	Bryocaulon divergens	Fjelltagg				3	3	3				x	x	x
	Bryoria sp.	Brunskjegg	95	92	100	98	95	100	0,17	0,45	0,40	1,07	1,69	2,84
	Cetraria islandica	Islandslav				3						x		
	Cladonia sp.	Begerlav				18	33	58				x	x	x
	Evernia mesomorpha	Gryntjafs												
	Flavocetraria cucullata	Gulskjerpe					5	3					x	x
	Flavocetraria nivalis	Gulskinn			4	8	10	8			x	x	x	x
	Usnea sp.	Strylav	95	79	83	70	85	83	x	0,02	0,14	0,15	0,25	0,36
Bladlav	Cetraria sepincola	Bjørkelav	5			8	5	3	x			x	x	x
	Hypogymnia austerodes	Seterlav			8	5	5	5			x	x	x	x
	Hypogymnia farinacea	Sukkerlav				5	3	3				0,01	x	x
	Hypogymnia physodes	Vanlig kvistlav	90	75	88	93	90	93	1,33	1,88	2,18	3,59	4,77	5,69
	Hypogymnia tubulosa	Kulekvistlav	19	21	38	50	45	53	x	0,06	0,04	0,09	0,17	0,17
	Imshaugia aleurites	Furustokklav		4		8	8	8		x		x	x	0,01
	Melanelia exasperata	Vortebrunlav												
	Melanelia olivacea	Snømållav	100	100	96	95	100	98	15,00	15,40	14,77	14,17	13,98	13,74
	Melanelia sp.	Brunkrinslav		4	4	3				x	x	x		
	Parmelia saxatilis	Grå fargelav			13	13	13	13			x	x	x	x
	Parmelia sulcata	Bristlav	100	100	100	98	98	98	6,74	9,91	11,95	12,78	17,08	18,74

Tabell 6.4 (forts.)

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						Prosent dekning					
		1991	1996	2001	2006	2011	2016	1991	1996	2001	2006	2011	2016
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	100	96	100	93	98	100	1,01	1,85	1,67	1,81	2,32	2,50
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	29	46	50	65	65	65	x	x	x	0,03	0,01	x
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav				8	8	8				x	x	x
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav		13	25	20	15	20		0,02	x	0,02	0,03	0,06
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	67	67	75	68	80	78	0,02	0,04	0,05	0,03	0,06	0,08
Skorpelav	A Microlichen		8	21		5	10		x	0,02		0,01	x
	<i>Biatora beckhausii</i>						3						x
	<i>Buellia disciformis</i>		4	4	13	10	15		x	x	0,02	0,02	0,02
	<i>Caliciales</i>					3	3					0,01	0,06
	<i>Candelariella</i> sp.	5		4	5	5	5	x		x	x	x	x
	<i>Cliostomum pallens</i>				3						x		
	<i>Lecanora circumborealis</i>		4	8	18	15	15		x	x	x	0,03	0,03
	<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	95	92	100	93	95	98	0,10	0,12	0,15	0,18	0,24	0,39
	<i>Lecanora symmicta</i> coll.	100	100	100	85	90	93	1,87	2,59	2,01	1,60	1,69	2,14
	<i>Lecidea pullata</i>	62	46	63	80	93	93	x	x	x	x	x	x
	<i>Lepraria</i> sp.				13	13	10				x	x	x
	<i>Micarea</i> sp.			4	3	3				x	x	x	
	<i>Mycoblastus affinis</i>				3						x		
	<i>Mycoblastus alpinus</i>				3						x		
	<i>Ochrolechia androgyna</i>	5	4	4	10	3	3	x	x	x	x	x	x
	<i>Ochrolechia frigida</i>						3						x
	<i>Ochrolechia</i> sp.	10		4		3		x		x		x	
	<i>Phaeocalicium</i> sp.						5						0,08
	<i>Protoparmelia</i> sp.						3						0,03
	<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>			4	5	23	45			x	x	0,01	0,02
	<i>Tetramelas chloroleucus</i>			4		3	3			x		x	x
	<i>Toensbergia leucococca</i>	5	4	4	3	3	3	x	x	x	x	x	x
	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>			4						x			
Sopp	Askokarp, ikke-likenisert sopp												
	Fungus					3	3					x	x
	<i>Hystericum pulicare</i>		8	8	20	23	30		x	x	0,07	0,12	0,11
	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp		92	100	98	95	98		5,41	8,29	8,99	7,48	9,61
Bark	Bark	100	100	100	100	100	100	74,08	64,07	59,79	57,04	53,17	47,67



Figur 6.3 Dekning av snømållav, bristlav, vanlig kvistlav, gul stokklav, brunskjegg og halmkantlav i Åmotsdalen, fordelt på flate og år. Gjennomsnitt $\pm$ standardfeil, basert på data fra fem takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene.

Endringer i enkeltarter

Snømållav dekker i gjennomsnitt 13,7 % av bjørkestammene i Åmotsdalen i 2016 (**tabell 6.4, figur 6.3**). Arten har en frekvens på 98 %, dvs den er funnet på 39 av de 40 undersøkelsestrærne. Det er ingen signifikant endring i dekning av snømållav over tid ($p = 0,116$). Det er en signifikant forskjell i dekning mellom flatene i 2016 ($p = 0,008$), med høyest dekning i det høyestliggende flate 6 og lavest dekning i det lavestliggende flate 7 (**tabell 6.4, figur 6.3**).

Bristlav er arten med høyest gjennomsnittsdekning i 2016, med 18,7 %. Den er funnet på 39 av de 40 undersøkelsestrærne (**tabell 6.4**). Det har vært en signifikant økning i dekningen av bristlav over tid siden 1991 ($p < 0,001$), også i den siste 5-årsperioden har dekningen økt ($p < 0,001$). Dekningen er høyest i flate 1 og lavest i flate 6 (**figur 6.3**; $p = 0,002$).

Også **vanlig kvistlav** har økt i dekning over tid ($p < 0,001$), fra 1,3 % i 1991 til 5,7 % i 2016 (**tabell 6.4**) og i løpet av siste 5-årsperiode ($p < 0,001$). Den er funnet på 37 av trærne i 2016. Det er ingen signifikant forskjell i dekning av kvistlav mellom flatene i 2016 (**figur 6.3**; $p = 0,348$).

Gul stokklav har økt i dekning fra 1,0 % i 1991 til 2,5 % i 2016 ($p = 0,004$) (**tabell 6.4**), men det er ingen signifikant økning mellom 2011 og 2016 ($p = 0,211$). Den forekommer på alle trærne i 2016. Det er ingen signifikant forskjell i dekningen mellom flatene i 2016 (**figur 6.3**; $p = 0,072$).

Brunskjegg har økt i dekning fra 0,2 % i 1991 til 2,8 % i 2016 ($p < 0,001$) (**tabell 6.4**). Den forekommer på alle analysetrærne i 2016. Denne økningen skyldes dels nye flate 7 som ble etablert i 2004, der dekningen av brunskjegg er mye høyere enn i andre flater (**figur 6.3**; $p = 0,003$). Fra 2011 til 2016 var det også økning i dekningen ($p = 0,015$).

Halmkantlav er den vanligste skorpelavsarten og forekommer på 37 av trærne, med en dekning på 2,1 % i 2016 (**tabell 6.4**). Dekningen av halmkantlav har vært relativt stabil over tid ($p = 0,158$), men det er en signifikant økning mellom 2011 og 2016 ($p < 0,001$). Flate 1 har høyest dekning i 2016 (**figur 6.3**), men forskjellen mellom flatene er ikke signifikant ($p = 0,482$).

Skadet lav

I 2016 ble det registrert skade på snømållav, bristlav og gul stokklav som tidligere år, i tillegg ble det registrert skade på vanlig kvistlav (kun én observasjon). Andelen skadd lav har variert mellom årene, med en topp i 2006 for snømållav og gul stokklav, mens bristlav hadde høyest prosentvis skade i 1996 (**tabell 6.5**). Det totale skadeomfanget er det samme i 2016 som i 2011 ($p = 1$), og det er ingen signifikant forskjell i skadeomfang på snømållav mellom 2011 og 2016 ($p = 0,73$).

6.2 Resultater fra Lund

Prøvefeltene og undersøkelsestrærne

Høyden på analysetrærne har økt signifikant fra et snitt på 11,2 m i 1991 til 13,3 m i 2016 (**tabell 6.6**; $p < 0,001$). Treomkrets har også hatt en signifikant økning gjennom perioden, fra et snitt på 44 cm i 1991 til 51 cm i 2016 (**tabell 6.6**; $p < 0,001$). Mellom 2011 og 2016 har omkrets ($p < 0,001$), men ikke høyde ($p = 0,449$) økt.

Det var vanskelig å måle pH i barken på trærne i Lund på grunn av barkstruktur og den høye dekningen av alger. Det ble kun målt pH på seks trær, fire i felt 4 og to i felt 5. Laveste måling var 3,87 og høyeste måling var 5,53 (data ikke analysert, **tabell 6.7**). Kronedekning, målt som bladarealindeks, varierer mellom flatene ($p < 0,001$), med størst kronedekning i flate 3 og mer lysåpen skog i flate 1 (**tabell 6.7**). Nitten av 40 loggere i Lund sluttet å virke i løpet av loggeråret. Derfor er gjennomsnittet for årstemperatur, antall dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ og fuktighet basert på målinger fra henholdsvis to, to, fire, seks og sju analysetrær i flate nr. 1, 2, 3, 4 og 5. Gjennomsnittstemperaturen er signifikant forskjellig mellom flatene ($p = 0,02$), men det er om-

trent like mange dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ i alle flatene ($p = 0,09$). Lave gjennomsnittstemperaturer skyldes manglende målinger i de to varmeste månedene. Det er ikke forskjell i luftfuktigheten mellom flatene ($p = 0,69$, **tabell 6.7**).

Tabell 6.5 Prosentvis andel skadd lav for tre lavarter på bjørkestammer i fem prøveflater i Åmotsdalen overvåkingssområde 1991-2016.

	1	3	5	6	7	Total
snømållav						
1991	1,2	6,6	5,2			4,0
1996	11,1	17,2	32,1			16,3
2001	9,6	12,5	18,2			11,8
2006	25,8	26,4	32,7	49,2	25,0	34,1
2011	20,8	20	11,9	23,8	15,0	20,7
2016	29,2	23,6	18,2	13,3	0	21,6
bristlav						
1991	0	6,7	0			1,9
1996	9,2	7,3	10,7			9,3
2001	1,5	0	7,8			3,6
2006	7,0	8,6	3,9	1,7	6,2	6,0
2011	1,5	2,9	4,4	1,3	5,2	5,0
2016	1,1	2,1	8,7	2,7	8,0	5,0
gul stokklav						
1991	11,1	0	0			2,5
1996	4,2	0	6,3			3,4
2001	0	0	6,9			2,5
2006	0	4,2	4,2	0	8,9	3,9
2011	0	0	0	0	6,5	2,5
2016	0	0	0	0	4,7	1,4

Tabell 6.6 Høyde og treomkrets av undersøkelsestrærne (bjørk) i fem prøveflater i Lund. Gjennomsnitt av 7 trær i 1991 og 8 trær i 1996, 2001, 2006, 2011 og 2016 med standardavvik.

	1	2	3	4	5	snitt
trehøyde						
1991	9,6 $\pm$ 1,0	11,1 $\pm$ 0,9	11,9 $\pm$ 0,5	10,9 $\pm$ 0,9	12,4 $\pm$ 0,7	11,2 $\pm$ 1,2
1996	12,3 $\pm$ 1,1	11,6 $\pm$ 1,4	12,4 $\pm$ 0,5	11,2 $\pm$ 1,8	12,0 $\pm$ 1,6	11,9 $\pm$ 1,4
2001	12,7 $\pm$ 1,4	11,9 $\pm$ 1,7				12,3 $\pm$ 1,5
2006	13,1 $\pm$ 1,1	12,6 $\pm$ 1,3	12,8 $\pm$ 0,6	12,4 $\pm$ 1,5	12,3 $\pm$ 2,1	12,6 $\pm$ 1,4
2011	13,8 $\pm$ 1,5	12,1 $\pm$ 1,8	13,3 $\pm$ 0,7	13,0 $\pm$ 2,7	13,9 $\pm$ 1,5	13,2 $\pm$ 1,8
2016	13,6 $\pm$ 2,2	12,3 $\pm$ 2,1	13,3 $\pm$ 0,7	13,4 $\pm$ 3,0	13,9 $\pm$ 2,2	13,3 $\pm$ 2,1
treomkrets						
1991	47 $\pm$ 7	40 $\pm$ 6	42 $\pm$ 5	45 $\pm$ 6	46 $\pm$ 4	44 $\pm$ 6
1996	48 $\pm$ 7	42 $\pm$ 5	45 $\pm$ 6	47 $\pm$ 6	47 $\pm$ 3	46 $\pm$ 6
2001	48 $\pm$ 8	43 $\pm$ 5	46 $\pm$ 6	48 $\pm$ 6	47 $\pm$ 3	47 $\pm$ 6
2006	49 $\pm$ 8	44 $\pm$ 5	49 $\pm$ 6	50 $\pm$ 8	48 $\pm$ 3	48 $\pm$ 6
2011	53 $\pm$ 6	45 $\pm$ 5	51 $\pm$ 6	52 $\pm$ 7	52 $\pm$ 7	51 $\pm$ 7
2016	54 $\pm$ 6	46 $\pm$ 6	52 $\pm$ 6	53 $\pm$ 8	52 $\pm$ 7	51 $\pm$ 7

Tabell 6.7 pH, bladarealindeks (LAI), årsmiddeltemperatur (°C) (Årstep.), antall dager med middeltemperatur > 0 °C (Vekstsesong) og gjennomsnittlig luftfuktighet (%) på dager med middeltemperatur > 0 °C (Fukt.) på undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Lund. Gjennomsnitt for hvert felt i perioden 26. august 2015 til 14. juni 2016.

	1	2	3	4	5
pH	NA	NA	NA	4.37 ± 0.78	4.22 ± 0.03
LAI	1.65 ± 0.16	1.89 ± 0.13	2.23 ± 0.10	1.83 ± 0.12	1.73 ± 0.12
Årstep.	4.40 ± 0.11	4.76 ± 0.05	4.54 ± 0.17	4.77 ± 0.10	4.67 ± 0.07
Vekstsesong	230 ± 3.5	233 ± 0.7	228 ± 4.5	232 ± 1.3	232 ± 1.8
Fukt.	93.0 ± 1.4	92.1 ± 0.1	94.2 ± 4.1	92.5 ± 1.3	92.0 ± 0.7

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2016

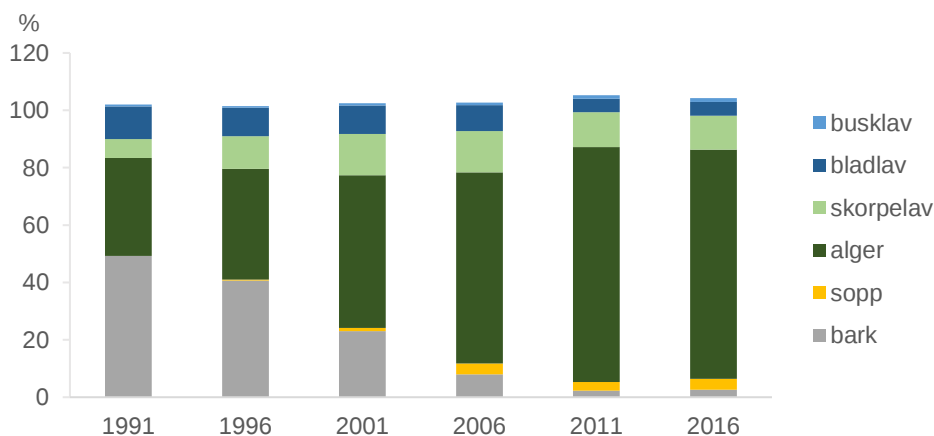
Den totale dekingen av epifytter på bjørkestammer i Lund i 2016 var på 105,5 %, mens naken bark utgjorde så lite som 2,6 % (**figur 6.4**). Alger er gruppen med størst deking (79,9 %), fulgt av skorpelav (11,9 %). Bladlav, busklav og sopp utgjør en liten andel av epifyttdekingen (henholdsvis 4,8 %, 1,3 % og 3,8 %).

Det er registrert 34 taksa på undersøkelsestrærne i 2016, 8 bladmoser, 5 levermoser, 1 busklav, 5 bladlav, 14 skorpelav og 1 sopp. Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Ingen brunskjegg- eller strylavarter er registrert på trærne i Lund.

Bladmosene etasjemose og glansjamnemose og soppen *Hysterium pulicare* ble registrert for første gang i 2016, mens skorpelaven kornbønnelav ble gjenfunnet. Skorpelaven *Micarea prasina* ble ikke gjenfunnet.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1991–2016

Det har vært en signifikant økning i epifyttdekingen over tid i Lund ($p < 0,001$), men denne økningen ser ut til å ha stagnert i siste 5-årsperiode (**figur 6.4**; $p < 0,089$). Økning over tid skyldes først og fremst sterk økning i dekingen av alger, fra i gjennomsnitt 34,1 % i 1991 til 81,9 % i 2011 (**figur 6.4** og **6.5**; $p < 0,001$). Algedekningen har gått noe tilbake siste femårsperiode (79,9 %, $p = 0,044$). Dekningen av bladlav har blitt mindre over tid ($p < 0,001$), men er uendret fra 2011 til 2016 (4,4 %, $p = 0,951$). Dekningen av sopp har økt siden første registrering i 1996 ($p < 0,001$), men vært uendret mellom 2006 og 2011 ($p = 0,201$) og 2011 og 2016 ($p = 0,079$). Det har vært en svak, men ikke signifikant økning i dekingen av busklav over tid ($p = 0,213$), og ingen endring i siste 5-årsperiode ($p = 0,589$). Skorpelav har også økt i deking siden 1991 ($p < 0,001$), men det har vært en svak nedgang de siste to femårsperiodene, og ingen endring fra 2011 til 2016 ($p = 0,729$).



Figur 6.4 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Lund i 1991-2016. Mer enn 100 % deking skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre.

Det er ikke signifikant forskjell i total epifyttdekning mellom flatene i Lund i 2016 ($p = 0,085$), men den høyest dekningen er (109,7 %) i flate 3 og den laveste dekningen (99,4 %) i flate 2 (**tabell 6.8**). Alger har høyest dekning i flate 1 ($p < 0,001$), mens bladlav har høyest dekning i flate 5 ($p < 0,001$). For sopp, busklav og skorpelav er det ingen forskjeller i dekning mellom flatene.

Tabell 6.8 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og bark på stammen av bjørk i fem prøveflater i Lund.

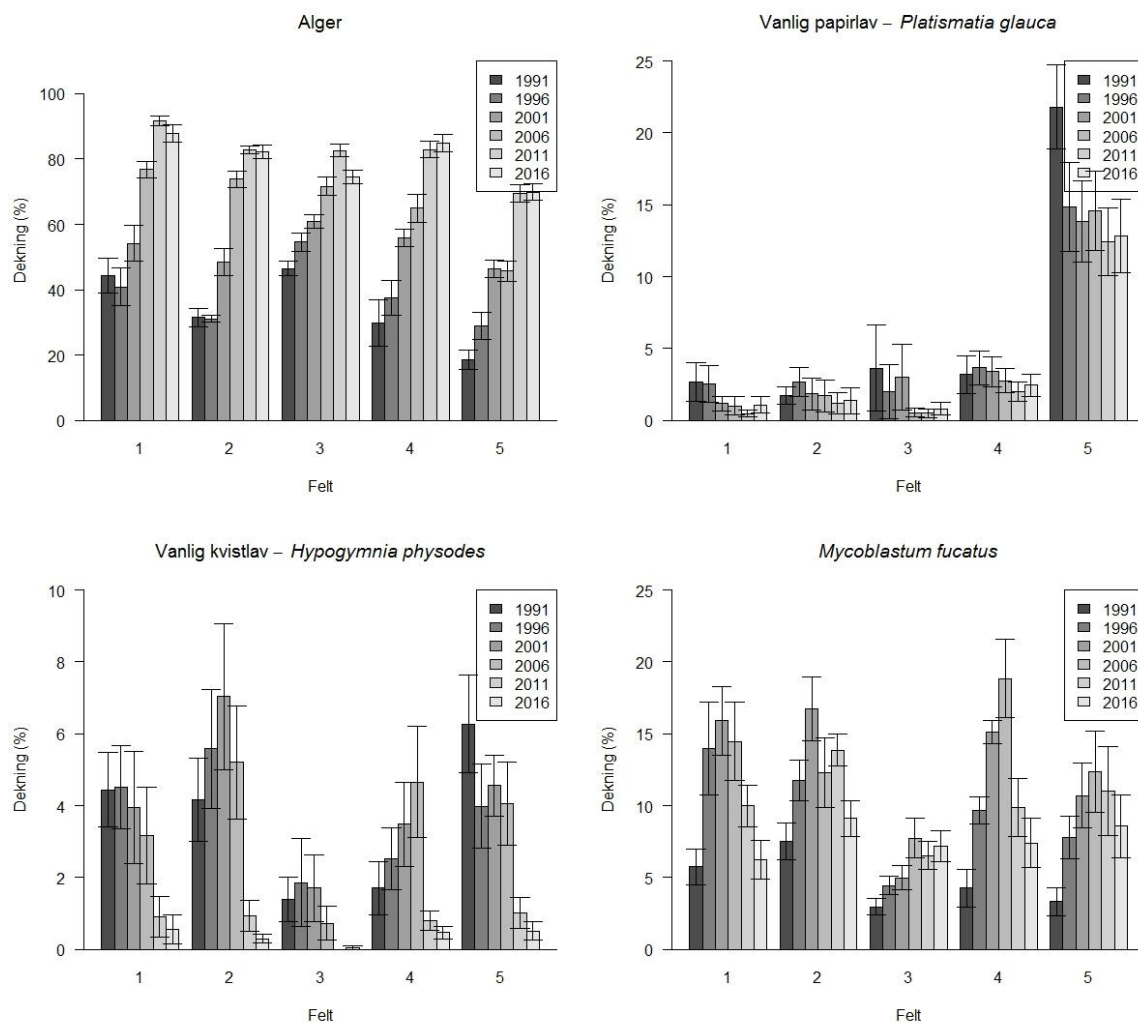
		1	2	3	4	5	snitt
busklav	1991	0	0	0,3	0,7	2,3	0,7
	1996	0	0	0,1	0,7	2,0	0,6
	2001	0	0	0,4	1,0	2,7	0,8
	2006	0,05	0	0,7	0,5	3,4	0,9
	2011	1,8	0	0,4	0,5	3,2	1,2
	2016	2,4	0	0,4	0,4	3,1	1,3
bladlav	1991	9,8	6,0	5,2	6,7	29,5	11,5
	1996	7,8	8,5	5,8	7,4	20,3	10,0
	2001	5,8	9,5	5,7	8,5	19,7	9,8
	2006	5,0	7,6	2,8	8,4	21,1	9,0
	2011	2,1	2,5	1,2	3,4	14,5	4,8
	2016	2,6	2,0	1,4	3,5	14,4	4,8
skorpelav	1991	7,1	8,5	3,4	7,1	6,6	6,5
	1996	15,8	12,3	5,4	12,3	10,8	11,3
	2001	17,5	17,5	5,9	19,3	12,1	14,5
	2006	15,2	12,7	8,2	21,3	14,3	14,4
	2011	11,9	14,6	7,8	13,1	13,3	12,1
	2016	9,8	11,1	9,7	14,4	14,4	11,9
alger	1991	44,4	31,4	46,5	29,8	18,5	34,1
	1996	40,9	31,1	54,5	37,5	29,0	38,6
	2001	54,1	48,5	61,0	55,9	46,4	53,2
	2006	76,8	73,8	71,7	64,9	45,8	66,6
	2011	91,6	82,8	82,6	82,9	69,5	81,9
	2016	87,8	82,2	74,5	84,9	69,9	79,9
bladmoser	2006	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
	2011	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
	2016	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sopp	1996	1,2	0,6	0,0	0,0	0,2	0,4
	2001	1,7	1,2	2,0	0,6	0,1	1,1
	2006	2,6	1,8	10,0	4,1	0,7	3,8
	2011	0,6	1,8	9,0	1,8	1,9	3,0
	2016	1,0	2,0	11,8	2,1	2,2	3,8
epifytter totalt	1991	61,3	46,0	55,4	44,3	56,9	52,8
	1996	65,7	52,5	65,9	57,9	62,2	60,9
	2001	79,1	76,8	74,9	85,4	81,0	79,4
	2006	99,7	95,9	93,4	99,2	85,2	94,7
	2011	108,2	101,7	100,9	101,7	102,6	103,0
	2016	104,7	99,4	109,7	107,5	106,2	105,5
bark	1991	41,1	56,1	44,7	56,3	48,2	49,3
	1996	34,7	47,6	36,2	43,3	41,3	40,6
	2001	21,6	25,3	26,0	19,6	22,7	23,0
	2006	1,7	5,0	7,2	4,3	21,7	8,0
	2011	0,3	4,6	2,0	1,2	3,2	2,2
	2016	0,7	4,3	3,6	1,4	3,0	2,6

Endringer i enkeltarter

Vanlig papirlav er funnet på 73% av trærne i 2016 (**tabell 6.9**), omtrent som i 2006 og 2011 (begge 70 %). Det har vært en jevn nedgang i dekning over tid ($p < 0,001$), men ikke i siste 5-årsperiode ($p = 0,180$). Dekningen av vanlig papirlav i 2016 er mye høyere i flate 5 enn i de andre flatene (**figur 6.5**; $p < 0,001$).

Vanlig kvistlav er funnet på 70 % av trærne i 2011, mot 53 % i 2016 (**tabell 6.9**). Det har ikke vært noen signifikant endring i dekning av vanlig kvistlav den siste 5-årsperioden (**figur 6.5**; $p < 0,551$), men dekningen har avtatt fra omtrent 4 % i 1991 og 2006 til < 1 % i 2011 og 2016 ($p < 0,001$). Det er ingen forskjell mellom flater i dekning i 2016 ($p = 0,551$).

Skorpelaven ***Mycoblastus fucatus*** er funnet på alle undersøkelsestrærne i Lund og er også den lavarten som har høyest dekning (**tabell 6.9**). Dekningen har variert mellom år, med en topp i 2006, men med en signifikant nedgang mellom 2011 og 2016 ($p < 0,001$). Det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom flatene i 2016 (**figur 6.5**; $p = 0,791$).



Figur 6.5 Dekning av alger, vanlig papirlav, vanlig kvistlav og skorpelaven *Mycoblastus fucatus* i Lund, fordelt på flate og år. Gjennomsnitt $\pm$ standardavvik, basert på data fra fem takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene.

Tabell 6.9 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stamme av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Lund. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene. Antall trær; 1991 n = 35, fra 1996 n = 40.

	Vitenskapelige navn	Norsk navn	Frekvens						Prosent dekning					
			1991	1996	2001	2006	2011	2016	1991	1996	2001	2006	2011	2016
Moser	A Bryophyta	Moser						3					x	
Blad-moser	<i>Amblystegium</i> sp.	Krypmoseslekta						3					x	
	<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmose		5	38	40	83	80	x	x	x	x	x	
	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose						3						x
	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette				3	3	30			x	x	x	
	<i>Orthotrichum speciosum</i>	Duskbustehette				5	5	10				0,01	0,02	0,04
	<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemoser						3						x
	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjamnemoser			5	8	10	33		x	x	x	x	
	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemoser				3					x			
	<i>Polytrichum</i> sp.	Bjørnemoser				3	5	13			x	x	x	
	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmoser				5	38	55			x	x	x	
Levermoser	A Hepaticophytina	Levermoser						3				x	x	
	<i>Barbilophozia</i> sp.	Skjeggmoseslekta						3				x	x	
	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose						3				x	x	
	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik				3	5	5			x	x	x	
	<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoseslekta			3		15	25		x		x	x	
	<i>Lophozia ventricosa</i>	Grokornflik				3	3	8			x	x	x	
	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse			3		43	40		x		x	x	
Busklav	<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	54	63	88	85	95	100	0,63	0,52	0,81	0,92	1,18	1,26
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Elghornslav	11	10	5				0,05	0,04	x			
Bladlav	<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	97	100	93	88	70	53	3,59	3,69	4,14	3,56	0,73	0,37
	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	9	5					x	x				
	<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav	54	78	75	63	75	73	0,84	0,91	0,83	1,00	0,58	0,55
	<i>Parmelia</i> sp.	Fargelav				3						0,01		
	<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	11			3			0,29		x			
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	69	75	73	65	40	35	0,13	0,21	0,22	0,31	0,14	0,15
	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav		5	3	5	3	3		x	x	0,01	x	x
	<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	83	90	80	70	70	73	6,60	5,15	4,64	4,11	3,31	3,71
	<i>Platismatia norvegica</i>	Skrukkelav	3						x					
Skorpelav	A Microlichen	Skorpelav, ubestemt	29	38	13	10	18	8	0,50	0,28	0,08	0,03	0,04	0,05
	<i>Buellia griseovirens</i>	Kornbønnelav				3		3				0,03		0,04
	<i>Fuscidea cyathoides</i>	Klipperandlav	9	15	8	8	3	5	0,13	0,06	0,06	0,08	0,07	0,09
	<i>Fuscidea praeruptorum</i>		17	55	65	10	8	83	0,26	0,69	0,86	0,33	0,16	1,14
	<i>Fuscidea recensa</i>						3	13					x	x

Tabell 6.9 (forts.)

Vitenskapelige navn	Norsk navn	Frekvens						Prosent dekning					
		1991	1996	2001	2006	2011	2016	1991	1996	2001	2006	2011	2016
<i>Lecanora circumborealis</i>	Bjørkekantlav				5	10	15				0,01	0,07	0,05
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.					10	3	3				0,04	0,01	x
<i>Lecanora</i> sp.	Kantlav	3	3	15	15	13	5	x	x	0,08	0,20	0,02	0,01
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Halmkantlav mm.			15		15	10			0,22		0,12	0,08
<i>Lecidea</i> sp.		6						x					
<i>Lepraria caesioalba</i>		6	15			25	28	0,26	0,36			0,29	0,36
<i>Lepraria incana</i>					5	5	8				0,02	0,04	0,03
<i>Lepraria</i> sp.	Mellav	9	25	40	45	38	40	0,05	0,11	0,22	0,17	0,05	0,07
<i>Micarea lignaria</i>			38	35	50	85	98		0,12	0,13	0,19	0,90	2,22
<i>Micarea peliocarpa</i>			8	3	3				x	x	x		
<i>Micarea prasina</i>					3	5	3				0,02	0,05	
<i>Micarea</i> sp.	En puslelav-slekt			15	5					x	x		
<i>Mycoblastus affinis</i>		9	3					0,04	0,06				
<i>Mycoblastus fucatus</i>		97	105	100	100	100	100	4,76	9,52	12,69	13,14	10,26	7,70
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav		10	8	8	15	15		0,04	0,10	0,10	0,07	0,07
<i>Mycoblastus</i> sp.	Blodlav	29	8	15				0,20	x	0,01			
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynkorkje	3	3		3	3	8	0,12	0,06		x	x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i> B			10	5			3		0,01	x			
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		14	10	3				0,21	0,03	0,02			
<i>Ochrolechia</i> sp.	Korkje			3						x			
<i>Pertusaria amara</i>	Bitterlav		3			3	3		x		x		x
Alger	Alger, totalt	97	100	100	100	100	100	34,12	38,61	53,18	66,86	81,89	79,85
Sopp	<i>Hystericum pulicare</i>						5						0,04
	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp		35	75	80	78	83		0,40	1,14	3,82	3,03	3,80
	<i>Tremella lichenicola</i>			3						x			
Bark	Bark	100	100	100	93	75	73	49,28	40,64	23,02	7,99	2,25	2,57

Skadet lav

I 2016 ble det som tidligere år registrert skade på artene vanlig kvistlav, grå fargelav og vanlig papirlav (**tabell 6.10**), men også en skade på *Mycoblastus fucatus* (av totalt 985 registreringer). Skadeomfanget er generelt høyt i Lund. Det totale skadeomfanget er redusert fra 20 % i 2006 til 17 % i 2016, men nedgangen er ikke signifikant ($p = 0,673$). For vanlig kvistlav har det vært en reduksjon i skadeomfang fra 26 % i 2011 til 3 % i 2016 ($p = 0,019$), mens vanlig papirlav har hatt en liten, men ikke-signifikant nedgang ($p = 0,512$). Økningen av skade på grå fargelav den siste 5-årsperioden er ikke-signifikant ($p = 1$).

Tabell 6.10 Prosentvis andel skade på lav for tre lavarter på bjørkestammer i fem prøveflater i Lund overvåkingsområde 1991-2011.

	1	2	3	4	5	Total
vanlig kvistlav						
1991	49,3	33,3	90,0	53,8	30,6	42,7
1996	50,6	15,1	16,7	40,9	17,6	28,7
2001	91,9	58,1	61,3	40,0	33,7	56,5
2006	71,7	88,2	81,3	45,6	35,5	60,9
2011	11,8	37,5	0,0	52,9	9,1	26,4
2016	0,0	20,0	0,0	0,0	0,0	2,7
vanlig papirlav						
1991	100,0	96,0	100,0	100,0	100,0	99,8
1996	98,0	40,9	79,3	87,0	95,9	88,6
2001	100,0	86,7	66,7	80,3	66,9	72,2
2006	100,0	100,0	81,8	82,5	81,8	84,1
2011	66,7	90,0	70,0	61,0	82,0	79,1
2016	47,6	69,6	52,9	47,2	81,7	72,9
grå fargelav						
1991	76,3	0,0	100,0	90,5	85,7	82,1
1996	75	66,7	90,9	54,5	60,9	74,4
2001	76,9	88,9	82,4	94,7	40,0	74,4
2006	75,0	75,0	32,0	33,3	32,4	41,5
2011	53,3	62,5	46,2	100,0	58,3	61,4
2016	60,0	33,3	72,7	100,0	44,4	63,0

6.3 Oppsummering

Åmotsdalen

- Det er økt dekning av epifytter over tid, også i siste 5-årsperiode. Det er i hovedsak bladlav og busklav som øker. Etableringen av flate 7 i 2004 har gitt økt dekning av busklav i datasettet.
- Det er en økning i antall registrerte mosearter. Dette skyldes antakelig at moser vektlegges og registreres i større grad enn tidligere, men også at det er en del bakkelevende arter som kryper opp på trestammene.
- Andelen skadd lav er lik i 2016 som i 2011
- Det er lavest årsmiddeltemperatur og færrest dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ i den prøveflaten som ligger høyest, flate 6. De to lavestliggende flatene har høyest årsmiddeltemperatur og lengst vekstsesong, og av de to har flate 7, som ligger lavest og nærmest elva, noe lavere årsmiddeltemperatur. Her er også luftfuktigheten høyest.
- Bladarealindeks (LAI) viser at det er forskjeller i kronedekke mellom flatene. Den øverste flaten er mest lysåpent.
- pH viser liten variasjon mellom flatene.

Lund

- Det har vært en økning av epifytter over tid, men ikke i siste 5-årsperiode.
- Økningen i dekning av alger har avtatt siden 2011 og er noe lavere i 2016. Økningen over tid kan tilskrives stort nedfall av nitrogen i området, mens stagnering av tilvekst kan skyldes manglende plass til nyetablering på trestammene.
- Andelen skadd lav har gått ned siden 2006.

7 Bjørkemålere

Per Arild Aarrestad, Heidi Myklebost og John Atle Kålås

Bjørkemålere kan til tider forekomme i store mengder i fjellbjørkeskogen og angriper blader på bjørk og lyngvekster på bakken, særlig blåbær. Utbruddene kommer ofte i sykluser på omtrent ti år. Bjørkemålere er således en av flere biotiske faktorer som i sterk grad kan påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV, bl.a. fugl, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttisk lav. For fugl har bjørkemålere en direkte positiv effekt på bestandsstørrelser og produksjon for fugleartene som i hovedsak spiser og forer unger med insekter. For karplanter og moser kan effektene enten være direkte ved at larvene beiter på dem, men også indirekte via omfordeling av næringsemner, f.eks ved å gi økt tilgang på nitrogen for plantevekst. For karplanter, moser og epifyttisk lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrede fuktighetsforhold, noe som kan endre konkurranseforhold mellom arter og generelt føre til økt vekst av næringskrevende og lyskrevende arter (Jepsen et al. 2008, 2011, 2013).

Formålet med overvåking av bjørkemålere i TOV-områdene er å få en oversikt over lokale bjørkemålerutbrudd, for bedre å kunne vurdere årsaker til endringer i bestander av fugl og endringer i mengde av karplanter, moser og lav. Samtidig kan overvåkingen benyttes som en indikator på klimaendringer, da økte frekvenser av enkelte bjørkemålerarter er satt i sammenheng med endringer i klima (Jepsen et al. 2008, Aarrestad et al. 2015, Forsgren et al. 2015). I tillegg registreres hunnrakler av bjørk som et mål på produksjonen av bjørkefrø, som bl.a. er viktig for flere frøspisende fuglearter.

Registrering av bjørkemålere i TOV-områdene startet i 2014 og registreres nå fast i fem av områdene: Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia.

7.1 Metoder

Områdedesign

Lokalitetene for registrering av bjørkemålere kalles målestasjoner og har egne stasjonsnummer (Stasjons-Id). Bjørkemålere og frøsetting av bjørk måles i alle vegetasjonsfelter og lavfelter, samt på utvalgte lokaliteter som representerer områder for bestandsovervåking av fugl i de fem TOV-områdene. Der vegetasjonsfelter og lavfelter ligger ved siden av hverandre, er antall målestasjoner redusert. Noen lavfelter er tatt ut av TOV-overvåkingen pga gamle trær som har falt overende, og noen stasjoner kan ha blitt utelatt ett år av ulike årsaker. Antall målestasjoner varierer således mellom TOV-områdene og mellom år. Totalt er det lagt ut mellom 24 og 31 målestasjoner i hvert TOV-område, der ca 240–300 bjørkegreiner undersøkes for bjørkemålere og hunnrakler av bjørk hvert år.

Arter og registreringer

I fjellbjørkeskogene domineres forekomstene av bjørkemålerne av to arter: fjellbjørkemåler og liten høstmåler. Andre bjørkemålere kan også forekomme. Disse registreres som «ukjente». Bl.a. er det rapportert at vanlig høstmåler er observert i Nord-Norge.

Registreringer av bjørkemålere er avhengig av å treffe larver i egnet innsamlingsstadium, dvs med de fleste larvene i instar (utviklingsstadium) 3 til 4 (1,3–1,8 cm). Egnede registreringsstidspunkt er ca 20–25 dager etter løvsprett, men dette kan variere noe avhengig av temperatur i denne perioden.

For hver målestasjon registreres antall hunnrakler på bjørk og antall målerlarver av hver art på 10 greiner som velges innen en sirkel med radius ca 5–15 m fra sentrum av målestasjonen (dvs sentrum i lavfeltene og hjørnemerket for vegetasjonsfeltene. For øvrige stasjoner knyttet til fugleovervåking, er GPS-posisjon oppgitt. Greinene fordeles med noenlunde jevn avstand langs

sirkelen og velges ut i høydenivå ca 1–2,5 m over bakken. Hver del av 'grein' som det gjøres registreringer for, skal ha en lengde på 60–75 cm. Valg av greiner skal utføres på litt avstand og må ikke påvirkes av tegn til beiting av larver på greinene. Den utvalgte greina puttes ned i en større plastsekk laget av grov gjennomsliktig plast.

Hver grein ristes kraftig inne i plastsekken i 20–30 sekund. Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar. Antall larver og gjennomsnittsstørrelse (mm) fordelt på de to artene fjellbjørkemåler og liten høstmåler, samt antall ukjente målere for hver enkelt grein telles opp, dvs 10 stk tellinger pr stasjon. Det gjøres videre et grovt estimat for omfang av beiteskader på blad for valgte 'grein' der larveopptelling gjøres. Her brukes andel av blad som har beiteskader og verdiene 0 % (<1 % av bladene med beitetegn), 1-5 % av bladene beitet, 5-10 % beitet, og videre 25, 50, 75 og 100 % av bladene beitet på. For nærmere beskrivelse av metodikk se Kålås et al. (2015).

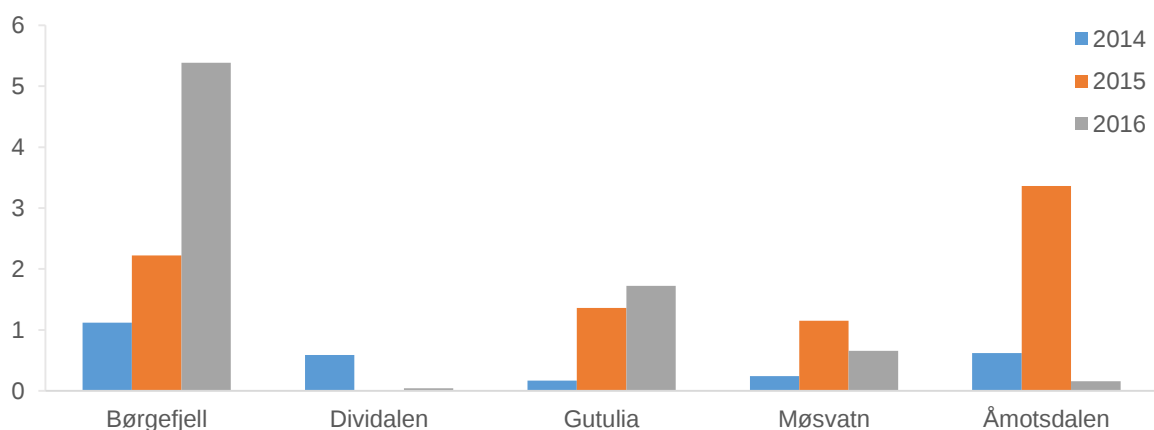
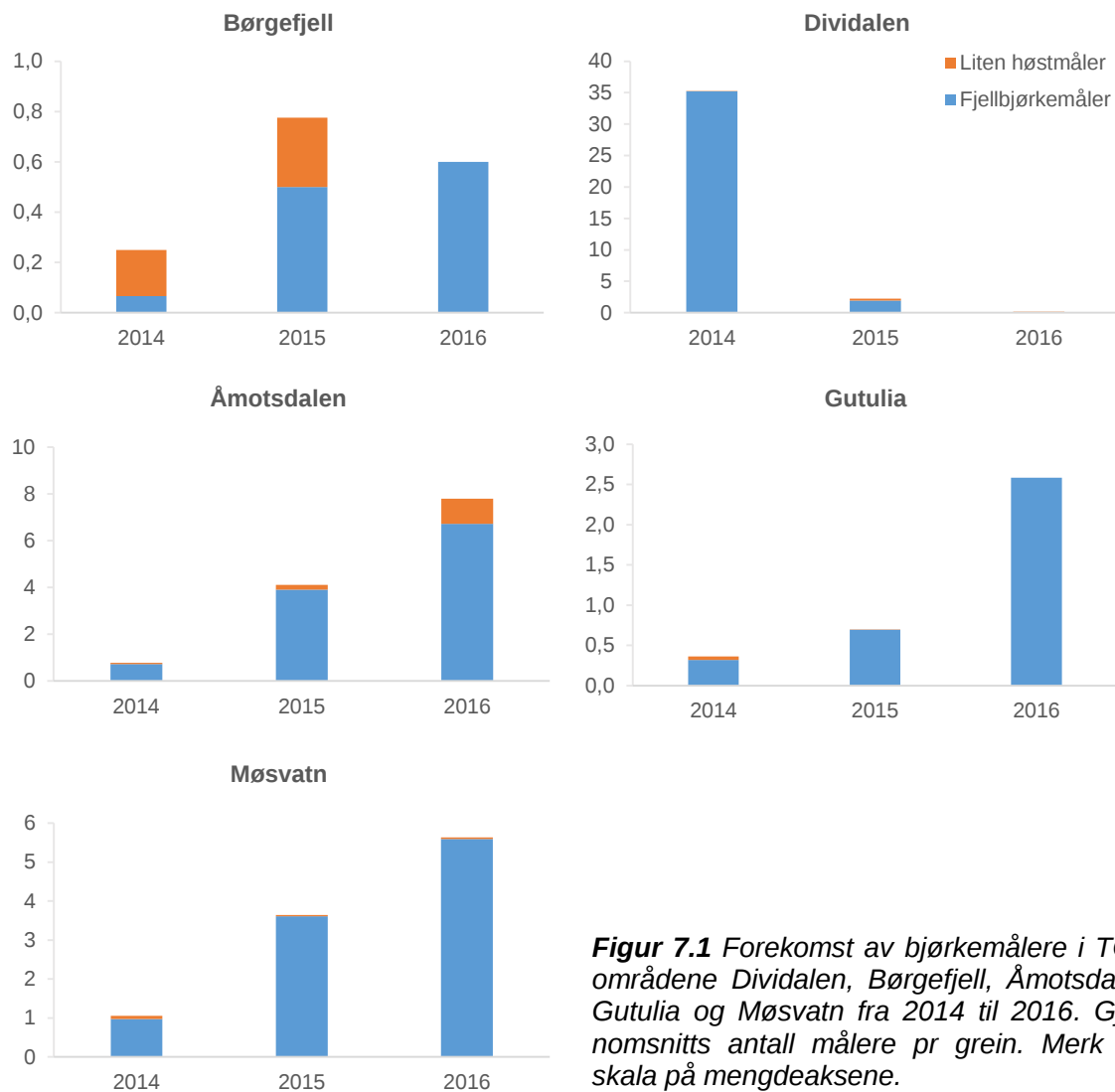
7.2 Resultater

Utvikling av forekomst av bjørkemålere TOV-områder fra 2014 til 2016

Det ble ikke observert større bjørkemålerangrep i noen av de analyserte TOV-områdene i 2016, og mengdene antas ikke å ha noen påvirkning for tresjiktdekning og dermed heller ikke på markvegetasjonen ved økt lys- og næringstilgang (**figur 7.1**). Åmotsdalen hadde i 2016 de største forekomstene av fjellbjørkemålere, med i gjennomsnitt 7 målere pr grein. I Dividalen ble det nesten ikke registrert målere i det hele tatt, kun gjennomsnittlig 0,17 pr grein. Her var det et større bjørkemålerutbrudd i 2014 (i gjennomsnitt 35 målere pr grein), med en betydelig reduksjon i 2015 (i gjennomsnitt 2,3 målere pr grein). For Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn har antall fjellbjørkemålere økt fra 2014 til 2016. Her har også liten høstmåler økt jevnt fra 2014 til 2016 til i gjennomsnitt 1 måler pr grein.

Forekomst av hunnrakler på bjørk i TOV-områder fra 2014 til 2016

Antall registrerte hunnrakler i TOV-områdene er generelt lave og varierer mellom år (**figur 7.2**). Børgefjell hadde et toppår i 2016, mens det i Dividalen omtrent ikke ble registrert rakler (i gjennomsnitt 0,04 per grein). For Dividalen kan det se ut som at registreringene er utført for tidlig i vekstsesongen, noe som også sammenfaller med de lave registreringene av bjørkemålere i dette området.



Figur 7.2 Gjennomsnittlig antall hunnrakler av bjørk pr grein i TOV-områdene i 2014, 2015 og 2016.

8 Smågnagere

Erik Framstad og Nina E. Eide

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 tilstand og utvikling. Smågnagernes store bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige «forstyrrelser» av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å kunne skille menneskeskapte fra naturlige endringer i økosystemene. Smågangerne er nøkkelarter i økosystemer i fjellet og nordlige skoger ved at mange andre arters eksistens er avhengig av deres forekomst. Dermed er smågnagere også gode indikatorer for tilstanden i disse 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 prøvemateriale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2016 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres kort resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget smågnagere 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.

8.1 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). Siden midten av 1990-tallet 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: unikt løpenummer, dato, fangstposisjon (område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (vurdert ved ytre og indre karaktertrekk). For utvalgte individer tas leveren ut for måling 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 2016 var flere feller slått av uten fangst i områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen og Børgefjell, noe som kan skyldes kraftig regnvær og/eller mye tamrein i området. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene. For en del av fangststasjonene ble oppmerkingen frisket opp. Ved en inkurie ble fangsten av én (sannsynlig) klatremus fra Børgefjell liggende på fryser hos Statskog og er derfor ennå ikke bearbeidet i lab; vi mangler foreløpig nærmere opplysninger om dette individet. Artsbestemmelse av spissmus er usikker pga vanskelig artsbestemmelse hos spissmus.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2016 framgår av **tabell 8.1**. Antall felledøgn representerer et bruttomål på fangstinnsats, siden det ikke er tatt hensyn til effekten av gjenklappete feller.

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

8.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2016 framgår av **tabell 8.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i hele overvåkingsperioden er vist i **figur 8.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 8.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 8.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble kun fanget én klatremus og én småskogmus, henholdsvis en umoden hann og en umoden hunn. Dette angir fremdeles svært lavt bestandsnivå etter en liten topp i 2014.

Solhomfjell: Det ble fanget 11 småskogmus, 64 klatremus, én markmus og én (sannsynligvis) krattspissmus. Av småskogmusene var bare to hunner vurdert som reproduktivt aktive. Bare tre av klatremushunnene og én av klatremushannen var vurdert som reproduktivt aktive, mens fire hunner og tre hanner veide mer enn 25 g. Markmusa var en liten, umoden hunn. Fangstene tyder på en lav bestandstopp etter lavt nivå i 2015.

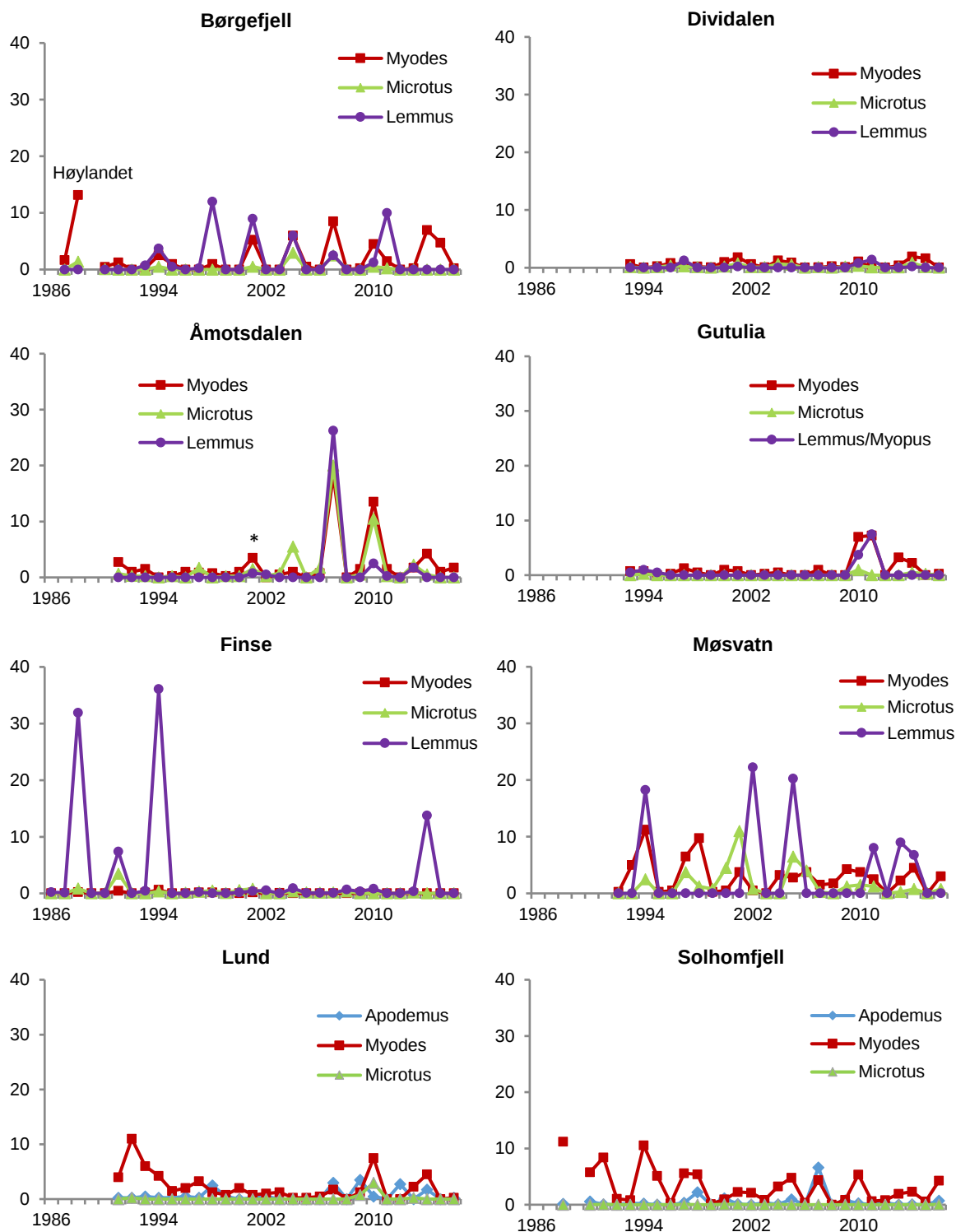
Møsvatn: Det ble fanget 12 klatremus, to markmus, én fjellmarkmus og fire (sannsynligvis) krattspissmus. Kun én klatremushunn og én klatremushann ble vurdert som reproduktivt aktive; hunnen var også forholdsvis stor (>30 g), mens hannen veide 24 g. Begge markmusene var hanner, hvorav én stor og reproduktivt aktiv, mens fjellmarkmusa var en gravid hunn (kullstørrelse 6). Dette tyder på en bestandsoppgang etter svært lavt nivå i 2015.

Finse: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette tyder på fortsatt svært lavt bestandsnivå etter en ganske stor topp i 2014.

Tabell 8.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsett og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2016. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt).

Område/ Periode	Felledøgn	Arter										
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest	Ssp	Sum
Lund												
02–04 okt	400	1	1									2
Solhomfjell												
29 sep–03 okt	1498	11	64			1					1	77
Møsvatn												
21–23 sep	400		12			2	1				4	19
Gutulia												
06–08 sep	400		1									1
Åmotsdalen												
04–07 sep	400		7								3	10
Børgefjell												
05–07 sep	400		1									1
Dividalen												
14–16 sep	1500											0
Totalt TOV	4998	12	86			3	1				8	110
Finse												
23–26 jun	1116											0
08–11 sep	1200											0

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



Figur 8.1 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, rødms (rødms kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 8.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Liten skogmus (AS)					
Lund	okt 16			1	
Solhomfjell	okt 16	4		5	2
Klatremus (MG)					
Lund	okt 16	1			
Solhomfjell	okt 16	30	1	30	3
Møsvatn	sep 16	7	1	3	1
Gutulia	sep 16	1			
Åmotsdalen	sep 16	3	1	1	2
Markmus (MA)					
Solhomfjell	okt 16			1	
Møsvatn	sep 16	1	1		
Fjellmarkmus (MO)					
Møsvatn	sep 16				1

Gutulia: Det ble kun fanget én klatremus, en liten og reproduktivt inaktiv hann. Dette tyder på fortsatt lav bestand etter en lav bestandstopp for klatremus i 2013-14.

Åmotsdalen: Det ble fanget sju klatremus og tre (sannsynligvis) krattspissmus. To av klatremus-hunnene og én av hannene ble vurdert som reproduktivt aktive; én hunn og én hann var middels store (hhv 29 g og 26 g). Fangstene tyder på en liten oppgang etter lavt bestandsnivå i 2015.

Børgefjell: Det ble fanget én (sannsynligvis) klatremus. Fangstene tyder på et lavt bestandsnivå etter en bestandstopp i 2014.

Dividalen: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette indikerer svært lavt bestandsnivå etter den lave toppen i 2014.

Tabell 8.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-24g	25-29g	≥30g	<20g	20-24g	25-29g	≥30g
Liten skogmus (AS)								
Lund						1		
Solhomfjell	3	1			5	2		
Klatremus (MG)								
Lund	1							
Solhomfjell	14	17			23	9	1	
Møsvatn	6	2			2	1	1	
Gutulia	1							
Åmotsdalen	3	1			1	2		
Markmus (MA)								
Solhomfjell	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn		1	1		1			
Fjellmarkmus (MO)								
Møsvatn	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
							1	

8.3 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

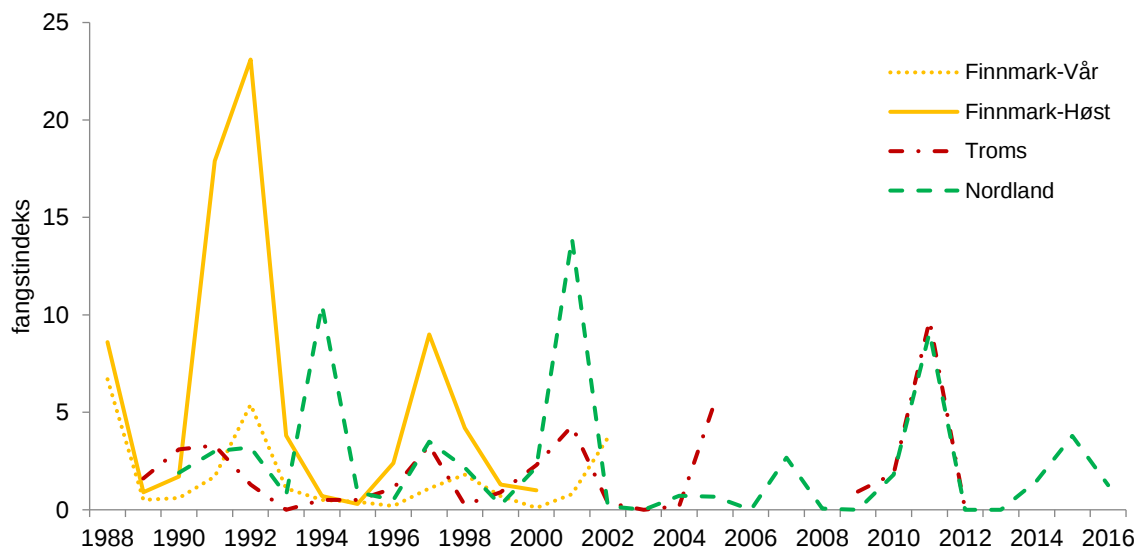
1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004). Flere (bl.a. Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011, Cornulier et al. 2013) har imidlertid dokumentert nedgang og dels kollaps i smågnagerbestandene. I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell å ha de mest regelmessige bestandstoppene, mens områdene i Åmotsdalen og Gutulia bare har hatt store bestander i enkelte år (**figur 8.1**). 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 topper 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 8.1, tabell 8.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 8.2, tabell 8.5 og 8.6**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere i tid og rom 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 smågnagere i 2007 og 2010/2011, med bare lave bestandstopper i flere av de foregående årene.
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden og sør for Saltfjellet: 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 8.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v = vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 individer fanget pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 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 8.2 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 fangstdata for 2006-2008 og etter 2012 ikke tilgjengelige.

Tabell 8.5 Oversikt over Statskogs fangster i Nordland 2014-2016. Fangstene har foregått fra midten av juni til begynnelsen av juli og i habitat karakterisert som hhv vierkjerr/myrkant, lynghei og bærskog. Kun fangstene for smågnagere inngår i grunnlaget for figur 8.2.

Område	Kommune	År	Klatremus	Gråsidemus	Markmus	Spissmus	Felledøgn
Måsvasstjønnan	Grane	2014		4		1	324
Øvre Elsvatn	Hattfjelldal	2014		5	1		324
Øvre Elsvatn	Hattfjelldal	2016					324
Bleikvatnet	Hemnes	2014		13			324
Virvassdalen	Rana	2014		5			324
Virvassdalen*	Rana	2015		11		5	216
Virvassdalen	Rana	2016					228
Sørelva	Saltdal	2014					324
Sørelva	Saltdal	2015			2		216
Sørelva	Saltdal	2016		5			216
Balvatn	Saltdal	2014			1		324
Balvatn	Saltdal	2015		9	3		216
Balvatn	Saltdal	2016	1	5			216

* Virvassdalen, 2015: i tillegg tre ubestemte individ (kun fot/hale i fellene)

Tabell 8.6 Bestandstopper av smågnagere i deler av landet basert på fangster gjennomført av andre 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, 2015	Statskogs fangstdata (figur 8.2), RA Ims & D Ehrich pers. medd., avisreportasjer 2011
Øst-Finnmark	2004, 2007, 2010, 2011, 2015	RA Ims & D Ehrich pers. medd.
Kirkesdalen, Tr	Topper ca hvert 3 år 1985-2008	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 8.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Sverige	1997, 2001, 2004, 2007, 2010	Olofsson et al. 2004, 2012, 2013
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011, 2015	Statskogs fangstdata (figur 8.2)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11, 2015	NE Eide upubl. data.
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11, 2015	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 egne obs. (avsluttet)
Grøddalen, MR	2007, 2010, 2014	NE Eide egne obs.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen pers. medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014	JA Kålås pers. medd., NE Eide egne obs.
Forollhogna, ST	2007, 2010,	NE Eide egne obs.
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 egne obs.
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997, 2010/11, 2014	Johansen et al. 1997, T Blindheim pers. medd., NE Eide egne obs.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014	V Selås pers. medd.

9 Rovfugler

John Atle Kålås og Jan Ove Gjershaug

Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, og rovfugler er gode indikatorer for slike miljøgifter. Rovfuglene er også 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 og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos rovfugl med jevne mellomrom (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste for arter 2015 (Kålås et al. 2015).

9.1 Metoder

I 2016 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 hatt 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 Dividalområdet. For øvrig viser vi til 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 tre områdene der slik overvåking er inkludert.

Både kongeørn og jaktfalk har en dynamisk arealtilknytning med kontinuerlige forandringer i terrioregrenser og skifte av reirplasser. Omfang av endringer vil 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 terrioregrenser 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 terrioreforhold (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 uklarerheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurdert på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august - 15. september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2006 og feltinstruks fra Rovdata¹). Med dette som bakgrunn er hovedmål å fastslå hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og minst 50

¹ http://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/A_intensiv%20overv%C3%A5king%20av%20konge%C3%B8rn_09032015.pdf

dager gamle for kongeørn for det utvalget av territorier som er inkludert. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. Vi får også noe informasjon om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i de forskjellige territoriene, og om de gjør forsøk på hekking eller ikke.

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

9.2 Resultater

Børgefjell

I 2016 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 13 av de 15 territoriene som overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging og ruging i 7 av territoriene. Det ble klekt fram unge i alle disse, og det ble totalt produsert 7 unger. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 3 av de 10 aktuelle territoriene, og fra disse ble det til sammen produsert 8 unger.

Åmotsdalen

I 2016 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 13 de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var egglegging/ruging i 3 av territoriene. Disse produserte én unge hver. For jaktfalk ble det i 2016 observert voksne fugler i 2 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i begge disse, og det ble her produsert til sammen 4 unger.

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 aktuelle kongeørnterritoriene i 2016. Det ble registrert egglegging/ruging i 3 av disse, og de produserte én unge hver.

Møsvatn

I 2016 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 13 av de 15 kongeørnterritoriene som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 3 av territoriene. Ett av disse hekkforsøkene ble avbrutt i rugeperioden, men de øvrige to produserte til sammen 3 unger. For jaktfalk ble det i 2016 observert voksne fugler ved 11 av de 15 territoriene som er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging for 4 av disse, og det ble her produsert til sammen 12 unger.

Lund

I 2016 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 territoriene som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 5 av territoriene. For to av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden, mens de øvrige 3 produserte én unge hver.

Solhomfjell

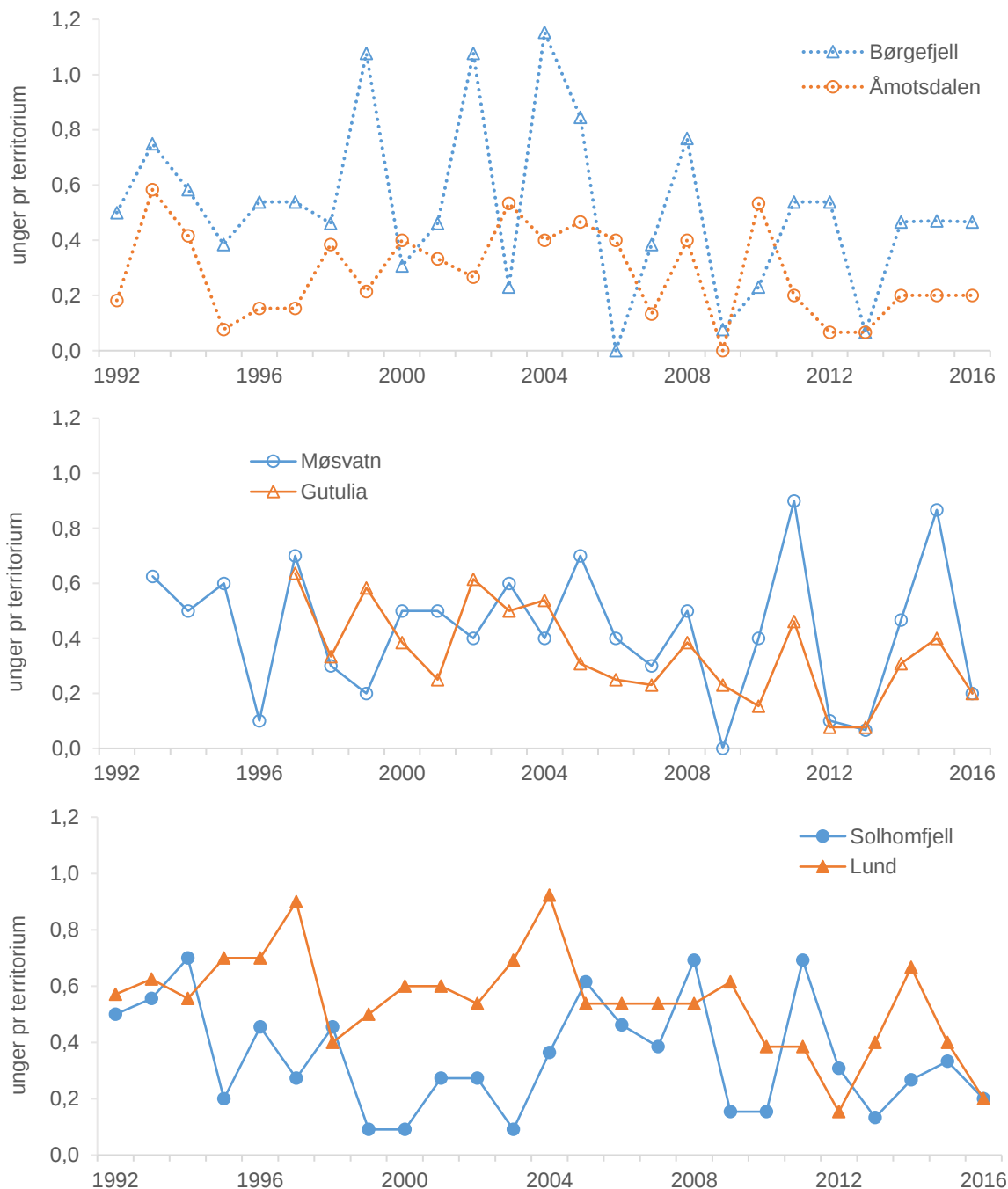
I 2016 ble det observert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 5 av territoriene. For ett av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden, og for ett av reirene ble ungen borte i ungeperioden. De øvrige produserte én unge hver.

9.3 Diskusjon

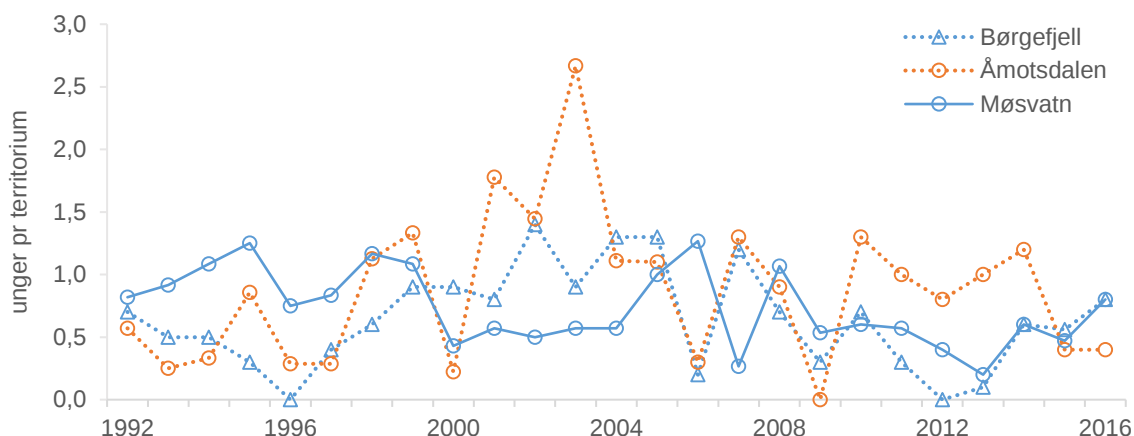
For indikatorarten kongeørn forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensinger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike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

For kongeørn var det i 2016 noe dårligere ungeproduksjon enn i 2015 for alle de inkluderte områdene med unntak av Børgefjell og Åmotsdalen der det var samme produksjonsresultat som i

2015. Produksjonen var under gjennomsnittet for perioden 1992-2015 for alle de aktuelle TOV-områdene. Det noe dårlige produksjonsresultatet i 2016 var ikke uventet da småviltbestandene var på et relativt lavt nivå for store deler av Norge høsten 2015. Tidsserien for kongeørn (1993-2016) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt $0,55$ unger pr territorium $\pm 0,17$ SD), etterfulgt av Børgefjell ($0,52 \pm 0,30$ SD), Møsvatn ($0,43 \pm 0,24$ SD), Gutulia (1997-2016, $0,35 \pm 0,17$ SD), Solhomfjell ($0,35 \pm 0,20$ SD), og Åmotsdalområdet ($0,28 \pm 0,17$ SD) (**figur 9.1**).



Figur 9.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992–2016.



Figur 9.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene 1992-2016.

For jaktfalk målte vi i 2016 lik eller noe bedre ungeproduksjon enn i 2015 for de tre inkluderte områdene. Produksjonen var over gjennomsnittet for perioden 1992-2015 for Børgefjell og Møsvatn, mens den var klart under middels for Åmotsdalområdet (**figur 9.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2016. Dette gjelder særlig for Åmotsdalen. Vårt tallmateriale for perioden 1992-2016 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet ($0,88$ unger pr territorium, $\pm 0,60$ SD) etterfulgt av Møsvatn ($0,73 \pm 0,31$ SD) og Børgefjell ($0,64 \pm 0,40$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet, samt for perioden 2011-2013.

Lirype er vanligvis viktig føde for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomstene 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 25-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert ungeproduksjon for kongeørn i TOV områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992-2016, $r = -0,48$, $p = 0,02$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2016, $r = -0,58$, $p < 0,01$) og Lund (1992-2016, $r = -0,53$, $p < 0,01$). For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 25-årsperioden mer variert med nedgang i Møsvatn (1992-2016, $r = -0,49$, $p = 0,01$), men med mindre tydelige langtidstrener i Børgefjell- og Åmotsdalområdet, der det var flere år med god produksjon i perioden 2001 til 2005. Det er dessuten en positiv sammenheng mellom ungeproduksjon for jaktfalk i Børgefjell og i Åmotsdalområdet (for perioden 1992-2016, $r = 0,46$, $p = 0,02$), men ingen slik sammenheng mellom produksjon i disse to områdene og Møsvatn.

Den informasjonen vi har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2016, gir forventninger om noe bedre forhold for ungeproduksjon for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene i 2017.

10 Hønsefugler

Erlend B. Nilsen & John Atle Kålås

I TOV-sammenheng er overvåkningen av hønsefugl først og fremst knyttet til lirype. Lirypa inngår som en viktig art i de nordboreale og alpine økosystemene, og er en viktig del av næringsgrunnlaget for flere arter rovfugl. 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, Steen et al. 1988). En viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart i TOV er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige delene av Norge (Kålås & Lierhagen 2003). For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima, på grunn av endringer i habitatsammensetningen og mer indirekte via endringer i forekomster av smågnagere (Kausrud et al. 2008).

Jakt på lirype er i Norge en meget populær form for småviltjakt, og lirypa regnes ofte som selve folkeviltet. I 10-årsperioden mellom 2005 og 2015 ble det årlig felt mellom 77 000 og 250 000 (gjennomsnitt 154 000) liryper i Norge (<http://www.ssb.no/srjakt>). For å følge bestandsutviklingen av ryper har det etter hvert vokst fram et stort nettverk av takseringslinjer som telles hver høst i regi av rettighetshavere. En stor andel av disse er samlet og systematisert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no/>), og muliggjør analyser av økologiske sammenhenger på større geografisk skala enn det som tidligere har vært mulig. Dette er et viktig supplement til de takseringer som presenteres her, når vi skal tolke lirypernes bestandsendringer i Norge.

10.1 Metoder

Formålet med rypetakseringene i regi av TOV har i første rekke vært å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Takseringsfeltene ble lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype i de aktuelle områdene og er ikke nødvendigvis representative for den generelle tettheten av lirype i et område. Dataene er derfor mindre egnet til 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 enkelte TOV-områdene.

Overvåking av lirype i TOV-regi er basert på linjetakseringer som utføres på høsten (i august). Takseringsmannskapet går langs på forhånd definerte takseringslinjer og benytter stående fuglehund til å øke antallet rypeobservasjoner. Det er flere forhold som taler for å takseres på sein-sommer/tidlig høst, blant annet at man på denne tiden får et mål på årets produksjon av kyllinger i tillegg til et mål på tetthet (av voksne fugler). Taksering på høsten har blitt benyttet i en rekke forskningsprosjekter (Kvasnes et al. 2014a, Pedersen et al. 2004, Sandercock et al. 2011) og regnes som en godt egnet metode til å overvåke fluktuasjoner i bestander av liryper.

Selve feltgjennomføringen og datainnsamlingen skjer ved at to personer går langs takseringslinjene, mens hunden er løs og avsøker området for ryper. Når hønsefugl observeres, noteres klokkeslett og dato, samt antall fugl i ulike kategorier (art, antall, alder og kjønn på voksne fugler), samt avstand fra takseringslinja. I tillegg har det de siste årene blitt notert nøyaktig posisjon for observasjonen.

For å estimere tetthet (antall ryper pr km²) innenfor de respektive takseringsområdene benyttes en statistisk metode kjent som «Distance sampling» (Buckland et al. 2001). På norsk betegnes denne metoden gjerne «avstandsmetoden», og vi har benyttet dette begrepet i denne rapporten.

Når man beregner bestandsstørrelse eller bestandstetthet ved hjelp av avstandsmetoden, forutsetter man at man finner alle (hønse)fugler som sitter på linja, og at oppdagbarhetssannsynligheten avtar som en funksjon av avstand til takseringslinja. Det har etter hvert blitt opparbeidet en betydelig litteratur relatert til avstandsmetoden, både knyttet til videreutvikling av det statistiske rammeverket og praktisk benyttelse av metoden (Buckland et al. 2001, Pedersen et al. 2012, Royle et al. 2004, Sillett et al. 2012, Sollmann et al. 2015). Metoden er godt utprøvd og benyttet for lirype og har vært standard tilnærming innenfor hønsefuglforskningen i Norge og Sverige siden siste halvdel av 90-tallet. De tekniske og metodiske utfordringene er godt beskrevet andre steder, men prinsippet er at man benytter observasjonene til å estimere en oppdagbarhetskurve, og vi har valgt å estimere denne ved hjelp av en «half-normal» sannsynlighetsfordeling (Buckland et al. 2001). Selv om denne modellen er mindre fleksibel enn for eksempel en hazard-modell synes den å være mer egnet ved lave utvalgsstørrelser slik som tilfellet er her. For å estimere populasjonsstørrelse eller tetthet benytter man den estimerte oppdagbarhetsfunksjonen samt en «Horvitz-Thompson»-liknende estimator (Buckland et al. 2001). Fugl som ikke er på takseringslinja har en oppdagbarhet <1 og vil slik sett «representere» flere uobserverte fugl. Når fugl finnes i grupper (slik som ofte er tilfellet med våre takseringer), vil estimatoren uttrykkes slik:

$$\hat{N} = \sum_{i=1}^n \frac{s_i}{P_i}$$

hvor $\hat{N}$ er estimert bestandsstørrelse, s_i er antall fugl i observasjon i og P_i er estimert oppdagbarhet for observasjon i . For å estimere tetthet av fugl (antall fugl pr km²) blir estimert populasjonsstørrelse $\hat{N}$ delt på arealet (a) på det takserte området. Dette beregnes som $L \cdot \omega \cdot 2$, hvor L er total (samlet) lengde på takseringslinjene og ω er maksimal avstand takseringslinja. Denne avstanden kan settes på før datainnsamlingen gjennomføres, men settes ofte ved at man trunkerer datasettet slik at de 5-10 % av observasjonene som ligger lengst fra linja, utelates fra analysene. Vi har her valgt å trunkere slik at kun de 90 % av observasjonene som ligger nærmest takseringslinjene, inkluderes i analysene. Basert på avstandsmetoden estimerer vi her total tetthet (antall fugl pr km²) samt tetthet av voksne fugl (antall voksne fugl pr km²). På grunn av relativt begrenset med data estimerer vi en oppdagbarhetsfunksjon som er felles for alle år (men potensielt variabel mellom områder).

Produksjon estimeres som kyllinger pr to voksne. For å estimere usikkerhet i estimatene benytter vi metoden beskrevet i Kvasnes et al. (2014b), men bemerker at denne tilnærmingen kan være sårbar for overestimering dersom man ofte observerer kun en voksen fugl (hann eller hunn) sammen med kullet.

Gjennomføring

I 2016 ble det gjennomført rypetaksering etter justert design i fem områder (Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Lund), og disse rapporteres her. I Lund var linjedesign under justering, og framtidig rapportering vil være basert på denne justerte designen. I Gutulia er det etter 2015 ikke gjennomført lirypetakseringer i TOV-regi, da disse linjene i stor grad overlapper linjer som takseres i regi rettighetshaverne.

Dividalen: Justerte takseringslinjer i Dividalen ble taksert 13.–17. august. Totalt ble det taksert 25 km, fordelt på åtte linjer (seks i Høgskaret, to i Havgavoumbi). Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. NINA har fra 2015 avtale med Statskog om taksering av disse linjene, og Statskog har den direkte kontakten med taksører fra Målselv JFF. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Børgefjell: Justerte linjer i Børgefjell ble takser i perioden 3.–7. august. Totalt ble det taksert 22 km fordelt på seks takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Snorre

Johansen, som har gjennomført takseringene i Børgefjell i flere år. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Møsvatn: Justerte linjer i Møsvatn ble taksert i perioden 1.–8. august. Totalt ble det taksert 25 km fordelt på seks takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas, med assistanse fra Bjørn Frøysa. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Åmotsdalen: Justerte linjer i områdene i og rundt Åmotsdalen ble taksert i perioden 10.–15. august. Totalt ble det taksert 34 km, fordelt på 16 linjer (fem i Gåvålia, sju i Åmotsdalen og fire i Dindalen). Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas (med assistanse fra B. Frøysa) og Torgeir Ekseth (kun i Gåvålia). Takseringene i Gåvålia gjennomføres i samarbeid med Statskog. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>). I **figur 10.1** er det kun linjer fra Åmotsdalen og Dindalen som er inkludert da kun en andel av linjene i Gåvålia ble taksert i 2016.

Lund: Lund ble delvis taksert etter nytt design i 2016, fordelt på fire linjer taksert i perioden 15.–20. august. Totalt ble det taksert 14 km, og det ble gjort tre observasjoner. Kun området rundt Store Skykula ble taksert i 2016, og takseringen ble gjennomført av Erik Skurdal.

10.2 Resultater

I 2016 ble det totalt gjort 75 observasjoner av liryper (totalt 311 liryper) i forbindelse med lirype-takseringene, men fordelingen mellom områdene var relativt ujevn (**tabell 10.1**). Fleste observasjoner ble gjort i Dividalen, mens det ble gjort færrest observasjoner i Lund.

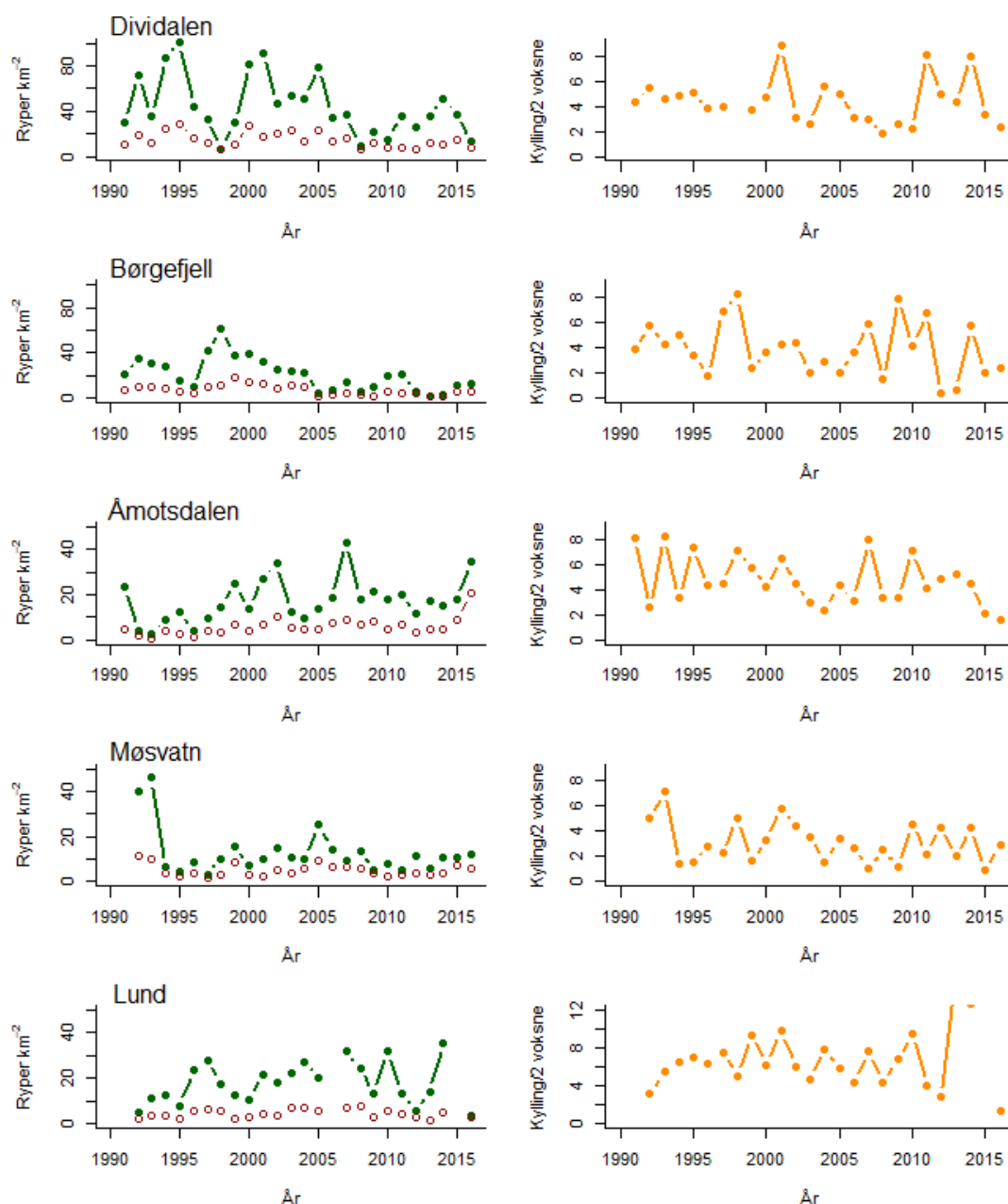
Som det framgår av **tabell 10.1** ble det registrert lav produksjon av kyllinger i alle områder, men det var særlig i Dividalen og til dels Møsvatn det ble målt lav rekruttering av kyllinger. I Børgefjell og Lund var antall overvasjoner under 10, og kyllingproduksjon ble derfor ikke estimert.

Tetthet av ryper, estimert basert på avstandsmetoden, indikerer at det har vært en bestandnedgang i Dividalen og en oppgang i Åmotsdalen. I Børgefjell og Møsvatn er estimert tetthet relativt lik i 2015 og 2016 (**figur 10.1**).

Tabell 10.1 Oversikt over antall observasjoner av lirype, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene. Kylling / 2 voksne gir en indikasjon på årets produksjon av kyllinger.

Område	Høner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	Kylling/2 voksne	n_obs
TOV-Dividalen	18	4	1	26	49	2,3	18
TOV-Børgefjell*	3	2	5	11	21	--	4
TOV-Åmotsdalen	31	32	0	95	158	3,0	33
TOV-Møsvatn	14	19	0	46	79	2,8	17
TOV-Lund*	1	2	0	1	4	--	3

* Kylling/2 voksne rapporteres når n_obs > 10



Figur 10.1 Venstre panel viser estimert total tetthet av liryper (grønn strek) og estimert tetthet av voksne liryper (røde sirkler). Høyre panel viser estimert antall kyllinger pr 2 voksne observert. Merk at y-aksen varierer mellom de ulike områdene i både venstre og høyre panel.

10.3 Diskusjon

Også i 2016 ble det målt relativt lav produksjon i Møsvatn, Dividalen og til dels Åmotsdalen, mens det var for få observasjoner til å estimere rekrutteringen med noenlunde presisjon in Børgefjell og Lund. Disse resultatene samsvarer bare middels godt med bildet fra den øvrige takseringen som gjennomføres i Norge basert på liknende metoder, hvor det ble rapportert om generelt lav produksjon og lave bestandstettheter i Troms og Finnmark, mens det generelt var høyere produksjon fra Nordland og sørover (se for eksempel <http://honsefugl.nina.no/Innsyn>). I alle områdene har bestandstetthet og produksjon variert betydelig gjennom perioden 1991-2016, og i Norsk Rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble det rapportert en generell bestandsnedgang på 65 % i estimert tetthet (antall pr km²) av voksen fugl i TOV-områdene i perioden

2005-2014. De siste markerte bestandstoppene er for Dividalen i 2001 og 2005, med mindre topper i 2013-2015), i Børgefjell rundt 2000 og 2003, med mindre topper i 2007 og 2010/2011, i Åmotsdalen i 2002 og 2007 med mindre topper i 2010/2011 og muligens 2016. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2013 etter at vi registrerte høye bestander her i 1992 og 1993, med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005, 2008 og 2012.

I fjorårets rapport presenterte vi hvordan estimatene endret seg når vi endret metodikk, og viste at det var meget godt samsvar mellom de to metodene. Det er imidlertid flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype, og dette vil kunne påvirke hvor nøyaktig estimatet for et enkelt år gjenspeiler de reelle tetthetene. To viktige faktorer i denne sammenheng er taksert areal (eller samlet lengde på takseringslinjene) og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Tilnærmingen med å benytte avstandsmetoden vil tillate at oppdagbarheten varierer mellom områder. Det omfanget med lirypetakseringer som foregår i regi av TOV, er imidlertid for begrenset i de fleste områder til å estimere egne oppdagbarhetskurver for hvert område hvert år med noenlunde sikkerhet. 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.

11 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 og av endringer i arealbruk. 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 forurensete 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 ulekte 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 også nasjonal overvåking av terrestriske hekkefugl i Norge (se TOV-E i kap. 12), og det er en samordning for overvåking av våre mer vanlig forekommende hekkefugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i de syv TOV-områdene.

11.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler i TOV-områdene har vi valgt å benytte punkttakseringer (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 punkt 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 rekartlegges, 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 2016-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2015. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2016 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 finke-artene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For år der ikke alle de 200 faste tellepunktene kan besøkes i et område, er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punktene som ikke ble taksert, er tilsvarende som for de punktene som ble taksert.

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt den hulerugende arten svarthvit fluesnapper. 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 hver med ca 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 svart-hvit 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 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 en rugeperioden (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper på 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag eller mindre.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2016 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2016

Dividalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 17-21 juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen.

Børgefjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 16 juni - 1 juli av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen og E. Furuheim.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 11-14 juni av P.W. Bøe, O. Heggøy og P.S. Ranke. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas og Morten Sæterhaug (28 mai, 1, 8, 15, 21, 28. juni og 3 og 10 juli). Etter at mesteparten av kassene er skiftet ut i løpet av siste 5-årsperiode er mulighetene for mår til å ødelegge reir redusert, og vi hadde ingen slike tilfeller i 2016.

Gutulia: De 200 punktene ble taksert i perioden 7-12 juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (27 mai, 2, 8, 14, 20, 27 juni og 7 og 13 juli).

Tabell 11.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Bjørkefink	108	202
Løvsanger	109	195
Heipiplerke	53	82
Rødvingetrost	60	72
Rødstjert	37	46
Korsnebb sp.	9	32
Blåstrupe	25	28
Gråsisik	18	20
Kråke	10	13
Steinskvett	11	13
Måltrost	11	11
Svarthvit fluesnapper	10	10
Ringtrost	9	9
Gråtrost	7	9
Trepiplerke	7	7
Jernspurv	4	6
Granmeis	4	5
Rødstrupe	4	4
Sivspurv	4	4
Lappspurv	3	4
Sidensvans	1	3
Ravn	1	1
Grønnsisik	1	1
Dompap	1	1
Bokfink	1	1
Sum	200	779

Tabell 11.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	164	447
Bjørkefink	118	158
Heipiplerke	47	59
Rødvingetrost	35	42
Gråsisik	31	40
Blåstrupe	26	29
Sivspurv	22	22
Måltrost	18	19
Rødstjert	16	16
Jernspurv	14	14
Grønnsisik	5	14
Gråtrost	10	12
Gulerle	10	12
Korsnebb sp.	2	10
Ringtrost	9	9
Steinskvett	7	7
Kråke	5	6
Lappspurv	2	2
Fossefall	1	1
Gransanger	1	1
Trepiplerke	1	1
Sum	200	921

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 18-25 juni av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og R. Bergstrøm.

Solhomfjell: De 200 punktene i Solhomfjell ble taksert av K. Eie, S. Bruerberg, J.H. Magnussen og E. Klemetsen i perioden 27 mai - 4 juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av Anne Gunn Østerholt og Kåre Dalane (18, 25 og 31 mai, 7, 14, 21 og 27 juni og 3 juli).

Lund: De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 21-29 mai av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, V.D. Lomeland, L.A. Lien og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger av S. Skjærpe (15, 23, 31 mai og 7, 14 og 22 juni).

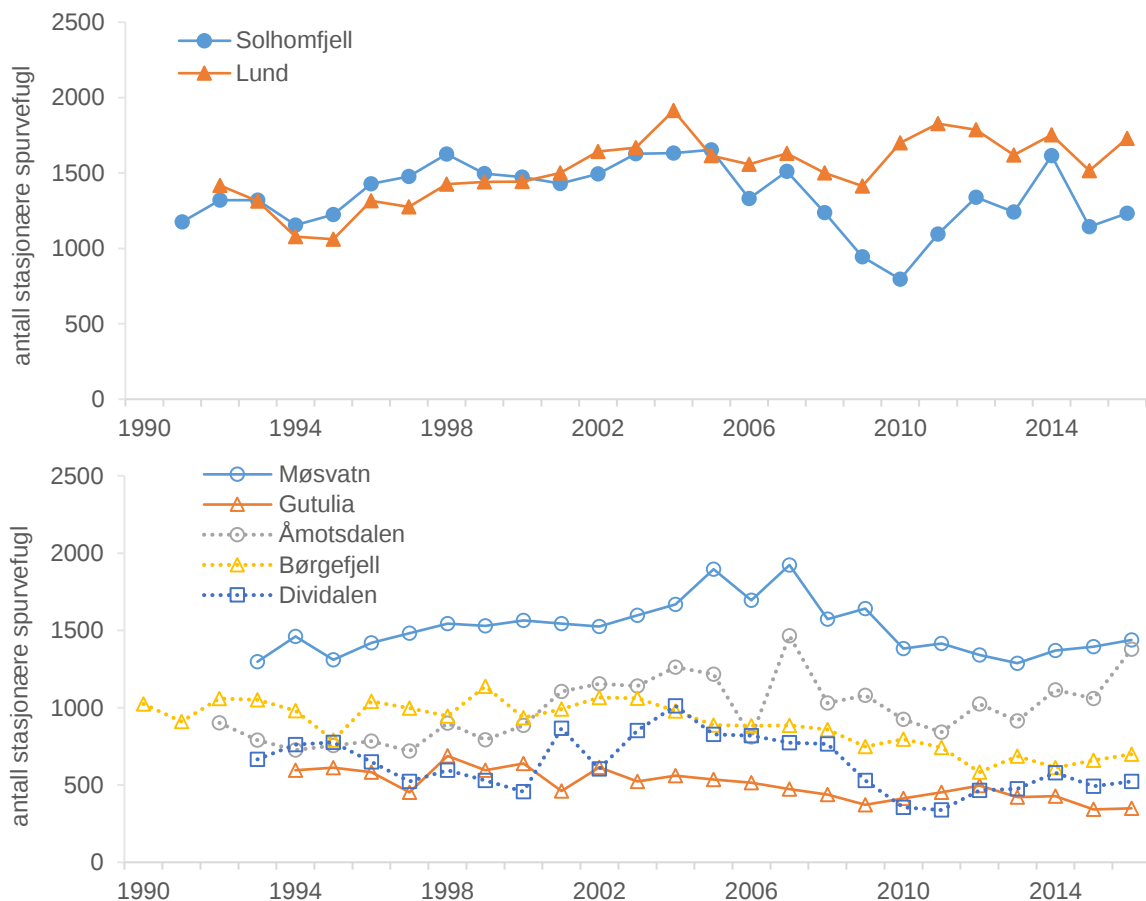
11.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Takseringene av de 200 punktene i Dividalen resulterte i 779 registrerte spurvefugler fordelt på 25 arter (**tabell 11.1**). Dette er et noe høyere antall enn i 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det observert totalt 524 individ i 2016. Dette er noe høyere enn for 2015, men likevel 13 % under median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Takseringene av de 200 punktene i Børgefjell i 2016 resulterte i 921 observerte spurvefugler fordelt på 21 arter (**tabell 11.2**). Dette er litt flere enn for 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det observert totalt 699 individ i 2016. Dette er noe høyere enn for 2015, men likevel ca 20 % under median antall observert her for perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).



Figur 11.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2016, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Takseringene i Åmotsdalen i 2016 resulterte i 1661 observerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 11.3**). Det er klart mer enn for 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det observert totalt 1378 individ i 2016. Dette er også klart mer enn for 2015, og det er nær 50 % over mediant antall observert i dette området for perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen var det i 2016 fullført egglegging for svarthvit fluesnapper i 26 av de 50 fuglekassene og for alle disse ble egglegging fullført i perioden 30 mai – 9 juni. Median eggleggingsdato var 5 juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,35 egg (**tabell 11.8**). Samtlige reir hadde vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 92 % av eggene, og 99 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 5 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 6 juni. Disse reirene produserte til sammen 38 flyvedyktige unger. Det var en god del bjørkemålere i Åmotsdalsområdet i 2016 (se annet avsnitt i denne rapporten).

Gutulia

Bestandsobservasjon: Takseringene i Gutulia resulterte i 515 observerte spurvefugler fordelt på 29 arter (**tabell 11.4**). Dette er klart mer enn for 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det totalt observert 350 individ i 2016. Dette er omtrent som for 2015, men ca 30 % under mediant antall observert for denne gruppen av fugl her i perioden 1994-2015 (**figur 11.1**).

Tabell 11.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	146	570
Bjørkefink	103	181
Heipiplerke	100	202
Steinskvett	56	78
Ringtrost	54	65
Gråsisik	52	76
Gråtrost	41	67
Rødvingetrost	41	53
Måltrost	38	44
Rødstjert	29	30
Jernspurv	27	27
Trepiplerke	25	28
Sivspurv	25	29
Blåstrupe	24	25
Bokfink	23	35
Rødstrupe	21	24
Grønnsisik	21	25
Svarthvit fluesnapper	15	20
Gjerdsmett	13	13
Gulsanger	13	16
Ravn	10	11
Kjøttmeis	7	7
Munk	6	6
Kråke	4	4
Granmeis	3	4
Svarttrost	2	2
Duetrost	2	2
Hagesanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Dompap	2	2
Blåmeis	1	2
Snøspurv	1	2
Fossekall	1	1
Gransanger	1	1
Linerle	1	1
Korsnebb sp.	1	1
Bøksanger	1	1
Varsler	1	1
Vintererle	1	1
Sum	200	1661

Tabell 11.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	84	119
Bjørkefink	86	114
Heipiplerke	46	57
Rødstjert	40	44
Korsnebb sp.	12	30
Bokfink	21	21
Steinskvett	14	14
Gråsisik	8	12
Ringtrost	9	11
Måltrost	11	11
Trepiplerke	9	9
Grønnsisik	7	9
Kråke	8	8
Duetrost	8	8
Gråfluesnapper	7	7
Gulerle	6	6
Kjøttmeis	5	5
Fuglekonge	5	5
Svarthvit fluesnapper	4	5
Rødstrupe	4	4
Rødvingetrost	4	4
Ravn	2	2
Granmeis	2	2
Buskskvett	2	2
Gråtrost	2	2
Jernspurv	1	1
Dompap	1	1
Sivspurv	1	1
Blåstjert	1	1
Sum	200	515

egg (**tabell 11.8**). Alle reirene hadde vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 97 % av eggene, og 96 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var ikke hekkeforsøk for kjøttmeis i noen av kassene i 2016.

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Takseringene i Møsvatn resulterte i 1667 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 11.5**). Dette er omtrent som for 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det totalt observert 1438 individ i 2016. Dette er en liten økning fra 2015, men likevel ca 5 % under medianverdien for dette området for perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).

Lund

Bestandsobservasjon: Takseringene i Lund i 2016 resulterte i 1885 observerte spurvefugler fordelt på 36 arter (**tabell 11.6**). Dette er en klar økning fra 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det observert totalt 1729 individ i 2016. Dette er også en klar økning sammenlignet med 2015 og er ca 15 % over medianverdien for dette området for perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).

Tabell 11.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	174	535
Gråtrost	92	162
Heipiplerke	77	161
Bjørkefink	79	125
Måltrost	81	105
Rødvingetrost	73	92
Gråsisik	59	83
Bokfink	46	63
Sivspurv	46	58
Kråke	20	33
Trepiplerke	26	30
Ringtrost	20	27
Steinskvett	22	25
Gulerle	10	17
Blåstrupe	14	16
Rødstjert	14	16
Grønnsisik	14	16
Rødstrupe	12	14
Svarttrost	13	14
Jernspurv	13	14
Kjøttmeis	7	8
Munk	8	8
Granmeis	7	7
Linerle	5	6
Taksvale	1	5
Grønnfink	4	5
Ravn	4	4
Gjerdsmett	4	4
Gulspurv	4	4
Gråfluesnapper	2	3
Hagesanger	2	2
Dompap	2	2
Buskskvett	1	1
Kjernebiter	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	1667

Tabell 11.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2016.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	195	685
Bokfink	129	168
Trepiplerke	115	155
Måltrost	97	122
Svarttrost	85	100
Rødstrupe	81	95
Gråsisik	80	95
Gjerdsmett	61	68
Rødvingetrost	47	55
Jernspurv	48	50
Grønnsisik	42	50
Tornsanger	34	41
Kjøttmeis	35	40
Svarthvit fluesnapper	31	32
Rødstjert	28	28
Granmeis	17	18
Sivspurv	15	17
Heipiplerke	11	12
Buskskvett	8	8
Munk	7	7
Stjertmeis	6	6
Grønnfink	6	6
Korsnebb sp.	1	5
Gråfluesnapper	3	4
Linerle	3	3
Blåmeis	2	2
Steinskvett	1	2
Ringtrost	2	2
Nøttekråke	1	2
Ravn	1	1
Svartmeis	1	1
Trekryper	1	1
Gråtrost	1	1
Gulsanger	1	1
Hagesanger	1	1
Gransanger	1	1
Sum	200	1885

Reproduksjonsovervåking: I Lund var det i 2016 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 15 av de 50 fuglekassene. Alle disse kullene ble ferdiglagd i tidsrommet 21-29 mai (median eggleggingsdato 23 mai), og det var i gjennomsnitt 6,53 egg i hvert kull. To av reirene ble ødelagt i ungeperioden. For de 15 reirene med vellykket klekking ble 98 % av eggene klekt, og for de 13 reirene med vellykket ungeproduksjon nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 11.8**). I 2016 ble det i første halvdel av mai startet egglegging i 12 av kassene for kjøttmeis og i 4 av kassene for blåmeis. Det var svært god ungeproduksjon for meisene i 2016. Elleve av kjøttmeis-reirene produserte til sammen 96 flyvedyktige unger, og de fire blåmeisreirene produserte til sammen 49 flyvedyktige unger.

Solhomfjell

Bestandsovervåking: Takseringene i Solhomfjell i 2016 resulterte i 1462 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 11.7**). Dette er en klar økning fra 2015. For arter med mer stasjonær forekomst ble det registrert totalt 1233 individ i 2016. Dette er også en klar økning fra 2015, men likevel ca 15 % under medianverdien for dette området for perioden 1993-2015 (**figur 11.1**).

Tabell 11.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2016.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	167	338
Trepiplerke	155	233
Bokfink	118	152
Grønnsisik	70	108
Rødstjert	81	92
Korsnebb sp.	21	73
Tornsanger	59	72
Gråsisik	35	48
Kjøttmeis	39	46
Toppmeis	30	42
Rødstrupe	35	37
Svarttrost	32	37
Duetrost	29	34
Svarthvit fluesnapper	27	33
Måltrost	17	17
Gråfluesnapper	12	12
Sivspurv	11	11
Jernspurv	10	10
Trekryper	9	9
Munk	9	9
Buskskvett	8	8
Møller	8	8
Hagesanger	7	7
Fuglekonge	6	7
Gjerdsmett	4	4
Ravn	3	3
Granmeis	2	2
Kråke	1	1
Blåmeis	1	1
Spettmeis	1	1
Steinskvett	1	1
Rødvingetrost	1	1
Bøksanger	1	1
Linerle	1	1
Varsler	1	1
Tornskate	1	1
Stjertmeis	1	1
Sum	200	1462

ner, med Møsvatn ca 5 %, Solhomfjell og Dividalen ca 15 %, Børgefjell ca 20 % og Gutulia ca 30 % under medianverdi, dvs en del lavere enn for de fleste andre årene i TOV. Den registrerte nedgangen for de mer stasjonære spurvefuglartene viser altså ingen særegne avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

Tabell 11.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2016. 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	6,35	0,69	(26)	92	(165)	99	(152)
Gutulia	6,13	0,35	(8)	98	(49)	96	(48)
Lund	6,53	0,74	(15)	98	(98)	100	(85)
Solhomfjell	6,47	0,52	(15)	94	(83)	95	(66)

Reproduksjonsovervåking: I Solhomfjell var det i 2016 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Femten av disse ble ferdiglagt i tidsrommet 19 mai - 3 juni (median eggleggingsdato 26 mai). Kullstørrelse var i gjennomsnitt 6,47 egg. To av disse ble forlatt eller ødelagt i rugeperioden og to forlatt i ungeperioden. For de 13 reirene med vellykket klekking ble 94 % av eggene klekket, og for de 11 reirene med vellykket produksjon nådde 96 % av ungene en alder på >10 dager (**tabell 11.8**). Det var fullført egglegging av kjøttmeis for 6 av kassene i perioden 16-21 mai. Fem av disse reirene produserte til sammen 39 flyvedyktige unger.

11.3 Diskusjon

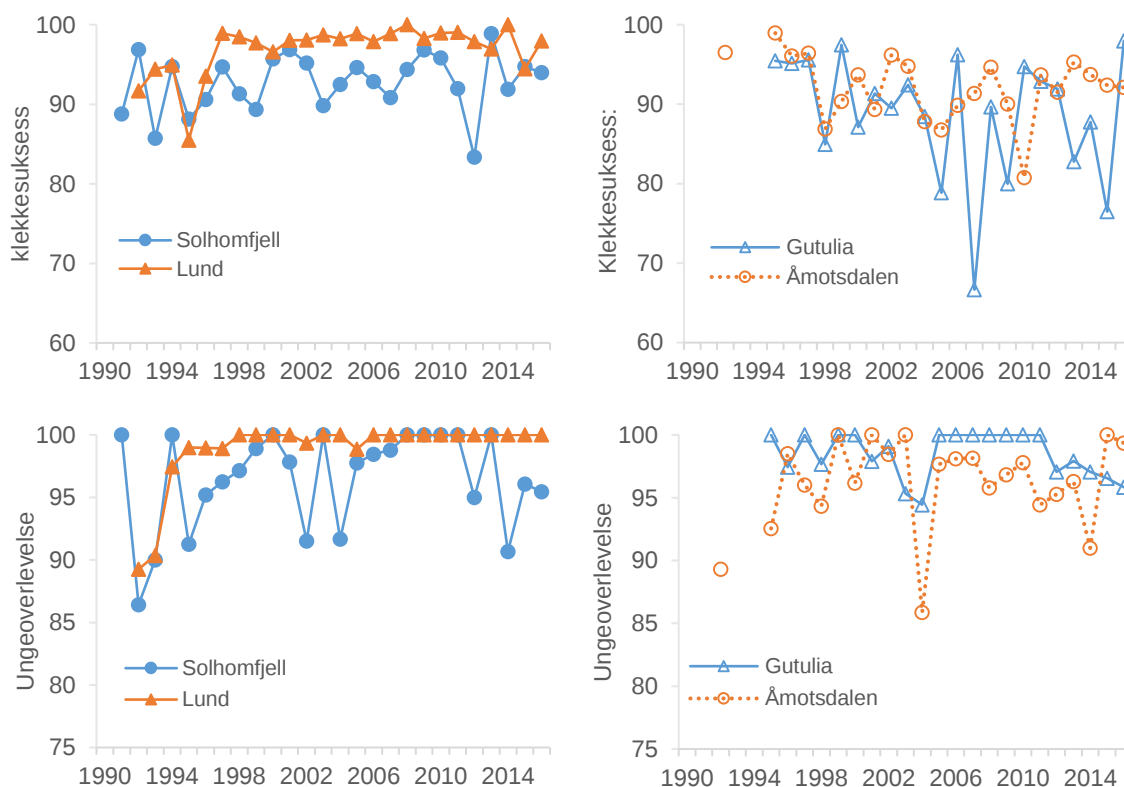
For de fem TOV-områdene som ligger i fjellet, er det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca 2005, etter at det var en økning i observasjonsantallet i forutgående 10-årsperiode. Det ble for alle disse områdene registrert noe økning i bestandene fra 2015 til 2016. For de to sørligste og mer lavereliggende områdene var det også en økning i observasjoner i 2016 sammenlignet med 2015 (**figur 11.1**). Våren 2015 var særlig kald, og økningen i 2016 må sees i lys av dette.

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2016 over medianverdien for perioden 1993-2015 for Åmotsdalen og for Lund, dvs noe høyere enn for de fleste andre årene i TOV. For de øvrige områdene lå antall observasjoner for slike arter under sine media-

For de mest tallrike artene med invasjonstypen opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2016 registrert en økning i de fleste områdene. Økningen var sterkest i Åmotsdalområdet der det var oppblomstring av bjørkemålere i 2016. Som for de øvrige spurvefuglartene er det for denne gruppen av arter også gjort betydelig færre registreringer i TOV-områdene i fjellet, med unntak av Dividalen, i siste 10-årsperiode sammenlignet med perioden 1993-2004.

Vi ser ingen klar enkeltårsak til nedgangen vi har registrert for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2006-2016. Det ser ut til å være en generell trend med nedgang i fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikoinen et al. 2014a). Når det gjelder endringer for de mer fjellnære TOV-områdene, kan klimatiske forhold være en av årsakene til noe lavere antall observasjoner i siste ca 10-årsperiode. Det kan ha vært ugunstige værforhold i reproduksjonsperioden for spurvefugl i mange av våre fjellområder på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i den viktigste delen av reproduksjonsperioden i flere år i perioden 2005 til 2016. 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 2016 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet. For Åmotsdalen og Gutulia var ungeproduksjonsindeksen (andel av lagte egg som resulterer i unger med alder >10 dg) for 2016 litt over medianverdien for perioden 1995-2015, for Lund omtrent som medianverdien og like under medianverdien for Solhomfjell. For Åmotsdalen og Solhomfjell var antall kasser med fluesnapperreir omtrent som medianen for perioden 1995-2015, mens det var litt færre kasser i bruk av arten i Gutulia og i Lund i 2016 enn median antall for denne perioden.



Figur 11.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991–2016. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere 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 11.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere (≤ 95 %). For årene 1997-2016 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-98%), svært høy klekkesuksess i Lund (for de fleste år 95-100 %) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (for de fleste år 90-97 %). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy (≥ 90 %) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 11.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1997-2016, er det altså ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

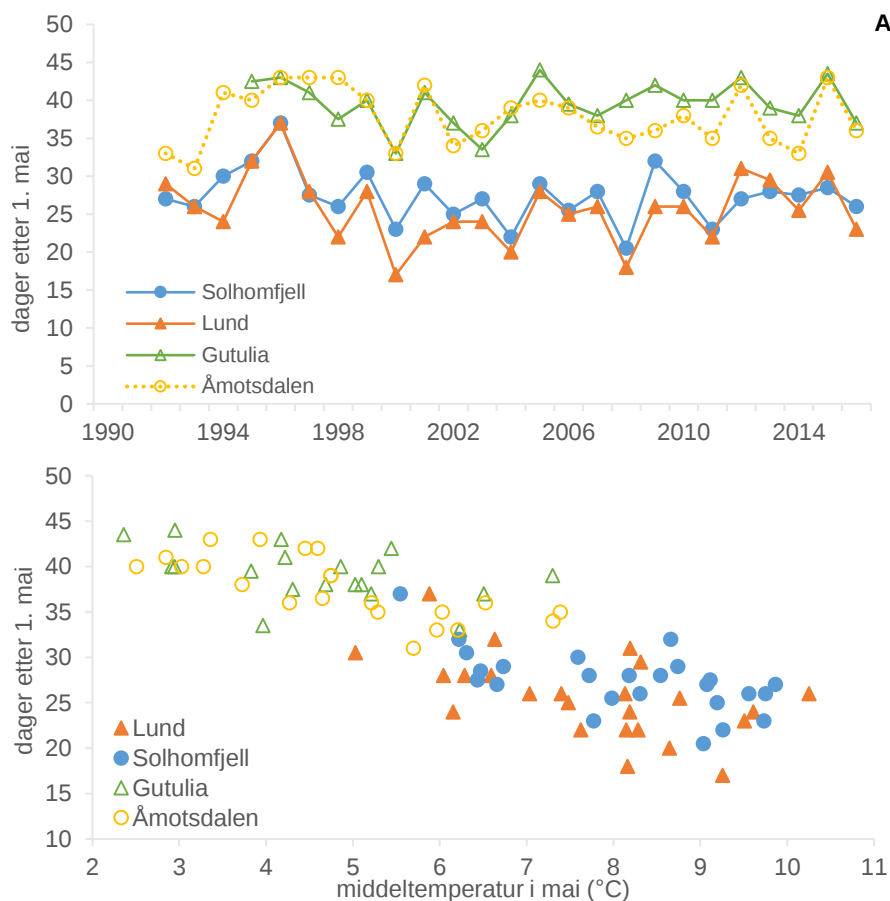
Fugl og klimapåvirkning

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. tidspunkt for egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992(96)-2016. I 2016 var det relativt tidlig egglegging for svarthvit fluesnapper i alle de fire undersøkte TOV-områdene (1,5-3 dager tidligere enn mediandato, **figur 11.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er for alle områdene en tydelig sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 11.3B**). For de 4 enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen $r = -0,79$, Gutulia $r = -0,54$, Solhomfjell $r = -0,62$, Lund $r = -0,55$ (alle signifikante med $p < 0,01$). Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt for perioden 1993-2016 (Åmotsdalen $r = -0,21$, Gutulia (1996-2016) $r = 0,13$, Lund $r = -0,06$, Solhomfjell $r = -0,24$). Det er for øvrig god innbyrdes sammenheng mellom eggleggingstidspunkt for alle områdene, men denne sammenhengen er mest tydelig mellom de to sørlige områdene Lund og Solhomfjell ($r = 0,81$, $p < 0,001$), og mellom de to nordlige områdene Åmotsdalen og Gutulia ($r = 0,61$, $p = 0,005$). Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som styrer tidspunkt for egglegging for alle disse fire områdene.

Det er vanskelig å forutsi effekter av de observerte klimavariasjonene på bestandsutvikling for fugl. I våre fjellområder kan vi forvente et helt 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 kuldeperioder over flere dager i perioden etter at hekkeforsøk 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 moh), og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60 % klassifisert til å ligge 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



Figur 11.3 A Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992–2016. **B** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf kap. 2).

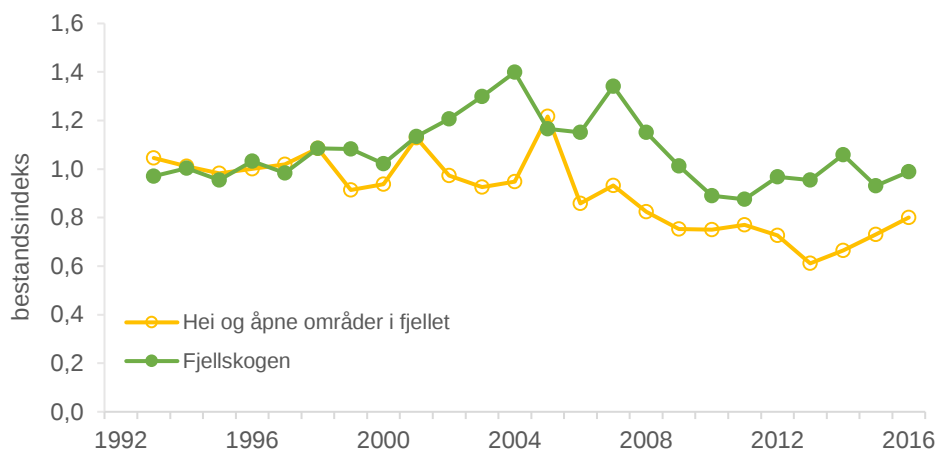
mer gunstige habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks for fjellfugl 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 fjellskogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang etter det. For de siste fem årene har vi her målt bestandstall tilsvarende det vi fant på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 11.4**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, var det en mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, etterfulgt av en nedgang fram til 2013 og så tre år med økning igjen etter det. Denne bestandsindeksen antyder at bestandsstørrelsen i 2016 var ca 20 % lavere enn bestandene vi målte på midten av 1990-tallet. For hele tidsperioden 1993-2016 finner vi for fjellskogskartene ingen signifikant endring ($r = -0,12$, $p = 0,57$, $n = 24$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,77$, $p < 0,001$, $n = 24$) (**figur 11.4**).

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. I TOV-datasettet

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 geometrisk gjennomsnitt 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 kapitlet, endringer for fugler i fjell i det ekstensive fugleovervåkingen (TOV-E) (se neste kapittel) og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkefuglartene i Skandinavias fjellområder for perioden 2002-2012 (Lehikoinen et al. 2014a).



Figur 11.4 Bestandsindekser for fugl knyttet til fjellskog 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 geometrisk gjennomsnitt av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.

12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

Som del av et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold i Norge overvåkes hekkebestander av terrestriske fugl i et nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et tilfeldig utlagt nettverk av tellelokaliteter er etablert, er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Som grunnlag for dette arbeidet 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 mer vanlig forekommende terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Takseringsnettverket ble etablert i perioden 2005-2010. Her rapporterer vi gjennomføring og resultater fra arbeidet som ble utført i 2016. 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 sammenstiller også data fra TOV-E som inngår blant indikatorene for bærekraftig utvikling i Norge. Dette omfatter de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For disse tre naturtypene benyttes data fra TOV-E for perioden 2006-2016. For jordbrukslandskapet og skogen benyttes også to andre relevante datasett (fra NOFs hekkefugltaksering, HFT, og fugletaksering i TOV-områdene, TOV-I) for perioden 1996-2008 (se Kålås et al. 2014a).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2006-2016 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, Kålås et al. 2016, Husby et al. 2017). Data fra TOV-E er dessuten brukt i et nordisk samarbeid for å undersøke bestandsvariasjoner for fugl i nordiske fjellområder (Lehikoinen et al. 2014a, Lehikoinen et al. 2014b) og for vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015). Data fra TOV-E er også sammen med HFT-data brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapetets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), og for å belyse effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b), samt i en sammenligning av klimaeffekter på fugl i Europa og USA (Stephens et al. 2015).

Vi rapporterer også data fra de tre datasettene til Miljøstatus.no (jordbrukslandskap, skog og fjell) og til Norsk naturindeks (Framstad 2015). Videre rapporteres TOV-E data til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (Pan European Common Bird Monitoring Schemes) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander og som inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold. Data leveres også til UNEP-World Conservation Monitoring Centre sin Wild Bird Index, og inngår der som del av et globalt arbeid for overvåking og ivaretagelse av biologisk mangfold (Biodiversity Indicator Partnership).

12.1 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 i Norge (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 nærmestliggende tellepunkt. Når en må bruke en avvikende posisjon for tellepunkt, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest og høyest liggende 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 74 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 var det fortsatt noen ruter (23 stk.) som ikke var tilgjengelige, og disse er utelatt 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 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 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.

For feltsesongen 2016 introduserte vi muligheten for også å registrere observasjoner av pattedyr som ble gjort under fugletakseringene. Dette omfatter registreringer av alle landlevende pattedyr som observeres fra start telling på første tellepunkt til telling er avsluttet på siste tellepunkt. Alle landlevende pattedyr, også husdyr, er inkludert. Det er bare observasjoner av levende individ som registreres, og det skilles ikke mellom kjønn- og aldersgrupper. Slik rapportering er inkludert da dette krever lite ekstra arbeidsinnsats fra taksør, og det vil på lengre sikt kunne gi oss nyttig informasjon om bestandsvariasjoner for våre mest vanlig forekommende pattedyrarter.

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 2016 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge og Sørlandet, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge, Magnhild Johansen for Nordland og Troms, og Tom Roger Østerås for Finnmark. For oversikt over de vel 160 personene som fikk tildelt ruter for taksering av fugl i 2016, viser vi til **vedlegg 12.1**.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system for formidling av informasjon om takseringsruter til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles, ble videreutviklet i 2016, 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 tellinger, 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 2016

Av de 492 takseringsrutene som nå inngår i TOV-E ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 75 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 12.1**). For feltsesongen 2016 var de aller fleste av disse 492 rutene klargjort for taksering.

For de to nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ligger mange ruter svært langt fra vei (> 6 t gange) og er ofte også 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 2016 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 18 av de 44 tellerutene som er mest utilgjengelige i Troms og Finnmark. Disse 44 rutene, som vanskelig kan gjennomføres uten bruk av helikopter, er planlagt taksert over en 3-årsperiode med ca 15 ruter pr år. Det totale antall ruter som skal takseres hvert år er dermed like over 460.

Bestandsindekser 1996-2016

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996-2016, som presenteres her, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl som rapporteres her (60-380 telleruter for perioden 2006-2016), 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 TOV's intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007-2016 og er utelukkende basert på data fra TOV-E. For vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser se 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/index.php?ID=614>. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996-2016 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/index.php?ID=614>. 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 i Norge finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet i hekkeperioden. Dette er artene vipe, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 24 fuglearter som i stor grad er knyttet til skogen i hekkeperioden. Dette er artene flaggspett, svartspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, trekryper, jernspurv, fuglekonge, rødstrupe, måltrost, duetrost, svarttost, 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, ringtost, steinskvett og lappspurv.

12.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2016

Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for ca 95 % av de aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 163 personer (se **vedlegg 12.1**). Av disse rapporterte 142 taksører resultater til TOV-E databasen. Når det gjelder taksører, har det vært noe endring siden TOV-E ble landsdekkende med en liten nedgang i antall taksører samtidig som noen personer takserer mange ruter (f.eks. hadde de 10 taksørene med flest ruter i 2016 tildelt ca 120 ruter eller 25 % av rutene).

Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for ca 70 av de aktuelle takseringsrutene. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering for ca 80 % av disse rutene. Her angis uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksering, som årsak for vel 30 % av rutene og sykdom eller lignende som årsak for ca 15 % av rutene. For de øvrige varierer årsak, men i hovedsak er manglende taksering forårsaket av at taksering ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til annen aktivitet.

Til sammen er det pr 1 april 2016 rapportert takseringsresultater for 395 (85 %) av de 466 rutene som var planlagt taksert i 2016. Dette inkluderer 82 (86 %) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 59 (79 %) av rutene for Sørlandet, 59 (88 %) av rutene på Vestlandet, 79 (89 %) av rutene i Midt-Norge, 42 (72 %) av rutene i Nordland, 30 (88 %) av rutene i Troms og 44 (92 %) av rutene som skulle takseres i Finnmark i 2016. Samtlige av de 18 rutene i Troms og Finnmark der det i 2016 var planlagt tilgang med helikopter ble gjennomført etter plan (**tabell 12.1**). Sesongen 2016 hadde rimelig gode værforhold, og antall takserte ruter i 2016 er det beste vi til nå har hatt i TOV-E.

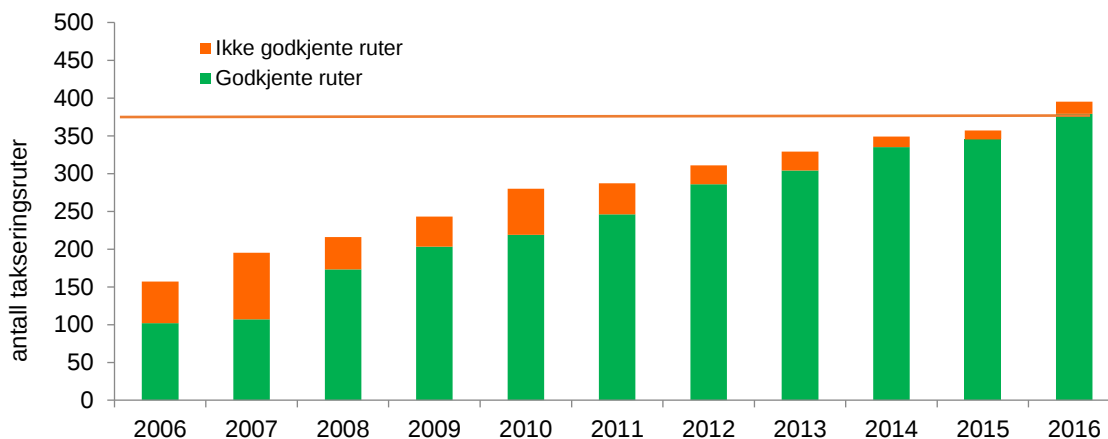
Av de 395 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2016, er 379 (96 %) godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 12.1**). Dette tallet er like over det vi har som mål for antall inkluderte ruter i våre tidsserieanalyser for endringer av hekkebestandene av terrestriske fugl i Norge. Den høye andelen av takseringsruter som kan godkjennes viser at lokale taksører i svært 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 (f.eks. pga mye snø, ugunstig endring for værforhold i løpet av takseringen).

Observasjoner av fugl i 2016

Resultatene fra 2016 viser at det for de 379 godkjente tellerutene ble registrert vel 46 000 par av 185 fuglearter (**tabell 12.2**, med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble 1447 par (85 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).

Tabell 12.1 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 april 2017, og antall ruter taksert i 2016.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgått)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr april 2017	Taksert 2016
Østfold	7	0	0	7	6
Akershus	6	1	0	5	4
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	38
Oppland	37	0	3	36	33
Buskerud	20	0	4	19	17
Vestfold	3	0	0	3	2
Telemark	25	1	2	23	18
Aust-Agder	17	1	2	16	10
Vest-Agder	12	0	3	12	12
Rogaland	16	1	3	13	9
Hordaland	26	0	6	26	25
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	25
Møre og Romsdal	22	0	4	21	20
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	26
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	33
Nordland	67	9	23	55	42
Troms	36	2	13	34	30
Finnmark	79	5	5	74	44
Sum	515	23	74	482	395



Figur 12.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2016 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).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde i 2016 ca 18 % av alle observerte par, og arten ble observert i 90 % av tellerutene. Videre følger artene rødvingetrost, heipiplerke, måltrost, gjøk og bokfink for antall telleruter, mens heipiplerke og bokfink følger nærmest for antall observerte par (tabell 12.2).

Tabell 12.2 Oversikt over antall individ registrert for alle arter for de 379 TOV-E rutene med godkjente takseringer våren/forsommeren 2016. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall individ summert for punkttakseringene og linjetakseringene. Artene er sortert etter 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	341	90,2	8317	18,0	Trane	44	11,6	68	0,1
Rødvingetrost	258	68,3	1813	3,9	Tornsanger	43	11,4	139	0,3
Heipiplerke	237	62,7	3549	7,7	Svartmeis	43	11,4	64	0,1
Måltrost	237	62,7	1361	2,9	Smålom	42	11,1	82	0,2
Gjøk	225	59,5	742	1,6	Duetrost	41	10,8	92	0,2
Bokfink	221	58,5	2857	6,2	Snøspurv	40	10,6	209	0,5
Gråsisik	215	56,9	1017	2,2	Gulerle	40	10,6	143	0,3
Gråtrost	200	52,9	1395	3,0	Sandlo	38	10,1	105	0,2
Rødstrupe	197	52,1	1285	2,8	Møller	38	10,1	71	0,2
Trepiplerke	194	51,3	1310	2,8	Svartspett	37	9,8	51	0,1
Kråke	181	47,9	654	1,4	Gulsanger	36	9,5	57	0,1
Bjørkefink	180	47,6	1936	4,2	Storfugl	36	9,5	48	0,1
Grønnsisik	178	47,1	995	2,1	Tjeld	35	9,3	126	0,3
Jernspurv	176	46,6	475	1,0	Toppmeis	35	9,3	69	0,1
Steinskvett	169	44,7	638	1,4	Krikkand	35	9,3	51	0,1
Rødstjert	167	44,2	853	1,8	Trekryper	35	9,3	49	0,1
Kjøttmeis	166	43,9	584	1,3	Nøtteskrike	34	9,0	43	0,1
Svarttrost	165	43,7	936	2,0	Fjellvåk	33	8,7	47	0,1
Heilo	152	40,2	1156	2,5	Stokkand	32	8,5	98	0,2
Gjerdsmett	151	39,9	558	1,2	Toppand	32	8,5	92	0,2
Rødstilk	134	35,4	316	0,7	Gråmåke	31	8,2	255	0,6
Svarthvitfluesnapper	129	34,1	300	0,6	Fjelljo	31	8,2	64	0,1
Gransanger	127	33,6	760	1,6	Storlom	31	8,2	45	0,1
Fuglekonge	121	32,0	329	0,7	Rugde	31	8,2	41	0,1
Ravn	120	31,7	206	0,4	Lappspurv	28	7,4	163	0,4
Ringtrost	119	31,5	345	0,7	Skogsnipe	28	7,4	51	0,1
Ringdue	111	29,4	447	1,0	Spettmeis	27	7,1	42	0,1
Granmeis	109	28,8	216	0,5	Siland	26	6,9	77	0,2
Lirype	108	28,6	248	0,5	Ubestemt art	25	6,6	125	0,3
Enkeltbekkasin	107	28,3	245	0,5	Tårnseiler	25	6,6	70	0,2
Fiskemåke	106	28,0	671	1,4	Gråhegre	25	6,6	66	0,1
Munk	102	27,0	399	0,9	Kvinand	25	6,6	55	0,1
Sivspurv	101	26,7	335	0,7	Storspove	24	6,3	57	0,1
Strandsnipe	99	26,2	158	0,3	Svartbak	23	6,1	119	0,3
Linerle	98	25,9	152	0,3	Bergirisk	23	6,1	72	0,2
Orrfugl	92	24,3	181	0,4	Fossefall	23	6,1	25	0,1
Fjellrype	89	23,5	191	0,4	Lavskrike	22	5,8	33	0,1
Blåstrupe	81	21,4	272	0,6	Myrsnipe	21	5,6	70	0,2
Gråfluesnapper	79	20,9	177	0,4	Gråspurv	21	5,6	65	0,1
Grønnfink	76	20,1	229	0,5	Boltit	21	5,6	53	0,1
Flaggspett	72	19,0	132	0,3	Havørn	20	5,3	24	0,1
Grankorsnebb	69	18,3	587	1,3	Furukorsnebb	19	5,0	170	0,4
Småspove	69	18,3	217	0,5	Grønnspekk	19	5,0	22	< 0,1
Skjære	69	18,3	131	0,3	Grågås	18	4,8	373	0,8
Gluttsnipe	68	18,0	159	0,3	Sangsvane	17	4,5	39	0,1
Blåmeis	68	18,0	143	0,3	Ærfugl	15	4,0	112	0,2
Hagesanger	53	14,0	143	0,3	Laksand	14	3,7	206	0,4
Gulspurv	52	13,8	177	0,4	Sanglerke	14	3,7	95	0,2
Grønnstilk	50	13,2	200	0,4	Rødnebbterne	14	3,7	61	0,1
Låvesvale	50	13,2	131	0,3	Dvergalk	14	3,7	14	< 0,1
Buskskvett	50	13,2	85	0,2	Brunnakke	13	3,4	30	0,1
Dompap	46	12,2	66	0,1	Tårnfalk	13	3,4	14	< 0,1
Stær	44	11,6	158	0,3	Sildemåke	12	3,2	48	0,1

Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.	Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.
Løvmeis	12	3,2	15	< 0,1	Jerpe	4	1,1	8	< 0,1
Korsnebb sp	11	2,9	76	0,2	Jaktfalk	4	1,1	4	< 0,1
Kanadagås	11	2,9	40	0,1	Lappspove	4	1,1	4	< 0,1
Pilfink	11	2,9	23	< 0,1	Skjærpiplerke	3	0,8	9	< 0,1
Havelle	11	2,9	15	< 0,1	Kvartbekkasin	3	0,8	7	< 0,1
Vipe	11	2,9	15	< 0,1	Sædgås	3	0,8	7	< 0,1
Bøksanger	11	2,9	13	< 0,1	Storskarv	3	0,8	6	< 0,1
Vendehals	10	2,6	11	< 0,1	Hønsehauk	3	0,8	4	< 0,1
Kongeørn	10	2,6	10	< 0,1	Knoppsvane	3	0,8	3	< 0,1
Kaie	9	2,4	47	0,1	Myrhauk	3	0,8	3	< 0,1
Tyvjo	9	2,4	30	0,1	Myrsanger	3	0,8	3	< 0,1
Sivsanger	9	2,4	22	< 0,1	Spurvehauk	3	0,8	3	< 0,1
Svartand	9	2,4	22	< 0,1	Tretåspett	3	0,8	3	< 0,1
Temmincksnipe	9	2,4	18	< 0,1	Vandrefalk	3	0,8	3	< 0,1
Svømmesnipe	9	2,4	17	< 0,1	Bergand	2	0,5	2	< 0,1
Tornskate	9	2,4	10	< 0,1	Dobbeltbekkasin	2	0,5	2	< 0,1
Sidensvans	8	2,1	12	< 0,1	Dvergspett	2	0,5	2	< 0,1
Vintererle	8	2,1	12	< 0,1	Skogdue	2	0,5	2	< 0,1
Rosenfink	8	2,1	11	< 0,1	Terne sp	2	0,5	2	< 0,1
Makrellterne	7	1,9	50	0,1	Vepsevåk	2	0,5	2	< 0,1
Taksvale	7	1,9	37	0,1	Havsule	1	0,3	30	0,1
Nøttekråke	7	1,9	9	< 0,1	Bydue	1	0,3	14	< 0,1
Musvåk	7	1,9	8	< 0,1	Teist	1	0,3	5	< 0,1
Sandsvale	6	1,6	44	0,1	Toppdykker	1	0,3	2	< 0,1
Hettemåke	6	1,6	25	0,1	Dverglerke	1	0,3	1	< 0,1
Sjørre	6	1,6	24	0,1	Gresshoppesanger	1	0,3	1	< 0,1
Fjellerke	6	1,6	14	< 0,1	Haukugle	1	0,3	1	< 0,1
Lappiplerke	6	1,6	13	< 0,1	Hubro	1	0,3	1	< 0,1
Fiskeørn	6	1,6	7	< 0,1	Hærfugl	1	0,3	1	< 0,1
Gråspett	6	1,6	7	< 0,1	Islom	1	0,3	1	< 0,1
Jordugle	6	1,6	6	< 0,1	Kjernebiter	1	0,3	1	< 0,1
Varsler	6	1,6	6	< 0,1	Konglebit	1	0,3	1	< 0,1
Tornirisk	5	1,3	18	< 0,1	Lappmeis	1	0,3	1	< 0,1
Stjertmeis	5	1,3	9	< 0,1	Nattravn	1	0,3	1	< 0,1
Brushane	5	1,3	8	< 0,1	Sothøne	1	0,3	1	< 0,1
Fjæreplytt	5	1,3	6	< 0,1	Svarthalespove	1	0,3	1	< 0,1
Hvitryggspett	5	1,3	5	< 0,1	Svartstrupe	1	0,3	1	< 0,1
Kattugle	5	1,3	5	< 0,1	Tyrkerdue	1	0,3	1	< 0,1
Gravand	4	1,1	12	< 0,1	Åkerrikse	1	0,3	1	< 0,1
Horndykker	4	1,1	9	< 0,1	Sum	379		46 283	

Linjetakseringene resulterte for 2016 i flest observasjonsruter for lirype, fjellrype, heilo, rødstilk og strandsnipe 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.

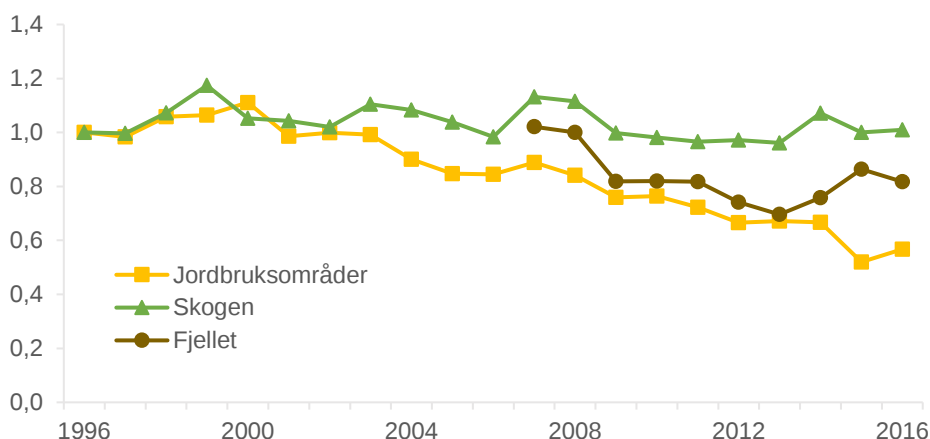
For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E viser vi til tabell 2 i Kålås et al. (2014a) for årene 2006-2013, samt til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> for hele perioden 2006-2016. Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekommende fuglearter. For de 76 artene hvor vi har tilstrekkelig med data (se første del av diskusjon) til å gjennomføre analyser for perioden 2006(08)-2016, indikeres det sterk bestandsnedgang for 3 arter (vipe, gjøk og lappspurv) og moderat nedgang for ca 24 arter. Her kan det bemerkes at artene med nedgang særlig har sin tilhørighet enten til jordbrukslandskapet eller til fjellet eller fjellnære områder. Det er for perioden 2006-2016 registrert bestandsvekst for 7 arter (trane, heipiplerke, gulerle, rødstjert, fuglekonge, duetrost og dompap).

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen, jordbrukslandskapet og fjellet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2016 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,34$, $p = 0,13$, $n = 21$). Denne indeksen inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 5 av de 24 inkluderte artene (rødstjert, grå fluesnapper, munk, gransanger og måltrost), og signifikant nedgang for 4 av artene (trepiplerke, rødstrupe, granmeis og løvsanger).

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2016 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,95$, $p < 0,001$, $n = 21$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (viipe, storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som tyder på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte jordbrukslandskapsartene.

Fugleindeksen for fjellet viser bestandsnedgang for perioden 2007-2016 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,63$, $p = 0,05$, $n = 10$). Det ble her registrert klar nedgang i indeksen fra 2007 til 2013, men med en stabilisering/økning de tre siste årene. Det er for den aktuelle tidsperioden registrert signifikant bestandsnedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (lirype, heilo, blåstrupe og lappspurv), mens det er registrert økning kun for heipiplerke.



Figur 12.2 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.

Observasjoner av pattedyr i 2016

Før 2016-feltsesongen ble det lagt til rette for også å rapportere inn pattedyr som ble observert under fugletakseringen. Dette ble rapportert inn for 347 telleruter, det vil si fra nær 90 % av rutene det ble gjennomført fugletakseringer på. For 156 (45 %) av disse rutene ble det ikke observert noen pattedyr.

Det ble rapportert villlevende pattedyr for 137 av tellerutene, og ikke uventet med flest observasjoner av hjortedyr. Rådyr, elg og hjort ble observert i flest telleruter, men det var også en del ruter med observasjoner av smågnagere, ekorn, hare og rev (**tabell 12.3**). Det ble observert husdyr i 105 av tellerutene og her dominerte observasjoner av sau (**tabell 12.3**).

Tabell 12.3 Pattedyr observert for de 347 TOV-E tellerutene der slike observasjoner ble innrapportert i 2016.

Art	Ant. ruter.	Ant. ind.	Art	Ant. ruter.	Ant. ind.
Viltlevende dyr			Husdyr		
Rådyr	31	67	Sau	76	3535
Elg	30	41	Tamrein	16	1000
Hjort	23	90	Storfe	20	269
Hare	23	31	Hest	18	56
Smågnager spp.	18	27	Katt	9	12
Rødrev	17	19	Geit	3	63
Ekorn	16	19	Sum	105	1885
Rein	7	414			
Spissmus spp.	6	8			
Røyskatt	5	6			
Bever	4	5			
Flaggermus spp.	3	3			
Oter	2	3			
Fjellrev	2	2			
Grevling	2	2			
Moskusfe	1	3			
Jerv	1	2			
Lemen	1	1			
Piggsvin	1	1			
Sum	137	1885			

12.3 Diskusjon

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 gjerne ha data fra mer enn 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 et slikt antall telleruter for i størrelsesorden 80 av våre landtilknyttede fuglearter. 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 (f.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 mindre presis informasjon om bestandsendringer for slike arter.

Blant de vanligst forekommende artene, som vi også får 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 mer regionalt nivå (f.eks. Sør-Norge og Nord-Norge).

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. Pr april

2016 gjenstår det slikt arbeid for 10 telleruter. Dette gjelder i hovedsak ruter som har fått justert/endret utlegging og som ikke er besøkt etter det. Slik litt mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett er gjort for 41 av rutene i de tre nordligste fylkene (**tabell 12.1**). For resten av Norge er dette gjort for 33 av rutene. Hoveddelen av disse justeringene ble utført før 2013-sesongen.

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 492 (95%) av de 515 opprinnelig uttrukket tellerutene. Av disse gjennomføres 418 (85%) etter de reglene som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (>12 besøkbare tellepunkt, inkludert roterte ruter). For de resterende 74 rutene er det brukt en noe 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. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter blir taksert hvert år. I 2016 ble det rapportert resultater fra 396 telleruter. Dette er en økning fra 2015 og det høyeste antall vi til nå har hatt i TOV-E (**figur 12.1**). Det var bare for Nordland fylke at det var taksører ute på under 80 % av de aktuelle rutene i 2016. Bare 4,3 % prosent av de takserte rutene måtte utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke var fulgt, og 379 av tellerutene fikk godkjent gjennomføring.

Datatilgangen for 2016 var da like over det målet (375 telleruter) vi har satt for antall inkluderte ruter i våre tidsserieanalyser for endringer av hekkebestandene av terrestriske fugl i Norge. Et såpass stor antall telleruter er ønskelig både for å sikre representativ informasjon og for å få tilstrekkelig med data til å kunne levere god statistikk for bestandsendringer for et godt utvalg av arter (Kålås & Husby 2002).

Den største utfordringen ved hekkfuglovervåkingen i TOV-E er fortsatt å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Dette arbeidet har foregått kontinuerlig siden starten av prosjektet. Tiltak som er gjennomført, er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering, og utskifting av regionledere. Publisering og tilbakemelding av resultater til feltpersonell er også del av tiltakene. Som del av arbeidet med motivering av feltarbeidere ble data for bestandsvariasjoner for 76 fuglearter 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). Nå er data også gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>), og informasjon om resultater fra TOV-E ble presentert i Vår Fuglefauna før feltsesongen både i 2016 (Kålås et al. 2016) og i 2017 (Husby et al. 2017). For å bedre dekning av ruter er det dessuten hentet inn taksører fra utlandet (omfattet 3 personer og 41 takseringsruter i 2016).

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 Nord universitet sitt studium i 'Fuglekjennskap' 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 og omfatter 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 60 % av deltakere med tildelte TOV-E ruter i 2016 (68 % av rutene) avlagt eksamen i artsbestemmelse av fugl både ut fra utseende og lyd i Fuglekjennskap.

Bruk av bestandsindekser for fugl i jordbruksområder, skog og fjell

Den landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl i TOV-E leverer data til tre av Miljøstatus sine indikatorer for naturmangfold (se <http://www.miljostatus.no/> som er Miljødirektoratet sitt nettsted for miljøsituasjonen i Norge). Her presenteres bestandsindekser for naturtypene jordbrukslandskap og skog som er kombinerte data fra TOV-E med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2008, og for fjell for perioden 2007-2016 som utelukkende er basert på TOV-E data (**figur 12.2**). Disse indeksene viser en pågående nedgang for arter i jordbrukslandskapet, og en nedgang i fjellet som ser ut til å ha stabilisert seg de siste tre årene. For artene som er sterkest knyttet til skog, har det vært en mer stabil bestandsutvikling. Data fra TOV-E benyttes også i Naturindeks for Norge (Framstad 2015) og i Budsjettnemda for jordbruket sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettnemda for jordbruket 2014).

For perioden fram til 1996-2006 inkluderer datasettene for jordbrukslandskapet og skogen bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for perioden fram til 2013 inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra disse to indeksene ikke nødvendigvis er helt representative for bestandsendringer i hele Norge for denne perioden. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer som skjer for de aktuelle arealtypene i Norge. Fra og med 2009 baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket.

Øvrig bruk av TOV-E data

I løpet av de siste årene er TOV-E data dessuten benyttet i en nordisk sammenstilling av data for endringer av fuglebestander i fjell og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014a), hvor det ble dokumentert betydelig bestandsnedgang for flere av de aktuelle artene i 10-årsperioden 2002-2013. Det er også plan for et europeisk samarbeid når det gjelder bestandsovervåking av fugl i fjellområder der TOV-E data vil utgjøre en viktig komponent (Lehikoinen et al. 2016). 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 jordbrukslandskapets fuglebestander i Trøndelag har hatt signifikant nedgang (Husby et al. 2014a), og at fuglebestandene i Trøndelag ser ut til å ha respondert på klimændringene i samsvar med artenes klimapreferanser (Husby et al. 2014b).

TOV-E data rapporterer også til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (EBCC, Pan European Common Bird Monitoring Schemes (PECBMS)² som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander. Disse PECBMS -dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators^{3,4}) som administreres av European Environment Agency (EEA). Videre rapporteres TOV-E data for skog og jordbrukslandskapet til UNEP-World Conservation Monitoring Centre sin Wild Bird Index⁵. Dette er del av et globalt arbeid for overvåking og ivaretagelse av biologisk mangfold (Biodiversity Indicator Partnership (BIP)) og er knyttet til Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD).

Observasjoner av pattedyr

Erfaringene med registreringer av pattedyr i 2016 var gode, med i all hovedsak positive tilbakemeldinger fra feltpersonalet. 2016 var et prøveår for slike observasjoner, og erfaringene tilsier at registreringer av pattedyr innføres permanent som del av TOV-E. Det var, ikke uventet, relativt få ruter med observasjoner av viltlevende pattedyr. På sikt kan imidlertid denne type data gi oss innsikt i bestandsutvikling for arter som naturlig har store variasjoner i bestandsstørrelse og som vi nå har lite slik informasjon om. Dette gjelder f.eks. mer innsikt i variasjoner i forekomster av smågnagere i forskjellige deler av Norge og endringer i bestander av rev, hare og ekorn.

² <http://www.ebcc.info/pecbm.html>

³ http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm

⁴ <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species/abundance-and-distribution-of-selected-4>

⁵ <https://www.bipindicators.net/indicators/wild-bird-index>

Vedlegg 12.1 Oversikt over feltpersonell i TOV-E 2016

Oversikt over personer som hadde tildelte TOV-E takseringsruter i 2016.

Navn	Ant. ruter	Navn	Ant. ruter	Navn	Ant. ruter
Rolf E. Andersen	1	Finn Hauge	1	Paul Tore Nielsen	2
Johannes Erik Anonby	2	Kjell-Ove Hauge	1	Espen Sundet Nilsen	1
Arnfred Antonsen	1	Jo Heggset	1	Yngve Nilsen	6
Jon Bekken	1	Kristin Heidal	1	Frank Nygård	2
Tonje Evang Berland	3	Anders Heien	2	Atle Ivar Olsen	3
Håkan Billing	2	Øyvind Heldal	6	Torbjørn Opheim	1
Raymond Birkelund	3	Trine Hilstad	4	Samu Piha	18
Sverre Birkelund	1	Svein Hjelmeset	1	Knut Olav Raen	3
Anders Bjordal	2	Gry Løvlien Holen	1	Bjørn Rismyhr	1
Jo Torvik Bjørbeek	3	Thorstein Holtskog	2	Simon Rix	5
Nils Chr. Bjørgo	5	Knut-Sverre Horn	2	Jan Erik Roel	14
Kjell Blandhol	1	Iordan Hristov	15	Odd Rygh	7
Gøran Bolme	2	Harald Hunderi	3	Hege Rølvåg	1
Tom Skånsar Borgersen	7	Olaf Hunsdal	3	Jan Ove Sagerøy	1
Svein Arne Bratli	2	Magne Husby	1	Steve Saltermark	1
Torgrim Breiehagen	3	Mia Husdal	1	Rolf Sandven	1
Anders Braanaas	3	Tor Egil Høgsås	1	Jostein Sandvik	3
Stein Bukholm	1	Hans Martin Høiby	2	Kjell Magnus Sarre	1
Leif Roar Bævre	8	Terje Håheim	1	Bjørn-Tore Rekve Seim	1
Per Willy Bøe	4	Halvor Ingul	1	Johan Sirnes	1
Per Bådshaug	1	Ørjan Werner Jenssen	1	Ronny Skansen	2
Fredrik Calmeyer	3	Håvard Johnsen	3	Henry Skevik	2
Øystein Carlsen	2	Hans Ola Jordet	6	Audun Skrindo	2
Reidar Demmo	1	Per Ingebrigt Karbø	3	Ivar Sleveland	1
Jon Djupvik	6	Jan Helge Kjøstvedt	1	Eivind Smørvik	1
Markus Dreyer	2	Terje Kolaas	5	Rune Solvang	1
Håvard Eggen	9	Jim Kristensen	1	Frantz Sortland	3
Knut Eie	19	Astrid Wenseth Kure	1	Helge Staven	2
Steinar Eldøy	1	Elisabeth Kvivesen	3	Ole Knut Steinset	1
Arne Engås	1	Andreas Landrø	1	Bjørn Arild Steinsmo	2
Audun Eriksen	6	Erlend Landsverk	3	Maria Stenklev	2
Heidi Tangen Eriksen	3	Jim Lea	1	Christian Stolz	3
Øyvind Fjeldsgård	1	Hampus Lejon	8	Jarl Strømdal	7
Magnus Jonas Fjell	1	Arild Lindgaard	1	Gisle Sæterhaug	2
Knut Fure	1	Toril Lohne	3	Ole Martin Sæterhaug	1
Eskil Furuheim	3	Lars Lorentzen	3	Ståle Sætre	1
Unni Ragnhild Bjerke Gamst	1	Per A. Lorentzen	3	Thorleif Thorsen	3
Arild Gauteplass	1	Sverre Lundemo	5	Karl Gisle Thorvaldsen	1
Øyvind Gjerde	1	Arnold Lysfjord	1	Sigmund Tveiten	1
Thoralf Gjuvslund	2	Jan Helge Løvik	4	Gunnar Uglem	6
Ivar Egil Gjøra	5	Sven Inge Marcussen	5	Roald Vang	2
Ola Ragnar Gjøra	12	Morten Martinsen	2	Tore Vang	1
Stig Gorseth	1	Svein Melum	4	Bernt Jarle Vatland	2
Gjermund Graver	3	Torill Midtun	5	Tellef Barøy Vestøl	3
Kjell Grimsby	1	Børje Cato Moen	4	Marius von Glahn	7
Pål Martin Grønlien	6	Ola Moen	3	Jørulf Vullum	1
Morten Günther	1	Jostein Moldsvor	2	Per Inge Værnesbranden	2
Inge Hafstad	1	Kjetil Mork	2	Tor Wang	1
Oddvar Hagen	1	Torkjell Morset	1	Tommy Wernberg	2
Oddvin Hagen	1	Einar Georg Mortensen	2	Kjell Woxmyhr	1
Per Jan Hagevik	4	Jostein Myromslien	5	Rune Zakariassen	1
Øyvind Halgunset	1	Merete Myromslien	2	Ragnar Ødegaard	1
Odd Hallaråker	2	Anders Faugstad Mæland	2	Tor Ålbu	2
Tor Magnus Hansen	8	Pål Mølnvik	1		
Kåre Haugan	4	Ingvar Måge	1		

13 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., Bruteig, I.E., Framstad, E., Sloreid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. – *NINA Rapport* 52, 47s.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørli, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – *NINA Oppdragsmelding* 758: 1-46.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – *Journal of Vegetation Science* 20: 779-790.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. – *NINA Oppdragsmelding* 610: 1-43.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – *NINA Oppdragsmelding* 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 33: 237 pp.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2007. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. – I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagerer og fugl*. NINA Rapport 262. s. 16-32.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. – *Journal of Statistical Software* 67:1-48.
- 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.
- Bobbink, R. & Hetteling, J.-P., red. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. – *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010*.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – *NINA Oppdragsmelding* 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – *NINA Oppdragsmelding* 131: 1-66.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – *NINA Oppdragsmelding* 91: 1-90.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. – *J. Veg. Sci.* 8: 329-336.
- Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. – *Allforsk rapport* 9: 1-40.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from 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., Pietiäinen, 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.
- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – *Basic Appl. Ecol.* 4: 493-506.
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – *Oecologia* 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding success of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, 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.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. – Upublisert rapport.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – *Ecography* 24: 555-568.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica XVII*. Göttingen. 258 pp.
- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4 year period in northern Sweden. – *Wahlenbergia* 4: 1-114.
- Evju, M. & Bruteig, I.E. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. – *The Lichenologist* 45: 35-50.
- Evju, M., Bruteig, I. E. & Myklebost, H. E. 2012. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund i 2011. – I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 840: 45-56.
- Evju, M., Myklebost, H. E. & Bruteig, I. E. 2015. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. – NINA Rapport 1153. 51 s.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. – *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. – *Vegetatio* 86: 143-150.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. – *Vegetatio* 95: 149-158.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. – *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 9.
- Forsgren, E., Aarrestad P.A., Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. – NINA Rapport 1210. 133 s.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. – *Fauna* 62 (1-2): 2-11.

- Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. – Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015. 132 sider.
- 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, D., Bruteig, I.E., Larsen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006. – I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 262: 38-65.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – *Biol. Cons.* 58: 357-366.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – *Oikos* 106: 85-92.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. s., Artsdatabanken, Norge.
- 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, A. 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, NY, US.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, M.O., Mountford, J.O. et al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. – ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon.

- Hill, M.O., Preston C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy D.B. 2007. BRYOATT, Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. - NERC Centre for Ecology & Hydrology and Countryside Council for Wales.
- Hill, M.O., Roy, D.B., Mountford, J.O. & Bunce, R.G.H. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: An algorithmic approach. - *Journal of Applied Ecology* 37: 3-15.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyt-vegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. - NINA Oppdragsmelding 834, 33s.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. - DN-notat 1992-3.
- 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. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. - NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. - I: *Natur og næring i samspill* (Grande, J., Husby, M. & Moa, P., red.). Akademika forlag, Trondheim. ss. 225-244
- 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., Vang, R., Dyrhaug, E. & Kålås, J.A. 2017. Hvilke fuglearter har flest nett-visninger, og deres bestandstrender i TOV-E. - *Vår Fuglefauna* 2017: 12-15.
- 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.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. - *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". - DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. - *PNAS* 108: 1970-1974.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - *Eco-systems* 16: 561-575.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. - *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology match-ing with sub-arctic birch. - *Global Change Biology* 17: 2071-2083.
- 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.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.

- Krohn, O. & Hardeng, G. 1981. Vestfjella og Rausjømarka. En naturfaglig og skoglig sammenlikning. – Ås, Inst. Skogskjøtsel, Norges Landbrukshøgskole.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Solvang, H., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014a. Spatial distribution and settlement strategies in willow ptarmigan. - *Population Ecology* 57: 151-161.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014b. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). - *Journal of Ornithology*: 1-13.
- Kålås, J.A., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. & Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. – Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/Rod-liste/Artsgruppene/Fugler>
- 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., Husby, M. & Vang, R. 2016. TOV-E – artsindekser på nett. – *Vår Fuglefauna* 39: 24-28.
- Kålås, J.A., Jepsen, J.U., Bakkestuen, V., Myklebost, H. & Aarrestad, P.A. 2015. Bjørkemålere i TOV-områdene. Metodemanual 2015. Versjon 1.0. – Intern NINA-rapport. Upubl.
- Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. NINA Oppdragsmelding. 1-41 s.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). – *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- Landbruksdirektoratet 2016. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. 1pril 2015 – 31. mars 2016. – Landbruksdirektoratet Rapport 24/2016.
- 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. 2014a. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014b. A common montane bird indicator for North Europe. – *Bird Census News* 27/1-2: 11-16.
- Lehikoinen, A., Callandine, J., Capedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Green, M., Grueneberg, C., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Pladevall, C., Prince, K., Rossi, P., Sattler, T., Sirkiä, P.M., Schmid, H., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2016. A common montane bird indicator for Europe. - *BirdNumbers* 2016: 36.
- 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
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. – DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Lund, E., Aas, W., Høgåsen, T. & Larssen, T. 2012. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007–2011. – NIVA-report 6448-2012. Climate and Pollution Agency TA-2991/2012.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. – T & A.D. Poyser, London.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring, UK.
- 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.
- Medl. St. 14 (2015-2016) Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. – Melding til Stortinget. Klima- og miljødepartementet. 155 s.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk. Hønefoss.
- 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.
- 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.
- Nobis, M. & Hunziker, U. 2004. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. – *Agricultural and forest meteorology* 128: 243-250.
- 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.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- 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., 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. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. – *Oikos* 29: 336-341.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. – *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter. – I Donker, M., Eijsackers, H. & Heimback, F. (eds) *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee. S. 373-382.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – *Ecography* 15: 226-236.
- Oksanen, 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.
- Olofsson, J., te Beest, M. & Ericson, L. 2013. Complex biotic interactions drive long-term vegetation dynamics in a subarctic ecosystem. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 368: 20120486 <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0486>
- Olofsson, J., Tømmervik, H. & Callaghan, T.V. 2012. Vole and lemming activity observed from space. – *Nature Climate Change* 2: 880-883.
- 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, A.O., Bardsen, B.J., Yoccoz, N.G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. - *Journal of Wildlife Management* 76: 308-316.
- 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., Broseth, H., Ims, R.A., Svendsen, W. & Yoccoz, N.G. 2004. Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan. - *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271: 381-385.
- R (R Development Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - *Nature* 215: 208-210.
- Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. - NIJOS rapport 06/05: 1-32.
- Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. *Pl. Soil* 199: 141-152.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. - *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Royle, J.A., Dawson, D.K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. - *Ecology* 85: 1591-1597.
- 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.
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Broseth, H. & Pedersen, H.C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. - *Journal of Animal Ecology* 80: 244-258.
- 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.
- Sigmond, E.M.O, Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge 1: 1 000 000. - Trondheim. Norges Geologiske Undersøkelse.
- Sillett, T.S., Chandler, R.B., Royle, J.A., Kéry, M. & Morrison, S.A. 2012. Hierarchical distance-sampling models to estimate population size and habitat-specific abundance of an island endemic. - *Ecological Applications* 22: 1997-2006.
- 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
- Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R. B., Royle, J. A. & Sillett, T. S. 2015. An open-population hierarchical distance sampling model. - *Ecology* 96: 325-331.
- Stabbetorp, O.E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser i boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. - NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.
- Steen, J.B., Steen, H., Stenseth, N.C., Myrberget, S. & Marcstrom, V. 1988. Microtine density and weather as predictors of chick production in willow ptarmigan, *Lagopus l. lagopus*. - *Oikos* 51: 367-373.
- 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.
- Stephens, P.A., Mason, L.R., Green, R.E., Gregory, R.D., Sauer, J.R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S.H.M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R.P.B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Noble, D.G., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sattler, T., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van strien, A.J., van Turnhout, C.A.M., Vorisek, P. & Willis, S.G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. - *Science*, 352: 84-87.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. - NIJOS report 03/2006, Ås
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. - *Ecography* 25: 81-87.

- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. – *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. – *Ambio* 32: 91-97.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. – *Planta* 27: 30-60.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- 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.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. – *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 1997: 1-44.
- Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated biphenyl congeners in bird eggs from Norway. – *Environmental pollution* 156: 1204-1210.
- Økland, R.H. 1995a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss *Hylocomium splendens* partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. – *Oikos* 106: 565-575.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in 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. & 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. & Engan, G. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i 2015 i Sør-Trøndelag. – I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* NINA Rapport 1279: 31-47.
- 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. 2013. 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., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2015. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret i 2014. – I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* NINA Rapport 1186: 17-24.

- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. – I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport. 490: 70-79.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIOS Rapport 06/2004: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2016. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2015. – I: Framstad, E. (red). Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 43-49.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 490: 80-84.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – Raval-sjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. - I Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 840. 107 s.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O. & Myklebost, H. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell. – I Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 22-31.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. – NINA Rapport 1157. 98 s.
- 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 forurensset 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: 978-82-426-3101-5

1376

NINA Rapport

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