

1608

NINA Rapport

Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

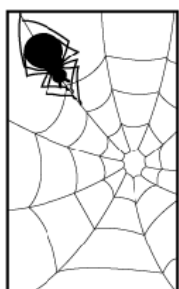
Annen publisering

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 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 150

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

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

Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, januar 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3349-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Markus Sydenham

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

OPPDRAAGSGIVERS REFERANSE

M-1268|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum, Ole Einar Butli Hårstad (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Undersøkelse av markvegetasjonen i granskog i Gutulia nasjonalpark, 2017 © Jørn-Frode Nordbakken, NIBIO

NØKKEWORD

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

KEY WORDS

Terrestrial environment – monitoring – climate variation – pollution – natural dynamics – ground vegetation – epiphytes – small rodents – 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

Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.

Program for terrestrisk naturovervåking startet i 1990 og omfatter undersøkelser av vanlige planter og dyr i 6 områder i bjørkeskog og 11 i granskog. Her ses resultatene fra 2017 i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

Markvegetasjonen i Møsvatn har siden 1997 endret seg fra fattige lyng- og bærlyngdominerte typer til svakt rikere lågurttyper med større innslag av gras og starr. Dette skyldes dels påvirkning av langtransportert nitrogen. Flere bjørkemålerangrep har også tilført nitrogen fra ekskrementer og gitt mer lys til bakken. Sammen med lengre og mildere vekstsesong på høsten har dette ført til noe mer baserikhet i jorda og økt næringstilgangen til plantene.

Markvegetasjonen i granskog i Gutulia nasjonalpark viste i 2017 betydelig tilbakegang i antall registrerte arter av karplanter, moser og lav, både fra begynnelsen av overvåkingen i 1989 og siden forrige registrering (2009). Siden 1989 var det tilbakegang i mengde for 14 karplantearter og 16 mosearter; bare én torvmoseart økte i mengde. Artssammensetningen har endret seg mot vegetasjon på næringsfattige voksesteder.

I Møsvatn har mengden epifytter på bjørketrær økt over overvåkingsperioden og er nå over 100 %. Mengde busklav har økt også siden 2012, mens økning i bladlav har stagnert. Andel skadd lav er liten og lavere enn i 2012. Endringene tyder på mindre svovelnedfall og gunstig klimautvikling med lengre vekstsesong, økt temperatur og nedbør.

I perioden 2014-2017 har Dividalen hatt utbrudd av bjørkemålere i 2014, mens det har vært en økning i forekomst i øvrige områder, med betydelige beiteskader på bjørkeblader i Åmotsdalen i 2017.

Smågnagere viser nokså regelmessige bestandstopper i Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, men mer uregelmessige og lavere toppe i øvrige TOV-områder. I 2017 var det forholdsvis høye bestander av smågnagere i Møsvatn og Åmotsdalen, lavere toppe i Solhomfjell, Finse og Gutulia, og bunnår i Børgefjell og Dividalen. Få smågnagere ble fanget i Lund, men en del individer ble observert. I de fleste områdene dominerte klatremus og til dels markmus i fangstene, bortsett fra på Finse der lemen og fjellmarkmus dominerte.

Ungeproduksjonen for kongeørn lå i 2017 noe under gjennomsnittet for overvåkingsperioden for Børgefjell, Møsvatn, Gutulia og Lund og noe over for Åmotsdalen og Solhomfjell. Produksjonen i 2017 var likevel noe høyere enn i 2016 for de fleste områdene i Sør-Norge, trolig pga. større smågnagerbestander og bedre tilgang på ryer og annet bytte. Ungeproduksjonen for jaktfalk var lavere i 2017 enn i 2016, omtrent som gjennomsnittet for overvåkingsperioden i Møsvatn og lavere i Børgefjell og Åmotsdalen.

Rypetakseringene i 2017 viste få endringer fra 2016 for de fleste TOV-områdene. I Børgefjell og Lund ble få ryer observert. Også i Dividalen ble det estimert nokså lave tettheter, mens estimatene for Åmotsdalen var ganske høye. For Møsvatn ble det observert flere ryer og høyere ungeproduksjon enn i noen tidligere år.

Antall observasjoner av stasjonære spurvefugler i 2017 lå over medianen for overvåkingsperioden for Dividalen, Åmotsdalen og Lund og under for øvrige områder. For de fem områdene i fjellet er antall observasjoner i siste tiårsperiode lavere enn i foregående tiårsperiode. Nedgang i spurvefuglbestander er også dokumentert for andre fjellområder i Fennoskandia. Ungeproduksjonen hos svarthvit fluesnapper i 2017 var generelt god i alle fire områdene med slike studier.

Det er god sammenheng mellom klekkesidspunkt og maitemperatur, men disse viser ikke noen klar endring gjennom overvåkingsperioden.

Den arealrepresentative overvåkingen av hekkefugler viste flest observasjoner av løvsanger (17,5 %), heipiplerke (7,4 %) og bokfink (6,6 %). Siste drøyt ti år viser takseringene klar nedgang for 26 av 76 fuglearter med tilstrekkelige data og bestandsvekst for ti arter. Arter med bestandsnedgang er særlig knyttet til henholdsvis jordbrukslandskapet og fjellet/fjellnære områder, men også noen arter i skog har gått tilbake.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2019. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2017: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 1608. Norwegian Institute for Nature Research.

The TOV Monitoring Program started in 1990 and covers common plants and animals in 6 birch forest and 11 spruce forest sites. Here, we compare results from 2017 to those from previous years.

Since 1997, the ground vegetation in Møsvatn has changed from domination by dwarf shrubs to slightly richer vegetation with herbs and grasses. This is partly due to atmospheric nitrogen deposition. Several moth attacks have supplied nitrogen from excrements and reduced crown cover. Along with longer and milder fall growing seasons, this has led to increased nutrient supply to plants.

The ground vegetation in spruce forest in Gutulia National Park showed significant decline in the number of species of vascular plants, bryophytes and lichens recorded in 2017, both from 1989 and since the last survey (2009). Since 1989, 14 vascular plant species and 16 species of bryophytes have declined in quantity; only one peat moss has increased. The species composition has changed towards vegetation on nutrient-poor sites.

In Møsvatn, the cover of epiphytes on birch trees has increased over the monitoring period to over 100%. The amount of fruticose lichens has increased since 2012, while the increase in foliose lichens has stopped. The proportion of damaged lichens is small and lower than in 2012. The changes reflect less sulphur deposition and favourable climate development with longer growing season, increased temperature and precipitation.

During 2014-2017, Dividalen had outbreaks of birch moths in 2014, and there is an increase in their incidence in other areas, with significant damage to birch leaves in Åmotsdalen in 2017.

Small rodents show rather regular population peaks in Møsvatn, Åmotsdalen and Børgefjell, but more irregular and lower peaks in other areas. In 2017, there were relatively high populations of small rodents in Møsvatn and Åmotsdalen, lower peaks in Solhomfjell, Finse and Gutulia, and low years in Børgefjell and Dividalen. Few rodents were caught in Lund, but some individuals were observed. In most areas, bank voles and partly field voles dominated, except at Finse where lemmings and tundra voles dominated.

In 2017, production of young in golden eagles was somewhat below average for the monitoring period for Børgefjell, Møsvatn, Gutulia and Lund and somewhat above at Åmotsdalen and Solhomfjell. Production in 2017 was nevertheless somewhat higher than in 2016 for most of southern Norway, probably due to larger rodent populations and better supply of grouse and other prey. Production of young in gyrfalcons was lower in 2017 than in 2016, roughly the average for the monitoring period in Møsvatn and lower in Børgefjell and Åmotsdalen.

Surveys of willow grouse in 2017 showed few changes from 2016 for most TOV areas. In Børgefjell and Lund few grouse were observed. Dividalen was also estimated to have rather low densities, while estimates for Åmotsdalen were quite high. For Møsvatn, more grouse and higher production of young were observed than in any previous years.

In 2017, observations of stationary passerine birds were above the median for the monitoring period for Dividalen, Åmotsdalen and Lund and below for other areas. In the mountains, observations in the last 10 years were lower than in the previous 10-year period. Decline in passerine birds is also documented for other mountain areas in Fennoscandia. Production of young in pied fly catchers was generally good in all four areas with such studies. There is good correlation

between hatching times and May temperatures, but they do not show any trend over the monitoring period.

The representative monitoring of nesting birds showed the most observations of willow warbler (17.5%), meadow pipit (7.4%) and chaffinch (6.6%). Over the last 10 years, monitoring shows a clear decline for 26 of 76 bird species with sufficient data and increase for 10 species. Species with population decline are especially associated with agricultural landscapes and mountains, but also include some forest species.

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 Møsvatn	22
3.1 Metoder.....	22
3.2 Endringer Møsvatn i perioden 1997-2017	23
3.3 Diskusjon	29
3.4 Konklusjon	32
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017	34
4.1 Områdebeskrivelse og metoder	34
4.2 Vegetasjonsendringer i Gutulia i perioden 1989-2017	37
4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Gutulia.....	46
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2017	50
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2017	57
6.1 Metode	57
6.2 Resultater fra Møsvatn	57
7 Bjørkemålere.....	67
7.1 Metoder.....	67
7.2 Resultater.....	68
7.3 Konklusjon	70
8 Smågnagere	71
8.1 Metoder.....	71
8.2 Resultater.....	72
8.3 Konklusjon	75
9 Rovfugler	78
9.1 Metoder.....	78
9.2 Resultater.....	79
9.3 Diskusjon	79
10 Hønsefugl	83
10.1 Metoder.....	83
10.2 Gjennomføring	84
10.3 Resultater.....	85
10.4 Diskusjon	86
11 Spurvefugl.....	88
11.1 Metoder.....	88
11.2 Resultater.....	90

11.3 Diskusjon	94
12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E	99
12.1 Metoder.....	100
12.2 Resultater.....	102
12.3 Diskusjon	108
13 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV.....	111
14 Referanser	113

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 8, 13	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 ut-valgte organismer/næringskjeder. 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 2017, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i TOV-områdene Møsvatn (Telemark) og Gutulia nasjonalpark, epifytter på trær i Møsvatn, samt faunaen i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2017, 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 for bjørkemålere, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Magni Olsen Kyrkjeeide 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 2017 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- Jan Erik Jacobsen ved NIBIO takkes for kjemiske analyser av jordprøver fra Møsvatn.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividal takkes Statskog ved John Lambella og Kjetil Letto, for Børgefjell Røyrvik Auto ved Kent Mikkelsen, for Åmotsdal Sten L. Svartaas, for Gutulia Engerdal Fjellstyre ved Ole Opseth og Jan Nordvålen, for Møsvatn Lena Romtveit, for Solhomfjell Anders K. Wollan, og for Lund Magma Geopark ved Pål Thjømøe.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Gutulia nasjonalpark takkes May Brit Trydal, Fylkesmannen i Trøndelag ved Kirsten Thyrum og Fylkesmannen i Hedmark ved Ragnar Ødegård for organisering/hjelp med båttransport samt lån av hytte i Gutulia. Maud Martz som hadde arbeidstreningsopphold ved NIBIO i 2017, takkes for hjelp med datapunching. Rune Halvorsen takkes for artsbestemmelse av de mosene som ikke kunne bestemmes i felt. Vi takker også kolleger og andre som har vært med på feltarbeid eller bidratt praktisk i tidligere analyseomløp i Gutulia.
- For undersøkelsene av epifytter takkes Håkon Holien for hjelp til bestemmelse av innsamlet materiale.
- For undersøkelsene av smågnagere takkes Dag Svalastog for feltinnsamling (Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen) og labarbeid, samt Torleif Skipstad (Lund), Jan Nordvålen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), Kjetil Letto (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), Magnus Beyer Brattli og Kristian Sivertsen (spurvefugl). I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy

Bøe, Emil Krokan og Øyvind Aas, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas og Morten Sæterhaug. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført av Jan Ove Gjershaug. I Gutulia har Kjell Isaksen og Frode Nordang Bye 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.

- Takseringene av lirype er utført av Sten Svartaas, Bjørn Frøysa, Snorre Johnsen, Torgeir Ekseth, Steinar Karlsen, Tone Røønning, Per Dahle og Eirik Skurdal.

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

Oslo, januar 2019
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 langtransportert luftforurensing 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 vernet 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 utgjør dermed 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 forurensinger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk blir derfor i liten grad fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder for 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 8 av de opprinnelig 10 områdene i granskog som del av TOV, dvs. at til sammen overvåkes ni områder i granskog (inkl. Solhomfjell).

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 forurensingsbelastninger som gjør dem interessante i overvåkingen.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for kongeørn, jaktfalk og en rekke spurvefuglarter som kan indikere effekter av endringer i klima og påvirkning av langtransportert luftforurensing. 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 langtransportert forurensing sammenliknes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensinger. 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 fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) samt i annen rapportering om tilstanden for biologisk mangfold i Norge. Dataene blir også brukt i ulike forskningsprosjekter og i viten-

skapelig publisering av forskere ved NINA, NIBIO og UiO og samarbeidspartnere. Så langt er en rekke vitenskapelig artikler publisert om endringene i markvegetasjonen og mulige årsaker til dette, hvorav noen av de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Ohlson et al. (2009), Rydgren et al. (2007), R.H. Økland & Bakkestuen (2004), T. Økland et al. (2004a). Data fra TOV for øvrige økosystemkomponenter er også publisert i flere vitenskapelige artikler: Ehrich et al. (in press), Evju & Bruteig (2013), Fraixedas et al. (2017), Gjershaug et al. (2018), Lehikoinen et al. (2014, 2018), Lindström et al. (2015), Pedersen et al. (2004), Selås & Kålås (2007), Selås et al. (2011a,b, 2018), Solbu et al. (2018), Stephens et al. (2016). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere vitenskapelige artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Gjershaug et al. (2008), Herzke et al. (2005), Kålås et al. (2000), Mariussen et al. (2008), Pedersen et al. (2006), Vetter et al. (2008).

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 forvaltningens behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er delvis 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 2017 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 Møsvatn, samt markvegetasjonen i barskog i Gutulia nasjonalpark utført av NIBIO. For nærmere beskrivelser av målsetting 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, vitenskapelig artikler og monografier (jf. over), samt 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 2017 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet, samt for markvegetasjonen i Gutulia nasjonalpark (**figur 2.1**). TOV-områdene er plassert fra sør til nord med store forskjeller i nedfall av langtransportert forurensing (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, kun en viss grad av utmarksbeite, 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 (glimmer-skifer, 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).

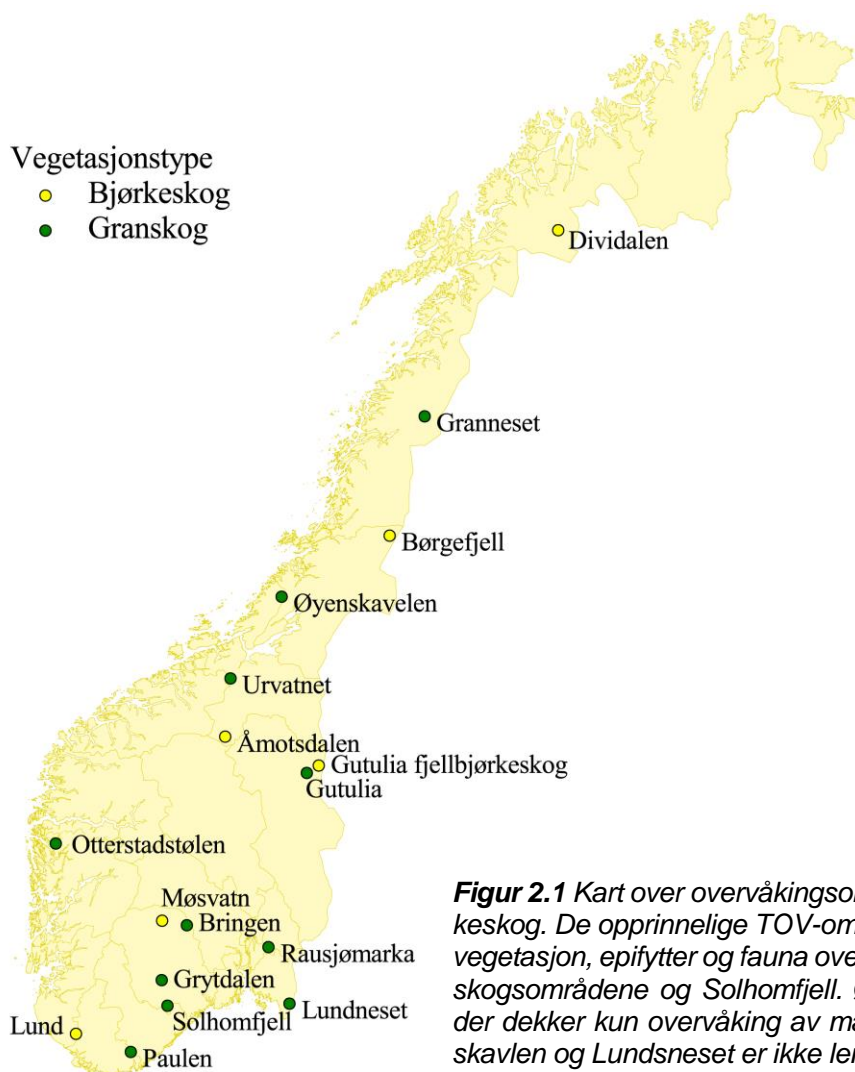
Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene i bjørkeskog, samt Solhomfjell.

	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-ar-kose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
Nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
Middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
Middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
Totalt svovel-nedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
Totalt svovel-nedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
Totalt nitrogen-nedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
Totalt nitrogen-nedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

Vernestatus: NR naturreservat, LVO landskapsvernområde, NP nasjonalpark

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

Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & T. Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, 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; forurensingsdata 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, fra ca. 450 til 1000 moh. Heirområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogtyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Åmotsdalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovre-fjell) 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, 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, 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, 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, fra ca. 300 til 650 moh. Heihabitatenes domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund

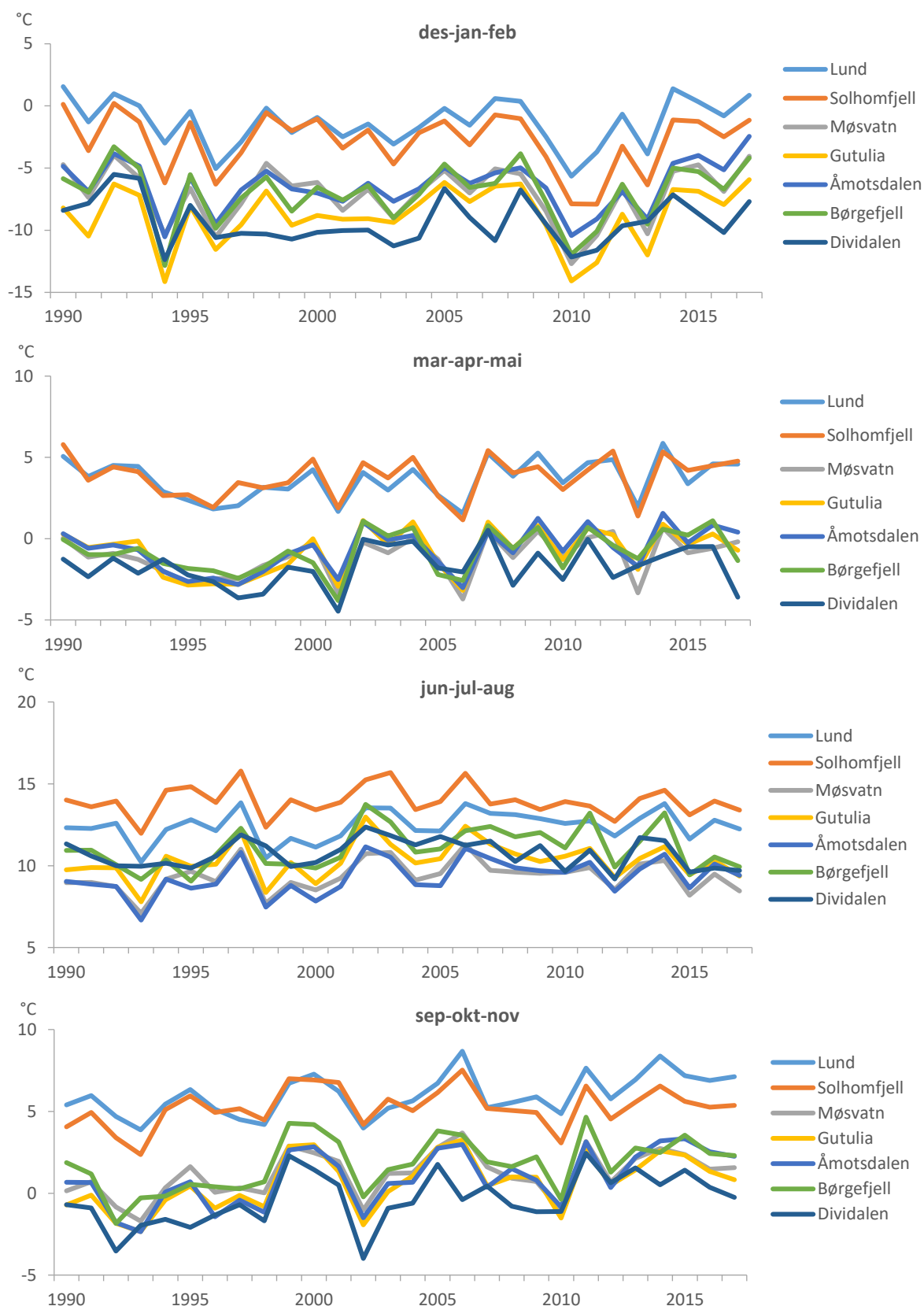
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmotjønnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra varmekjære skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng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

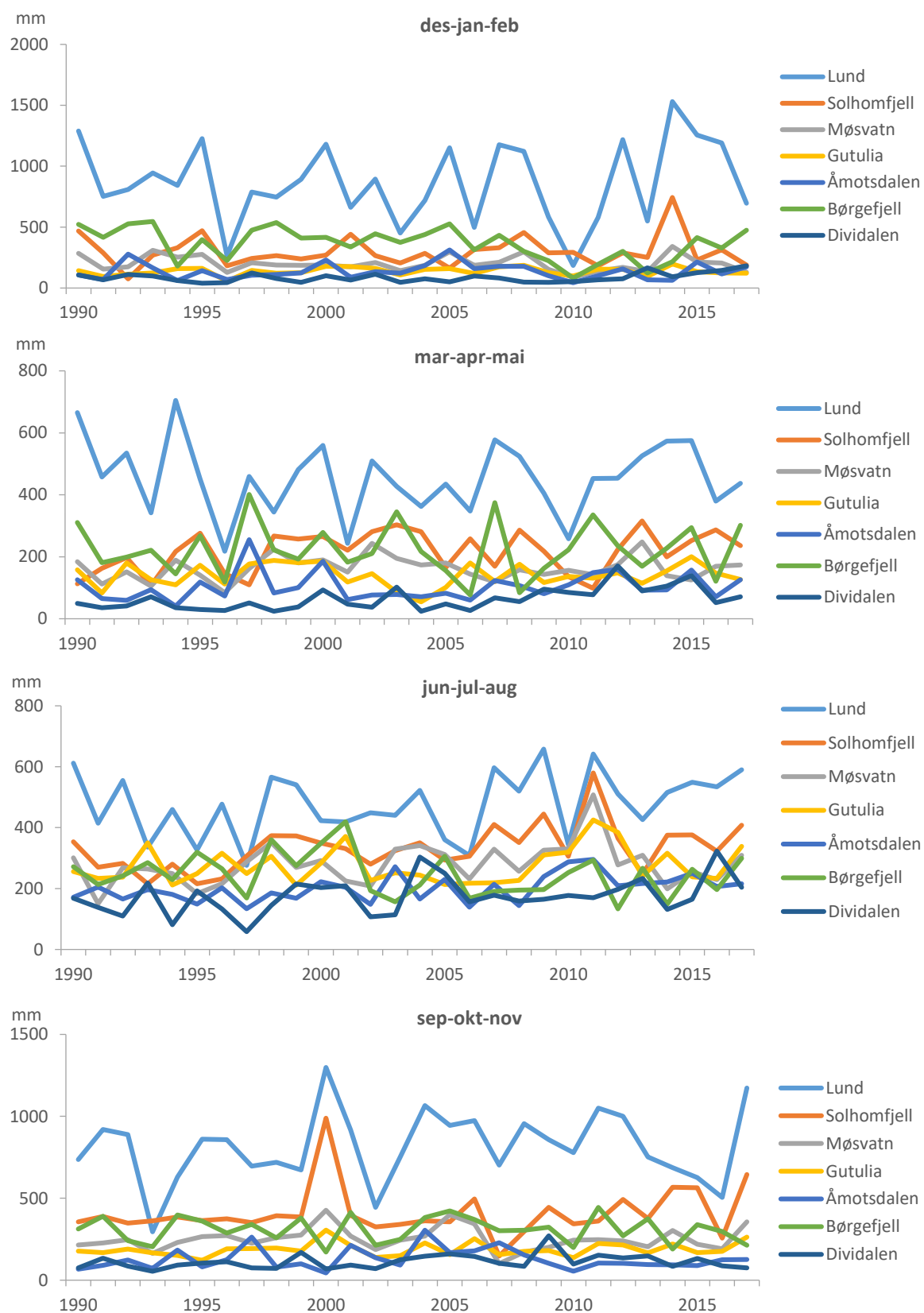
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene

Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2-2.6** 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 minst tre av områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1990, 1992, 2008 og 2017 (**figur 2.2**). Det var ingen signifikant trend i vintertemperaturen gjennom TOV-perioden for noen av områdene.
- Middeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1995-1998, 2001, 2006 og 2013 (i sør), mens den lå over snittet i 2002 og 2004 (i nord), 2007, 2009, 2011 (i nord) og 2014 (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i TOV-perioden for alle områder; tendensen var signifikant for Åmotsdalen.



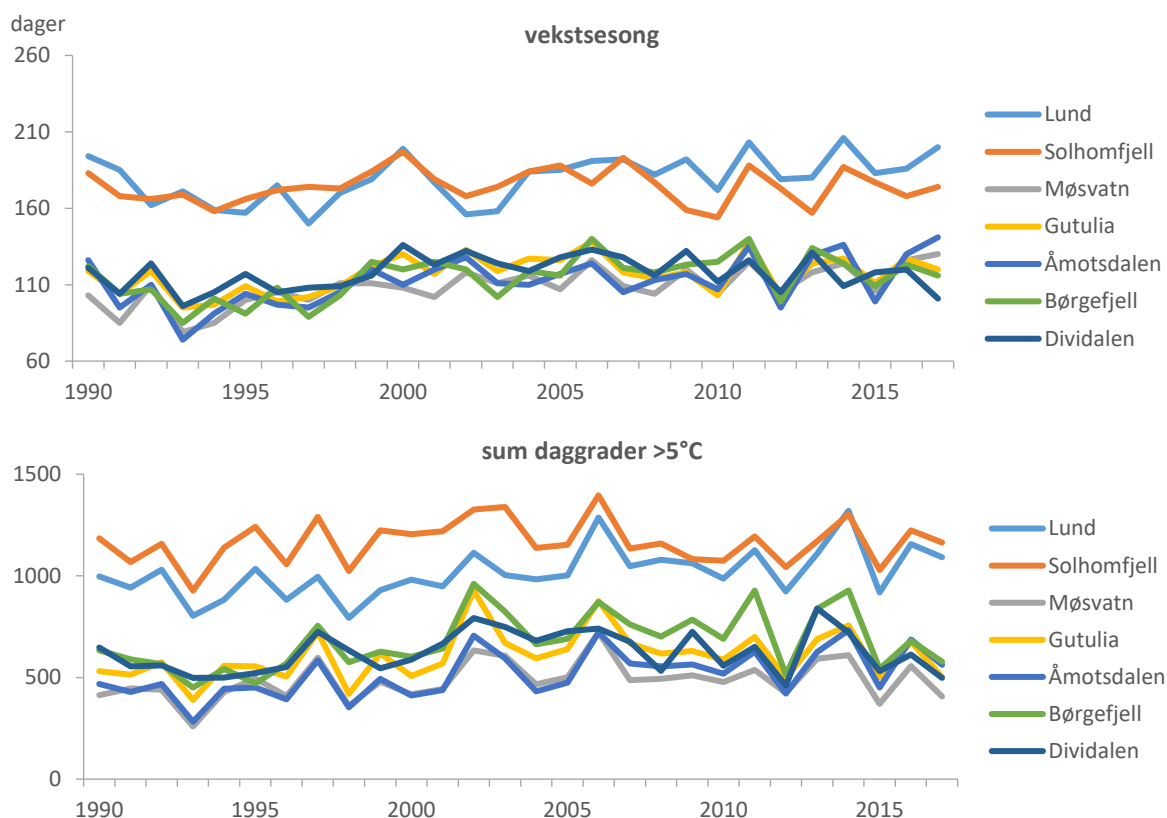
Figur 2.2 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2017.



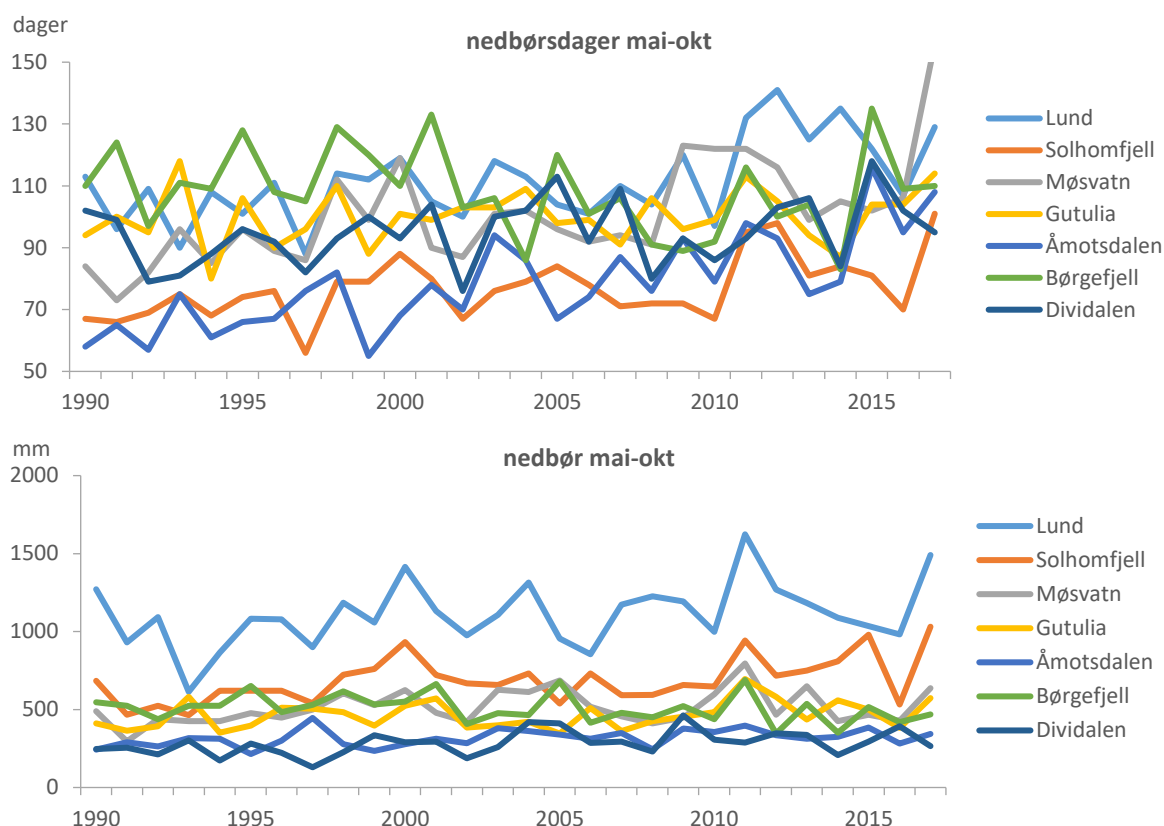
Figur 2.3 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved nedbørsmengde (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2017.

Tabell 2.2 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1990-2017. 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.

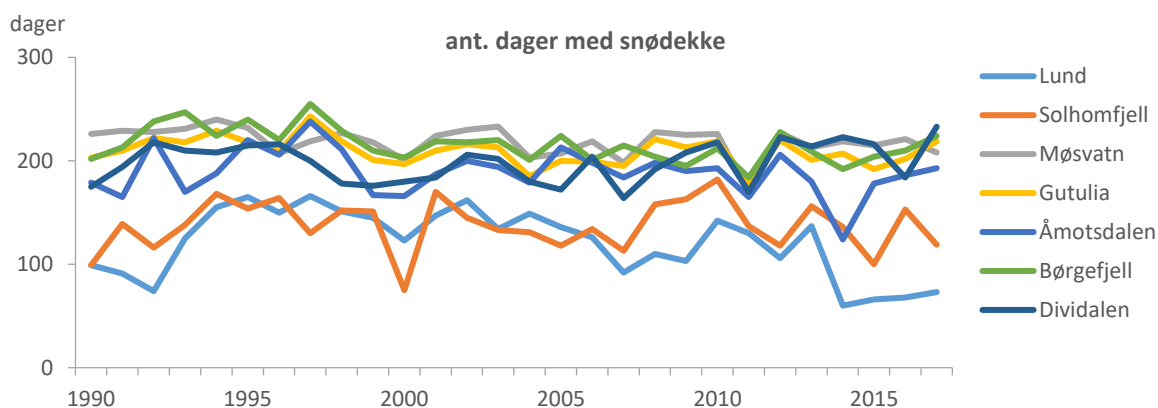
	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Middeltemperatur							
Vinter	-0,01	-0,17	-0,05	0,11	0,11	0,03	-0,11
Vår	0,24	0,15	0,28	0,31	0,41	0,34	0,20
Sommer	0,27	-0,07	0,20	0,17	0,40	0,26	-0,08
Høst	0,53	0,28	0,45	0,50	0,58	0,47	0,50
Nedbørsmengde							
Vinter	0,06	0,08	-0,20	0,15	0,01	-0,43	0,34
Vår	-0,07	0,31	0,11	0,01	0,14	-0,01	0,57
Sommer	0,28	0,49	0,28	0,22	0,47	-0,24	0,38
Høst	0,15	0,15	0,04	0,21	0,00	-0,09	0,26



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, Gutulia, Åmotsdalen og Børgefjell, samt for temperatursummen for Lund, Åmotsdalen og Børgefjell.



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, samt i nedbørsum for Solhomfjell, Åmotsdalen og Dividalen.



Figur 2.6 Utvikling i antall dager med snødekke basert på dager med angitt snødyp > 0 mm. Det er signifikant reduksjon i antall dager med snødekke for Lund, Møsvatn og Børgefjell, og klar reduksjon også for Gutulia og Åmotsdalen.

- 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 om sommeren 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 om høsten 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 økning i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell og Dividalen (**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 det var få år med sammenfallende mønstre (**figur 2.3**). Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1996, 2010 og 2013, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene 1990, 1995 (i sør), 2005, 2008 og 2014 (i sør). Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Børgefjell og tendens til økning i Dividalen.
 - Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, mens noen av områdene hadde nokså mye nedbør i 2003 og 2015. Det var signifikant økning i vårnedbøren i TOV-perioden for Dividalen og tendens til økning for Solhomfjell.
 - Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i noen 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, Åmotsdalen og Dividalen og ellers tendens til økning for øvrige områder unntatt for Børgefjell som viste nedgang.
 - Om høsten var det forholdsvis lite nedbør i noen av områdene i 1993, 2002 og 2010, mens det var nokså mye nedbør i 2000, 2005 og 2017. Det var ingen klare endringer over TOV-perioden.
 - 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**).
 - Antall dager med snødekke var gjennomgående lavere for Lund og Solhomfjell enn for de øvrige områdene (**figur 2.6**). Det var tendens til nedgang i antall dager med snødekke for de fleste områdene (signifikant for Lund, Møsvatn, Børgefjell), men ikke for Solhomfjell og Dividalen.

2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

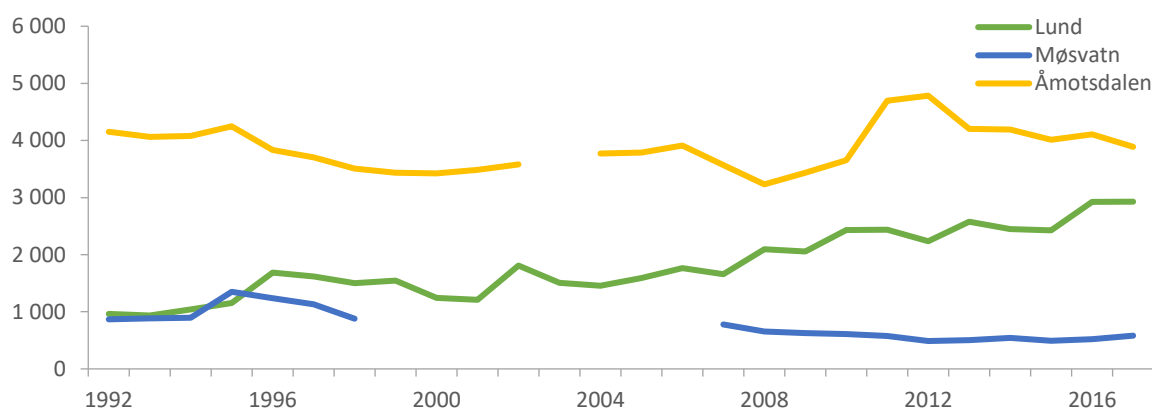
TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste områdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk på vegetasjonen 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 overvåkingssområdene i Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Det er ikke organisert beitebruk i Solhomfjell. **Figur 2.7** viser utviklingen i

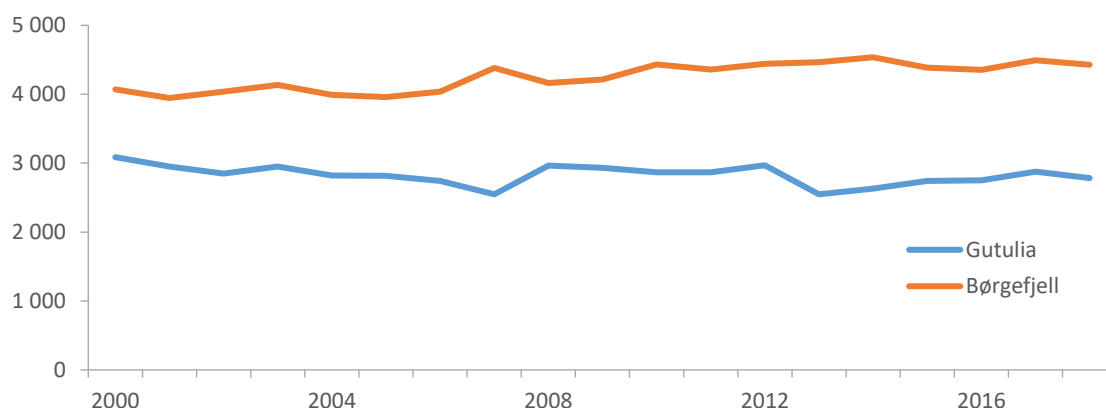
husdyrbeite for beitelagene som omfatter henholdsvis Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens **figur 2.8** viser reintallene for reinbeitedistriktene rundt Gutulia og Børgefjell. I Dividalen har svenske reineiere sommerbeite, og vi har ikke funnet relevante tall for reinbestanden her. Figurene viser bruttotallene, uten å regne disse om til beitedyr eller rein pr. arealenhet, siden poenget her er å vise utviklingen over tid og ikke en sammenlikning av beitepress i de ulike områdene.

Beiteaktiviteten rundt Åmotsdalen synes totalt å ha vært nokså stabil gjennom TOV-perioden (**figur 2.7**), 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 2.8**).



Figur 2.7 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 2.8 Reintall for reinbeiteområdene Elgå (Gutulia) og Østre Namdal (Børgefjell) pr. 31. mars i aktuelt år. Tallene for 2000-2002 er hentet fra www.reinbase.no, tallene for 2003-2018 fra Landbruksdirektoratet (2013, 2016, 2018).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn

Vegar Bakkestuen, Per Arild Aarrestad, Siri Lie Olsen, Jørn Olav Løkken, Joachim Paul Tøpper, Anders Often, Odd Egil Stabbetorp og Heidi Myklebost

TOV-feltet Møsvatn ble første gang analysert i 1992 (Brattbakk 1993) og deretter etter ny, standardisert metodikk i 1997, 2002, 2007 og 2012 (Bakkestuen et al. 1999, 2003, Aarrestad et al. 2008, 2013). Hovedmålet i 2017 var gjenanalyse av markvegetasjonen 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 1997 til 2017.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIOS (nå del av NIBIO Norsk institutt for bioøkonomi) 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) og i Aarrestad & Bakkestuen (2012). En fullstendig beskrivelse av metodikk og resultater fra de første analysene er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2009). Feltarbeidet i Møsvatn ble utført fra 31 juli til 4 august 2017 etter samme metodikk som tidligere år.

Vegetasjonsanalyser

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

Jordsmonnsanalyser

Fra 2013 ble jordsmonnsanalysene i TOV markvegetasjon redusert i antall og analyser av kjemiske variabler. En jordprøve ble samlet inn fra hvert felt, totalt 10 prøver. Prøvene ble tatt fra øverste 5 cm av humuslaget (Oh eller Ah). Jordprøvene ble frosset ned så raskt som mulig etter innsamling i felt og holdt frosne fram til analysestadiet for å unngå endringer i forholdet mellom ammonium og nitrat ved lagring. Prøvene ble analysert for glødetap (LOI), pH (vannekstraksjon), total Kjeldahl N, ammonium (NH₄⁺) og nitrat (NO₃⁻), i henhold til metoder i Ogner et al. (1999). Analyser av ammonium og nitrat er ikke utført før 2013.

Jordsmonnsparameterne pH, glødetap og Kjeldahl nitrogen er sammenliknet med tidligere analyser tilbake til 1997.

Databehandling

Strukturen i artenes forekomst i prøveflater studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis-DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 50 prøveflatene i hvert område som er undersøkt i 1997, 2002, 2007, 2012 og 2017, er det utført en DCA-ordinasjon der prøveflatene fra hvert år er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning 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 variablenes verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene er utført i SPSS.

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. Vi har benyttet Ellenbergs faktortall for europeiske arter (Ellenberg et al. 1992) modifisert for britisk flora (Hill et al. 1999, 2000, 2007). Ellenbergs faktortall er basert på plantesosiologiske studier i Europa og Storbritannia, og de må benyttes med forsiktighet for norske forhold. Faktortallene beskriver den enkelte arts preferanser med hensyn til viktige økologiske variabler. Rent numerisk framkommer endringene enten som et resultat av at arter i den ene enden av variasjonsbredden i verdier går fram, at arter i den andre enden av variasjonsbredden går tilbake, eller en kombinasjon av disse. Vi har benyttet verdiene for fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og temperatur (lys).

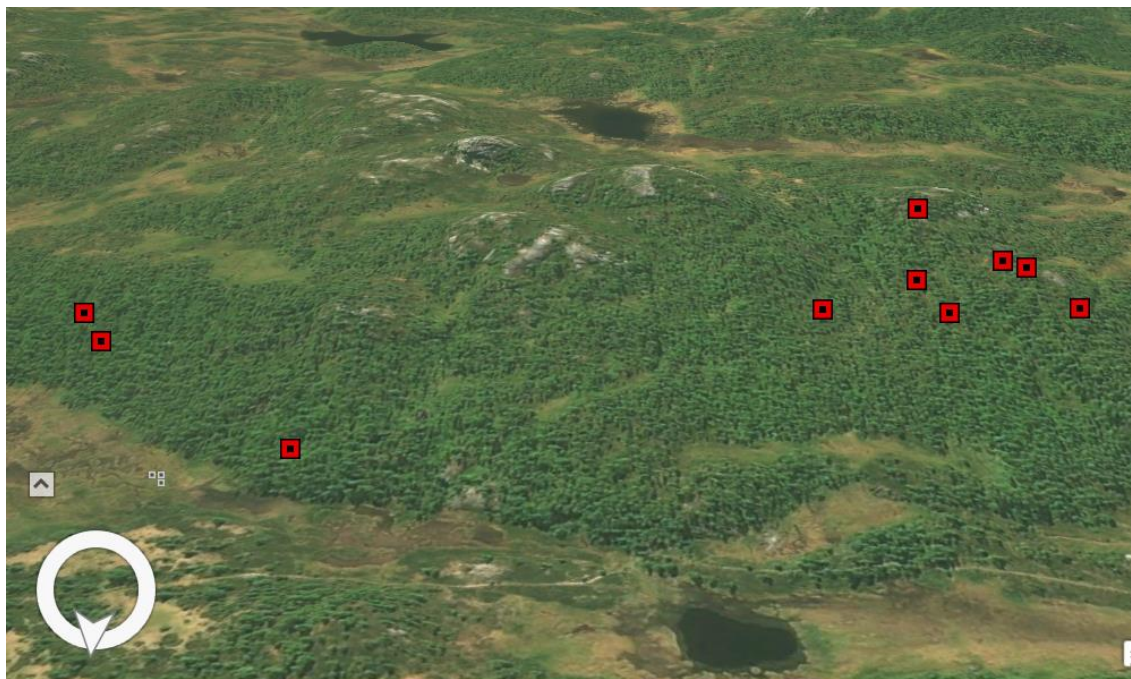
Prøveflateverdiene basert på Ellenbergs indikatorverdier ble beregnet som gjennomsnittet av de artene som har angitte verdier og som forekom i prøveflata, veid med artenes dekningsgrad (Diekmann 2005, Töpper et al. 2018). For å nedtone dominante arter, ble prosentdekningen transformert til Hult-Sernanders deknings skala før beregning (Du Rietz 1921).

Nomenklatur

Navn på arter følger Artsdatabanken navnsetting i 2017 (www.artsdatabanken.no/).

3.2 Endringer Møsvatn i perioden 1997-2017

Området i Møsvatn har vært overvåket for endringer i bakkevegetasjon siden 1992, med ny overvåkingsmetodikk fra 1997. Området har over lengre tid hatt flere bjørkemålerangrep og har siden oppstart av overvåkingen blitt betydelig mer glissent pga. betydelig avdøying av trær uten særlig regenerasjon av tre-vekster. Området har over lengre tid hatt et svakt husdyrbeite, og antall dyr på beite har gått noe ned de siste ti årene (**figur 2.7**). Et oversiktsbilde fra området er vist i **figur 3.1**.



Figur 3.1 Overvåkingsområdet i Møsvatn, Merakkhaugene og lokalisering av overvåkingsfeltene (røde symboler). Pilen angir nord. Foto: ArcGIS Pro, topografisk kart drapert med flyfoto.

Endringer i klima og vekstsesong

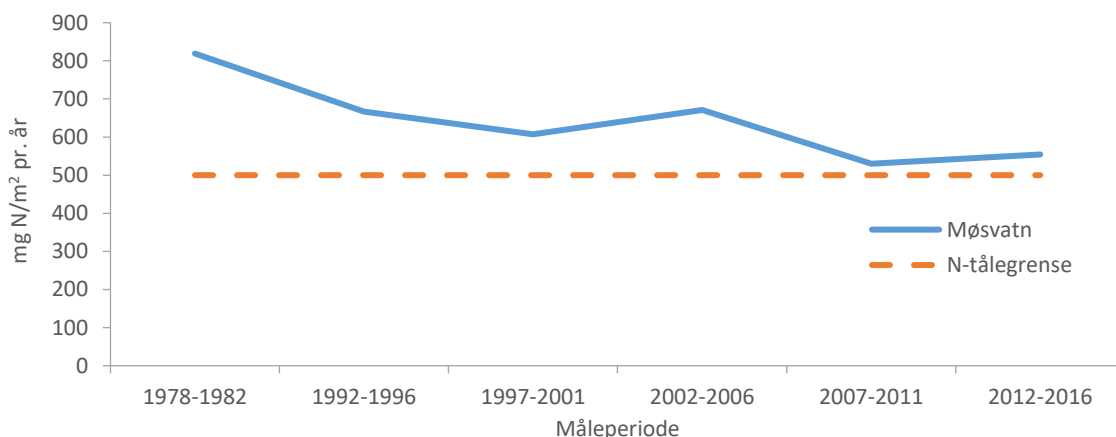
Det har ikke vært signifikant endring i middeltemperaturen for hovedvekstsesongen juni-august i løpet av overvåkingsperioden fra 1996 til 2016. Middeltemperaturen om høsten har imidlertid endret seg signifikant mot høyere verdier, noe som har ført til en signifikant økning i temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom sesongen) og en signifikant lengre vekstsesong (**figur 2.2 og 2.4, tabell 2.2**).

Årsnedbøren har variert gjennom hele TOV-perioden, men det har ikke vært noen signifikante endringer over tid. Det har imidlertid vært en signifikant økning i antall nedbørsdager i mai-oktober (**figur 2.5**), og nedbørsummen for samme måneder har vist en økende tendens fra 1996 til 2017.

En lengre vekstsesong, mildere høster og mer nedbør i vekstsesongen kan ha betydning for bakkevegetasjonen i overvåkingsområdet.

Endringer i nitrogenbelastning

Den totale nitrogenavsetningen var høy på 1970-tallet med ca. 800 mg N/m^2 pr. år, men har gradvis avtatt fram til i dag og ligger nå på ca. 550 mg N/m^2 pr. år (Tørseth & Semb 1997, Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006, 2008, 2012, 2017). **Figur 3.2** viser nitrogenavsetningen i Møsvatn fra 1978 til 2016, basert på data fra norske målestasjoner. Nitrogenavsetningen har hele tiden ligget noe over tålegrensen for fattige boreale lauvskoger på 500 mg N/m^2 pr. år (Bobbink & Hetteling 2011, Austnes et al. 2018).



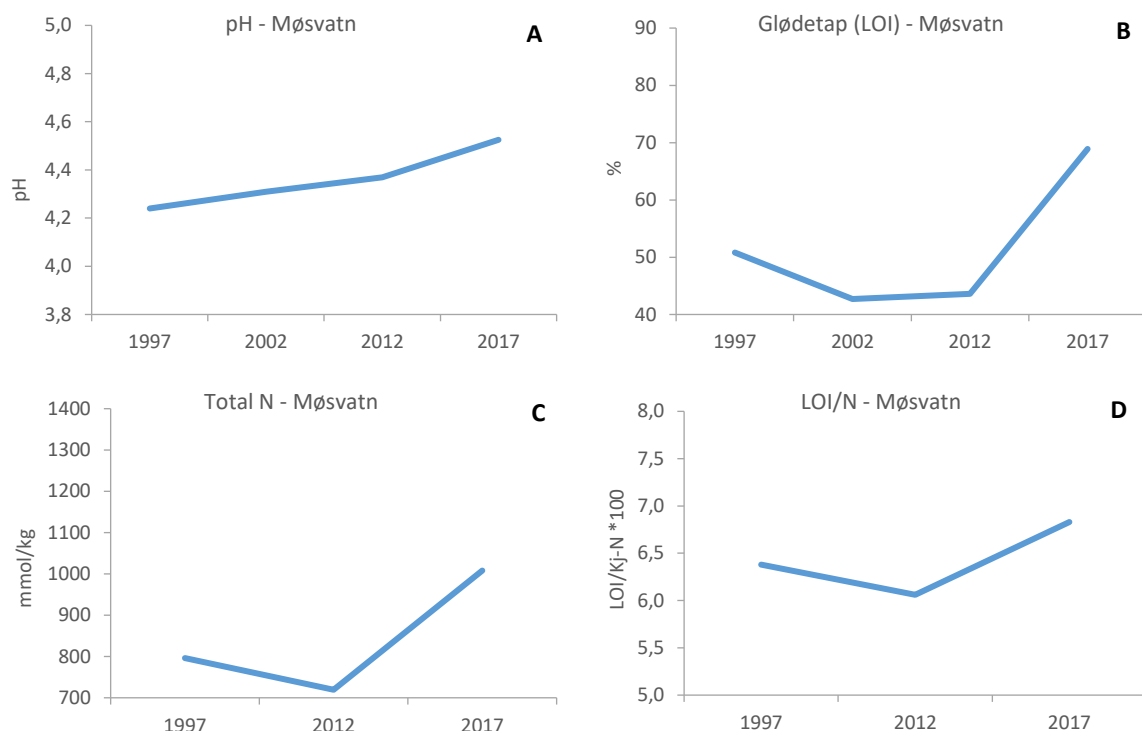
Figur 3.2 Total nitrogenavsetning i Møsvatn og tålegrensen for fattig boreal lauvskog.

Endringer i jordsmonn

Som i de fleste andre TOV-områdene har pH økt svakt fra starten av overvåkingen i 1997 (**figur 3.3A**). En gjennomsnittsøkning fra 4,2 til 4,5 i TOV-perioden tyder på en utvikling mot et mer baserikt jordsmonn med noe bedre næringstilgang av basekationer for plantene. Glødetap (LOI) og totalt organisk nitrogen (N) viser høyere verdien i 2017 (**figur 3.3B**), noe som trolig skyldes opphopning av organisk materiale fra økt strøproduksjon. En økning av LOI/N viser imidlertid avtakende mineraliseringen av nitrogen i jordsmonnet, dvs. at nedbrytning av organisk nitrogen til nitrogenkomponenter som er tilgjengelig for plantene, har gått svakt tilbake.

Endringer i totalt antall arter 1997-2017

Det ble i 2017 registrert totalt 120 arter i analyserutene i Møsvatn: 49 karplanter (utenom gras etc), 17 graminider (gras, starr, siv), 25 bladmoser, 18 levermoser og 11 lavarter (**tabell 3.1**). Artsantallet er jevnt stabilt for karplanter (utenom graminider), bladmoser og levermoser fra 1997 til 2017. Derimot har graminider gått fram fra 13 til 17 arter. Antall lav har gått ned fra 19 til 11. Det totale artsmangfoldet i rutene i Møsvatn har gått ned fra 127 i 1997 til 120 arter i 2017.



Figur 3.3 Jordsmonnsendringer i Møsvatn fra 1997 til 2017. A) endringer i pH, B) glødetap (LOI), C) total nitrogen og D) forholdstallet glødetap delt på nitrogen. Det siste er et uttrykk for hvor mye nitrogen som er tilgjengelig for opptak i plantene; dess høyere verdier dess mindre tilgjengelig. Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i 1997 og i 2012, ti prøver i 2017.

Noen arter som ble registrert ved oppstart i 1997, har forsvunnet i perioden fram til 2017. Karplanter (eksklusive graminider) som har blitt borte er melbær, frøplanter av gran, gjøkesyre, fjellmarikåpe, marikåpe ubest. (*Alchemilla vulgaris* coll.), grønnkurle, en art fra sveveslekta (*Hieracium*), mens glattmarikåpe, harerug, en art fra mjølkeslekta (*Epilobium* sp.), fjelltistel, dvergjamne og fjellstjerneblom har kommet inn senere i perioden. Graminidene går fram i Møsvatn, og nye arter i 2017 var stivstarr, seterstarr, seterfrytle, seterrapp og engrapp. Eneste graminide som ikke ble gjenfunnet, var hundekvein. Noen bladmoser er ikke gjenfunnet i 2017. Dette er storbust, en ubestemt art i jamnemoseslekta, knippegråmose, storrundmose og fagerlemmenmose. Totalt har tre nye bladmosearter dukket opp i overvåkingsflatene siden 1997: en art i vrangmoseslekta (*Bryum* sp.), seterhusmose og skuggehusmose. Levermosene myrglefsmose, en art i flikmoseslekta og mattehutremose ble heller ikke gjenfunnet i 2017. Nye funn er grynskjeppmose og kildesalmose. Ingen nye lavarter har kommet til rutene siden 1997, mens hele sju arter har forsvunnet: blomsterlav, fausklav, gulskinn, runeover, safranlav, traktlav og en art i åreneverslekta (*Peltigera*).

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

Artsgruppe	Antall arter					Total
	1997	2002	2007	2012	2017	
Karplanter (uten graminider)	51	50	48	51	49	61
Graminider	13	15	14	16	17	18
Bladmoser	27	30	29	28	25	36
Levermoser	18	23	19	19	18	25
Lav	18	17	13	11	11	19
Totalt pr. år	127	135	123	125	120	159

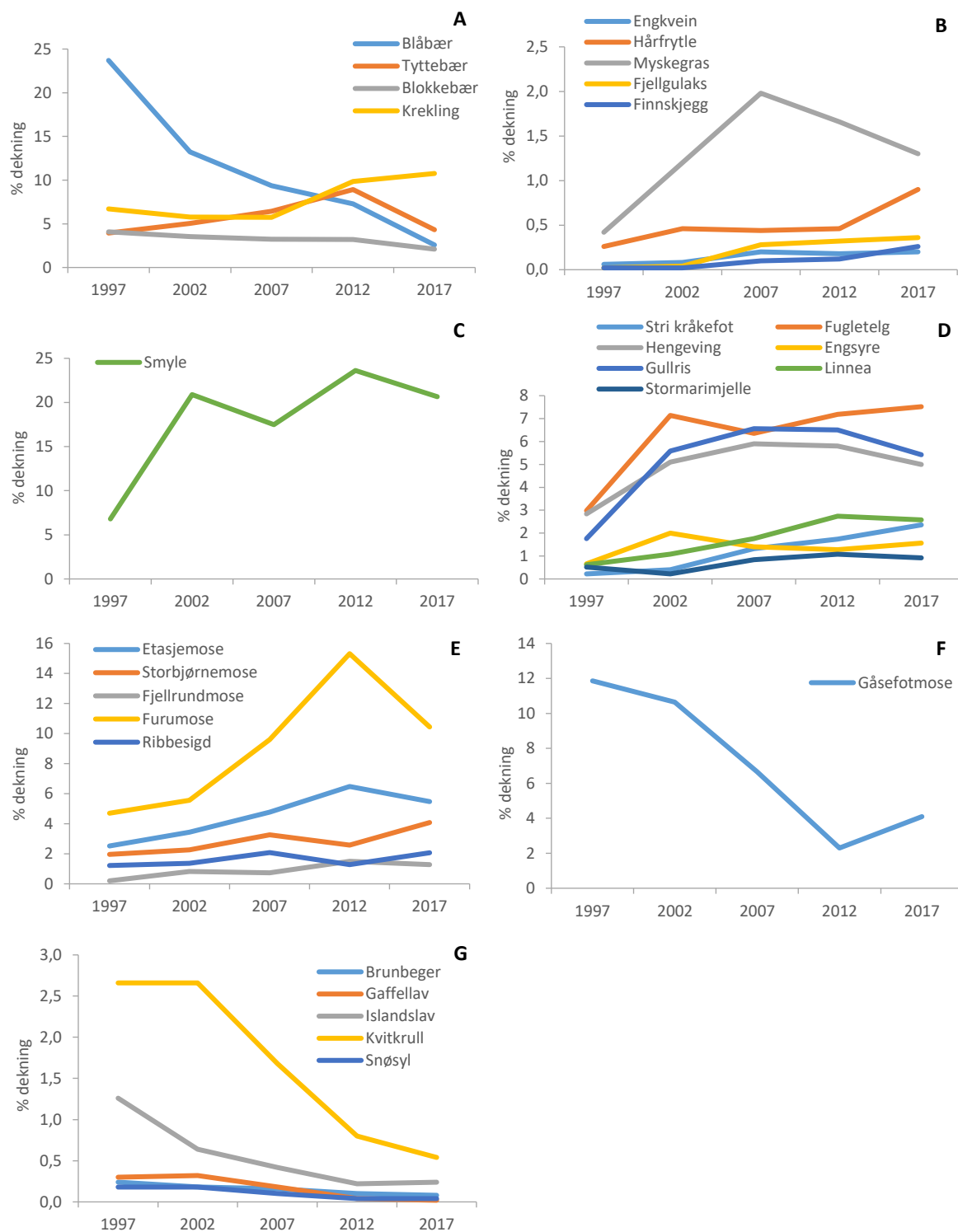
Endringer i artsmengde og artssammensetning

Seks arter gikk signifikant fram og seks arter gikk tilbake i siste analyseperiode fra 2012 til 2017, basert på prosentdatasettet (**tabell 3.2**). Totalt har 25 arter gått fram i hele overvåkingsperioden (1997-2017), mens 10 har hatt en tilbakegang. Tilbakegangen gjelder særlig bærlyngartene blå-

Tabell 3.2 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Møsvatn fra 1997 til 2017 og i den siste overvåkingsperioden 2012-2017, målt henholdsvis som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter og som prosent dekning i 1 m²-analyseruter. 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. 0,000 betyr $<0,0005$). Se **vedlegg 3.1** for norske artsnavn.

Norsk navn	Frekvens						Prosent					
	1997-2017			2012-2017			1997-2017			2012-2017		
	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p	Tilb.	Fram	p
<i>Betula pubescens</i>	12	2	0,018	1	2	1,000	12	2	0,023	1	2	1,000
<i>Empetrum nigrum</i>	12	13	0,777	3	15	0,010	11	19	0,010	12	12	0,557
<i>Juniperus communis</i>	1	8	0,028	2	6	0,619	1	8	0,015	2	5	0,865
<i>Sorbus aucuparia</i>	0	5	0,041	0	5	0,041	0	3	0,083	1	2	0,564
<i>Vaccinium myrtillus</i>	24	3	0,000	19	11	0,009	38	1	0,000	30	0	0,000
<i>Vaccinium uliginosum</i>	22	5	0,001	11	8	0,289	24	3	0,000	15	2	0,003
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	6	15	0,081	6	4	0,641	13	15	0,360	24	3	0,000
<i>Geranium sylvaticum</i>	1	7	0,024	4	2	0,600	4	9	0,379	6	3	0,373
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	7	22	0,015	5	14	0,045	9	22	0,005	11	14	0,725
<i>Linnaea borealis</i>	2	23	0,000	1	16	0,000	1	22	0,000	7	11	0,844
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	14	0,001	1	8	0,015	0	14	0,001	2	10	0,044
<i>Melampyrum pratense</i>	4	27	0,000	5	19	0,005	1	15	0,001	11	8	0,329
<i>Phegopteris connectilis</i>	1	0	0,317	1	0	0,317	0	5	0,043	3	1	0,197
<i>Pyrola rotundifolia</i>	0	5	0,042	0	4	0,066	0	5	0,038	0	3	0,083
<i>Rumex acetosa</i>	3	15	0,009	4	12	0,153	1	15	0,002	2	8	0,238
<i>Solidago virgaurea</i>	3	37	0,000	14	23	0,022	3	36	0,000	16	11	0,036
<i>Agrostis capillaris</i>	0	8	0,011	4	3	0,734	0	5	0,038	0	1	0,317
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	2	7	0,038	0	8	0,012	2	5	0,380	2	4	0,589
<i>Avenella flexuosa</i>	6	6	0,724	6	4	0,796	7	38	0,000	25	10	0,033
<i>Luzula pilosa</i>	0	10	0,005	0	7	0,018	0	8	0,011	1	6	0,088
<i>Milium effusum</i>	2	7	0,171	2	4	0,752	1	8	0,015	4	2	0,115
<i>Nardus stricta</i>	0	5	0,041	2	4	0,114	0	5	0,041	1	3	0,197
<i>Brachythecium salebrosum</i>	2	13	0,002	2	10	0,037	2	11	0,006	1	9	0,012
<i>Dicranum fuscescens</i>	9	1	0,030	3	0	0,109	9	1	0,013	2	0	0,180
<i>Dicranum scoparium</i>	10	30	0,002	10	30	0,000	6	19	0,053	5	19	0,006
<i>Hylocomium splendens</i>	6	26	0,000	15	20	0,259	7	23	0,007	11	13	0,775
<i>Pleurozium schreberi</i>	9	25	0,001	13	13	0,990	10	27	0,002	18	8	0,014
<i>Polytrichum commune</i>	6	25	0,000	6	19	0,001	5	19	0,005	5	13	0,012
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	0	5	0,038	3	0	0,102	0	5	0,034	2	0	0,180
<i>Rhytidiadelphus squarrosus/sub-pinnatus</i>	0	4	0,066	1	2	0,564	0	4	0,046	0	2	0,157
<i>Barbilophozia attenuata</i>	4	1	0,480	1	0	0,317	4	0	0,046	0	0	1,000
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	25	4	0,000	7	19	0,030	32	13	0,000	7	20	0,007
<i>Lophozia obtusa</i>	3	26	0,000	15	14	0,579	2	20	0,001	9	5	0,431
<i>Ptilidium ciliare</i>	1	7	0,028	2	6	0,085	0	5	0,034	0	4	0,046
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	0	8	0,011	1	5	0,112	0	7	0,008	1	1	1,000
<i>Cetraria islandica</i>	23	2	0,000	3	8	0,562	19	1	0,000	1	3	0,705
<i>Cladonia ecmocyna</i>	9	1	0,008	0	0	1,000	8	1	0,020	0	0	1,000
<i>Cladonia furcata</i>	13	0	0,001	2	0	0,157	12	0	0,001	1	0	0,317
<i>Cladonia stellaris</i>	5	0	0,042	3	0	0,102	5	0	0,043	3	1	0,357
<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	11	1	0,032	1	2	0,593	8	1	0,058	2	0	0,180
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	12	2	0,014	3	3	0,590	10	2	0,021	3	2	0,655

bær og blokkebær, siste periode (2012-2017) også tyttebær, samt mange av lavartene (**tabell 3.2, figur 3.4**). Krekling har gått noe fram fra 2007. Gras og halvgras som engkvein, fjellgulaks, hårfrytle, myskegras og finnskjegg går fram i overvåkingsperioden 1997-2017 (**figur 3.4B**). Smyle har hatt en stor framgang fra 2002 til 2012, mens den i 2017 ser ut til å ha stabilisert seg på et jevnt høyt nivå (**figur 3.4C**). Flere urter og karsporeplanter har vist framgang fra 1997 til



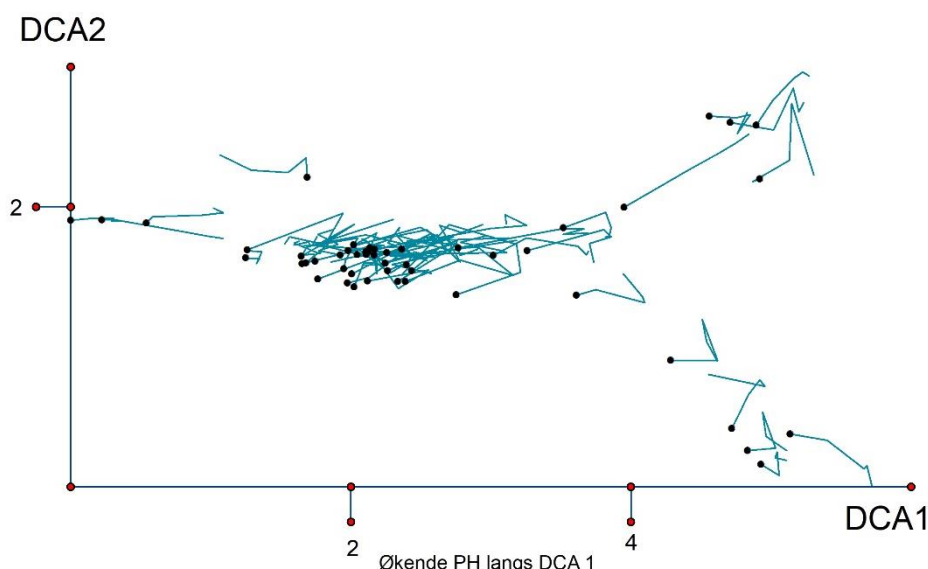
Figur 3.4 Endringer i gjennomsnittlig artsmengde fra 1997 til 2017 for A dvergbusker, B og C graminider, D karsporeplanter og urter, E bladmoser, F levermosen gåsefotmose og G lav.

2017, særlig bregnene fugletelg og hengeving, samt karsporeplanten stri kråkefot (**figur 3.4D**). Store moser som etasjemose, storbjørnemose og furumose har gått tydelig fram i perioden 1997 til 2017, men framgangen er stagnert litt i siste femårsperiode (**figur 3.4E**). En del mindre moser slik som piskskjeggmoser har gått tilbake. Den dominerende levermosen gåsefotmose har gått sterkt tilbake fra 1997 til 2012, men har vist en svak framgang den siste femårsperioden (**figur 3.4F**). De små levermosene buttflik, bakkefrynse og storhoggtann har økt i mengde i hele perioden (**tabell 3.2**).

Resultatene for forekomstfrekvenser viser stort sett samme trender som for prosent dekning. Frekvente arter som blåbær, tyttebær og smyle viser mindre endringer, da disse nesten ikke har nye småruter å etablere seg i etter nåværende feltdesign. Prosentdatasettet fanger imidlertid bedre opp de reelle endringene for slike frekvente arter og viser at metodikken fungerer med komparative mengdeangivelsesmål.

Endringer i artssammensetning

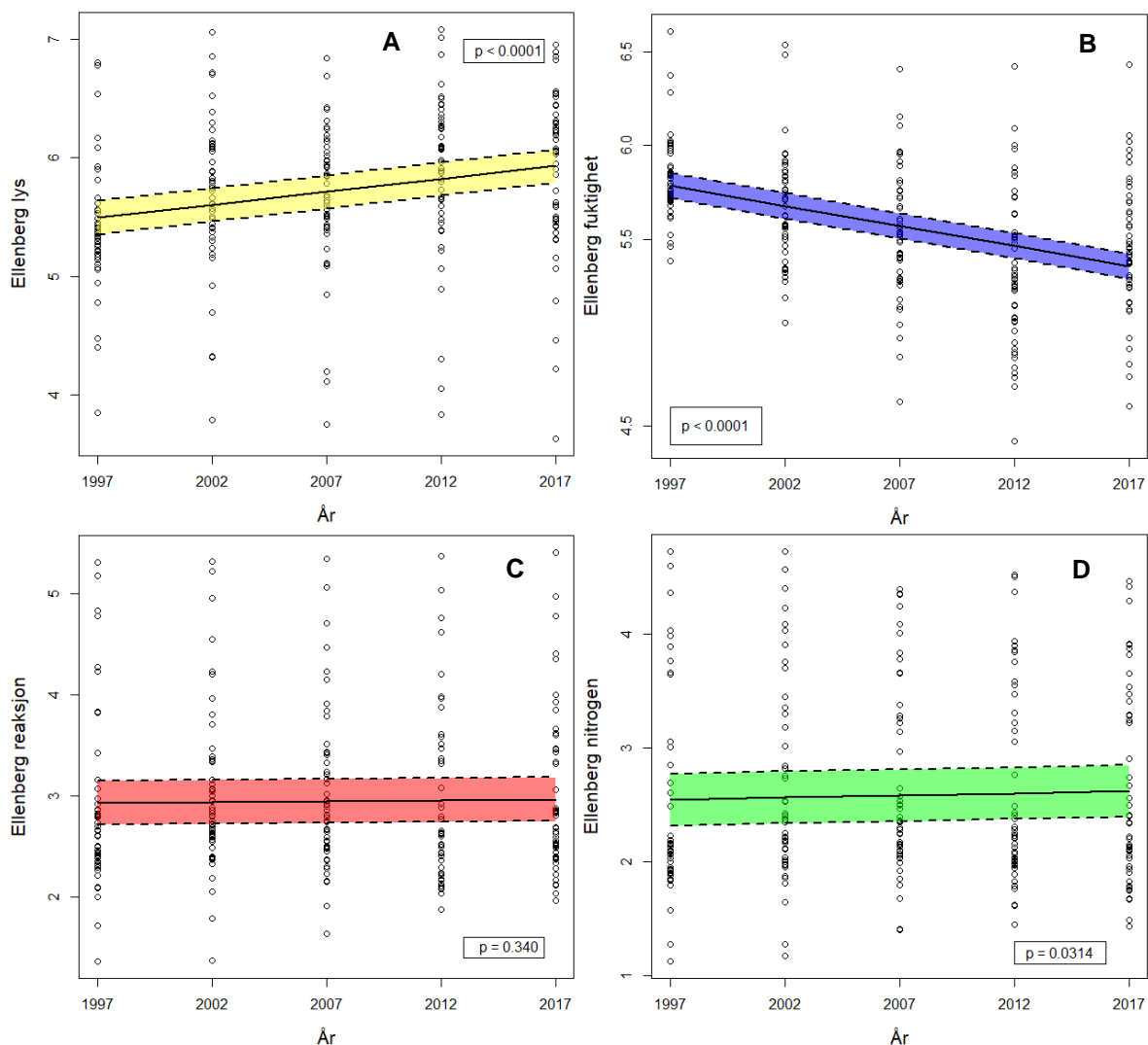
DCA-ordinasjonen basert på frekvensdata av arter i de 50 prøveflatene fra de fem analyseårene (1997, 2002, 2007, 2012 og 2017), er vist i **figur 3.5**. Det ble registrert en signifikant ($p < 0,0001$) forflytning av analyserutene mot høyere skår langs DCA-akse 1, hvor 39 av 50 ruter har fått betydelig høyere verdi, og en signifikant ($p < 0,0001$) forflytning langs DCA-akse 2, hvor 40 av 50 ruter har fått høyere verdi, men forflytningen er her betraktelig mindre enn langs akse 2.



Figur 3.5 Ordinasjon av overvåkingsrutene i Møsvatn basert på frekvensen av arter i markvegetasjonen, med fire gjentak pluss oppstartsåret (markert med svart punkt). Figuren viser en signifikant forflytning av 39 analyseruter mot høyere verdier langs den første aksene og en signifikant forflytning av 40 ruter langs akse to). Forflytningene reflekterer en utvikling mot rikere gras/lågurtvegetasjon. Dette er regnet fra hvor rutene var plassert i diagrammet i 1997 til hvor de ligger i 2017. Endret plassering er vist ved strekene i diagrammet.

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

Figur 3.6 viser endringer i veide gjennomsnitt for Hills versjon av Ellenbergs indikatorer i de 50 analyserutene i perioden fra 1997 til 2017. For Ellenberg lys (**figur 3.6A**) er det en klart signifikant økning i perioden, mens Ellenberg fuktighet (**figur 3.6B**) har en tilsvarende sterk signifikant nedgang. For Ellenberg nitrogen er det en svak, men signifikant økning (**figur 3.6D**), mens Ellenberg reaksjon (baserikhet) ikke viser signifikant endring i perioden (**figur 3.6C**).



Figur 3.6 Veid gjennomsnitt av alle arter med Ellenberg-verdier (Hills versjon) i de 50 analyse-rutene i Møsvatn 1997 til 2017 (de enkelte ruteverdiene i hvert år er angitt med prikker). X-aksen viser de fem analysetidspunktene og Y-aksen Ellenbergverdier for henholdsvis A lys, B fuktighet, C reaksjon (baserikhet) og D nitrogen. Heltrukne linjer er modellen, stiplede linjer viser grensen for 95 % konfidensintervall for disse.

3.3 Diskusjon

Fra lyng- og bærlyngskog til lågurtskog

Gjenanalysen av de 50 prøveflatene i 2017 i forhold til 1997 viste en tydelig tilbakegang for blåbær, blokkebær, tyttebær og nesten samtlige lavararter, og en framgang av store moser og mer næringskrevende urter og gras (**tabell 3.2**). Vegetasjonen har således utviklet seg til noe mer næringskrevende vegetasjon. Dette var en utvikling som allerede ble observert i 2002 (Bakkestuen et al. 2003), i 2007 (Aarrestad et al. 2008) og i 2012 (Aarrestad et al. 2013), og utviklingen ser ut til å fortsette.

DCA-akse 1 viser en gradient fra tørre, fattige lav-/lyngdominerte ruter via bærlyngvegetasjon til fuktigere og rikere lågurt- og høgstaudevegetasjon (**figur 3.5**). Rutene i midten av diagrammet var opprinnelig dominert av blåbær og har forflyttet seg mot høyre langs DCA-akse 1 med større dekning av urter og gras, altså en endring fra bærlyngskog til svakt rikere lågurttyper. Men også rutene lengst til høyre på DCA-akse 1, opprinnelig lågurttyper og høgstaude typer, har flyttet seg i samme retning, dvs. at innslag av urter og gras er blitt mer dominant også her. Dette er beregnet

ut fra punktenes plassering i ordinasjonsdiagrammet i 1997 til der disse rutene har beveget seg i 2017, og artsordinasjon av forflytning av arter. Endringen skyldes trolig økt næringstilgang i jordsmonnet, jf. økt pH (**figur 3.3A**), samt mer lystilgang til bakken pga. økt avdøing og liten gjenvækst/rekruttering av trær, noe som gir et betydelig mindre kronedekke (se senere). Endringer i rutenes plassering langs DCA-akse 2 er vanskelig å tolke.

Effekter av nitrogen

Overvåkingsområdet Møsvatn ligger i et område med middels høy nitrogensavsetning på 550 mg N/m² pr. år, men avsetningen har vært betydelig høyere på 1980-tallet med over 800 mg N/m² pr. år (**figur 3.2**, Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2008, 2012, 2017). Selv om avsetningen i dag er lavere enn i de siste tiårene, er nitrogentålegrensen for boreal skogvegetasjon på 500 mg N/m² pr. år fortsatt overskredet (Austnes et al. 2018). Det kan imidlertid ta flere tiår etter overskridelser av tålegrensene før økologiske effekter blir målbare i økosystemet (Bobbink & Hettelingh 2011). Det er således forventet at effekter av nitrogenavsetning fortsatt vil påvirke økosystemet i Møsvatn i framtiden.

Flere års angrep av bjørkemålere i overvåkingsområdet kan også ha tilført jordsmonnet mer nitrogen ved at bjørkemålerlarvene spiser opp lauvverket i tresjiktet og bærlyngbusker. Larvenes nitrogenrike avføring faller deretter ned på bakken (jf. Hogstad 1998). Fjellbjørkeskogen i Møsvatn mottar således både nitrogen fra langtransportert forurensing og fra lokal næringstilførsel i så store mengder at dette kan påvirke vegetasjonens artssammensetning.

Tilbakegangen av lyngartene blåbær og blokkebær kan knyttes til vedvarende nitrogenpåvirkning, da slike arter har lave nitrogenkrav og er følsomme for økt nitrogenpåvirkning (Ellenberg et al. 1992, Achermann & Bobbink 2003, Bobbink & Hettelingh 2011). Den sterke tilbakegangen av blåbær kan også knyttes til indirekte effekter av nitrogen, da økt nitrogentilgang øker skadefrekvensen av naturlige plantespisere og skadeorganismer som målerlarver og sykdomsframkallende parasittisk sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøing av bladverket (Nordin et al. 1998, 2005, Strengbom et al. 2002, 2006). Skadefrekvensen øker også ved økt sommernedbør. Sammen med tidligere observerte bjørkemålerangrep på blåbærblad (Bakkestuen et al. 1999, 2003, Arrestad et al. 2008, 2013), kan dette forklare noe av den sterke tilbakegangen av blåbærdekningen i overvåkingsområdet. I tillegg vil den sterke framgangen av graset smyle (se under) også gi dårligere konkurranseforhold for blåbær.

Den sterke framgangen av graset smyle, som ble observert fra 1997 til 2002 (**figur 3.4C**), kan til dels settes i sammenheng med nitrogentilførselen, da smyle har vist økt vekst i flere nitrogen-gjødslingsforsøk i skog (Hallbäcken & Zhang 1998, van Dobben et al. 1999, Strengbom et al. 2002).

Tilbakegangen av lav (**figur 3.4G**), både ved redusert dekning og ved at arter har blitt borte, skyldes trolig lengre tids høy nitrogentilførsel, da bakkelevende lav viser tilbakegang ved høy nitrogentilførsel (Strengbom et al. 2001). Noe av tilbakegangen, særlig i de blåbærdominerte feltene, kan også forklares ved utskygging, da smyle i mange av analyserutene har en svært høy dekningsgrad, og samtidig produserer arten et tett strølag på bakken.

Økningen i Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen (**figur 3.6D**) indikerer også at artssammensetningen har utviklet seg mot mer nitrogenkrevende vegetasjon, ved at arter med lave indikatorverdier, spesielt blåbær og blokkebær, går tilbake, mens arter med høye indikatorverdier, som skogstorkenebb, fugletelg, hengeving, engsyre og myskegras, går fram. En analyse av de fattigere delene av TOV-dataene fra Møsvatn (Töpfer et al. 2018) viste tilsvarende endringer mot mer nitrogenkrevende vegetasjon.

Effekter av klima

I Møsvatn har noen av bladmosene hatt en betydelig framgang siden 1997, først og fremst de store skogsmosene etasjemose og furumose (**figur 3.4E**). Siden starten av overvåkingsprogrammene i granskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist

vedvarende økning i store mosearters mengde og frekvens i de fleste områdene (T. Økland et al. 2004a). Framgangen er også observert i overvåkingsprogrammer for terrengkalking (Hindar et al. 2012). Økningen i Møsvatn er sannsynligvis også et resultat av en klimaendring med mange relativt lange, milde og ofte fuktige høster der skogsmosene har hatt lange, gode vekstsesonger.

Fra midten av 1990-tallet er det rapportert om klar tilbakegang av små moser i TOVs granskogsflater, noe som skyldes at de vokses over av de store skogsmosene (T. Økland et al. 2004b). Dette fenomenet er lite framtreddende i Møsvatn. Den eneste mindre mosen som går betydelig tilbake, er levermosen gåsefotskjeggmos (figur 3.4F). Dette kan forklares ved at flere av de små mosene i Møsvatn er knyttet til fuktige habitater med høgstaudevegetasjon. Denne vegetasjonstypen har liten dekning av store skogsmoser.

Mange av de opprinnelige trærne i overvåkingsområdet har dødd som et resultat av tidligere bjørkemålerangrep, og sammen med dårlig regenerering av bjørk har dette gitt en betydelig mer lysåpen skog (figur 3.7). Dette gjenspeiles i analysene av Ellenberg indikator for lys (figur 3.6A), som viser en sterk signifikant økning i perioden fra 1997 til 2017. Den sterke framveksten av graset smyle kan i tillegg til nitrogenbelastningen (se ovenfor) også forklares ved økt lystilgang (jf. Strengbom et al. 2004). Årsaken til at smyle viser liten framgang etter 2002, kan skyldes at graset har nådd en maksimal dekning innen for sin økologiske nisje i overvåkingsområdet.

Flere tørketålende arter som krekling, einer, linnea og stri kråkefot på skinnere jord har vist framgang, noe som kan skyldes at skogbunnen tørker ut ved mer lystilgang. I tillegg vil reduksjon av blåbær- og til dels blokkebær kunne gi plass til ekspansjon av krekling. Endringen mot tørrere typer er også indikert ved en signifikant nedgang i Ellenbergs indikator for fuktighet (figur 3.6B).



Figur 3.7 Bjørkeskog i TOV-området ved Møsvatn, der flere år med bjørkemålerangrep har gitt mange døde trær, redusert kronedekke, og oppslag av gras og urter. Foto: Siri Lie Olsen.

Gjensidig påvirkning av abiotiske faktorer

Framgang av mer næringskrevende arter som skogstorkenebb, fugletelg, hengeving, engsyre og myskegras, samt forekomster av nye kalkkrevende arter som fjelltistel og dvergjamne, er sannsynligvis en direkte respons på samspillet mellom økologiske faktorer som langvarig høy nitrogentilgang, endring i baserikhet vist ved svakt høyere pH i jordsmonnet (**figur 3.3B**) og økt lystilgang. Endring i baserikhet skyldes trolig en høyere middeltemperatur om høsten og økning i temperatursum gjennom sesongen (**figur 2.2**), da nedbrytningshastigheten av organisk materiale og mineralpartikler er avhengig av temperatur; dess varmere, dess raskere nedbrytning (jf. Stålfelt 1969, Schroeder 1984). Endringen mot mer baserikhet er imidlertid ikke observert i arts-sammensetningen ved bruk av Ellenbergs indikatorverdi for reaksjon (pH/baserikhet, **figur 3.6C**).

3.4 Konklusjon

Større deler av markvegetasjonen i Møsvatn har siden 1997 endret seg fra fattige lyng- og bær-lyngdominerte vegetasjonstyper mot svakt rikere lågurttyper med større innslag av graminider. Dette skyldes delvis lengre tids påvirkning av langtransportert nitrogen og nitrogen tilført fra bjørkemålerekskrementer. I tillegg har flere bjørkemålerangrep over tid ført til betydelig avdøing av trær, mindre kronedekke og mer lystilgang til bakken som igjen bidrar til økt vekst av urter og gras. Sammen med en lengre og mildere veksts sesong på høsten har dette ført til svakt større baserikhet (pH) i jordsmonnet, som igjen øker næringstilgangen til plantene. Nitrogen og klima er således de største driverne for endringer av markvegetasjonen i Møsvatn.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Møsvatn 1997-2017

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Lyng og dvergbusker		Urter (forts.)	
<i>Arctous alpinus</i>	rypebær	<i>Gentiana purpurea</i>	søterot
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	melbær	<i>Geranium sylvaticum</i>	skogstorkenebb
<i>Betula nana</i>	risbjørk	<i>Geum rivale</i>	enghumleblom
<i>Betula pubescens</i>	bjørk	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	fugletelg
<i>Calluna vulgaris</i>	røsslyng	<i>Hieracium alpinum</i> agg.	fjellsvever
<i>Empetrum nigrum</i>	krekleng	<i>Hieracium</i> sec. <i>Hieracium</i>	skogsvever
<i>Juniperus communis</i>	einer	<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	beitesvever
<i>Picea abies</i>	gran	<i>Hieracium</i> sp.	sveveslekta
<i>Salix glauca</i>	myrvier	<i>Linnaea borealis</i>	linnea
<i>Sorbus aucuparia</i>	rogn	<i>Listera cordata</i>	småttveblad
<i>Vaccinium myrtillus</i>	blåbær	<i>Lycopodium annotinum</i>	stri kråkefot
<i>Vaccinium uliginosum</i>	blokkebær	<i>Maianthemum bifolium</i>	maiblom
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	tyttebær	<i>Melampyrum pratense</i>	stormarimjelle
Urter		<i>Melampyrum sylvaticum</i>	småmarimjelle
<i>Aconitum lycoctonum</i>	tyrihjel	<i>Myosotis decumbens</i>	fjellforglemmegei
<i>Alchemilla alpina</i>	fjellmarikåpe	<i>Omalotheca norvegica</i>	setergråurt
<i>Alchemilla glabra</i>	glattmarikåpe	<i>Oxalis acetosella</i>	gjøkesyre
<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	marikåper	<i>Paris quadrifolia</i>	firblad
<i>Alchemilla wichurae</i>	skarmarikåpe	<i>Phegopteris connectilis</i>	hengeving
<i>Athyrium distentifolium</i>	fjellburkne	<i>Potentilla erecta</i>	tepperot
<i>Bistorta vivipara</i>	harerug	<i>Pyrola minor</i>	perlevintergrønn
<i>Cicerbita alpina</i>	turt	<i>Pyrola rotundifolia</i>	storvintergrønn
<i>Coeloglossum viride</i>	grønnkurle	<i>Pyrola</i> sp.	vintergrønnslekta
<i>Crepis paludosa</i>	sumphaukeskjegg	<i>Ranunculus acris</i>	bakkesoleie
<i>Dryopteris expansa</i>	sauetelg	<i>Ranunculus platanifolius</i>	hvitsoleie
<i>Epilobium montanum</i>	krattmjølke	<i>Rubus saxatilis</i>	teiebær
<i>Epilobium</i> sp.	mjølkeslekta	<i>Rumex acetosa</i>	engsyre
<i>Equisetum sylvaticum</i>	skogsnelle	<i>Saussurea alpina</i>	fjelltistel

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Urter (forts.)		Bladmose (forts.)	
<i>Selaginella selaginoides</i>	dvergjamne	<i>Rhodobryum roseum</i>	rosettmose
<i>Solidago virgaurea</i>	gullris	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	kystkransmose
<i>Stellaria borealis</i>	fjellstjerneblom	<i>Rhytidiadelphus squarrosus/ subpinnatus</i>	eng/fjærkransmose
<i>Taraxacum</i> sp.	løvetannslekt	<i>Sanionia uncinata</i>	klobleikmose
<i>Trientalis europaea</i>	skogstjerne	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	sprikelundmose
<i>Viola biflora</i>	fjellfiol	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	strølundmose
Gras og halvgras		<i>Splachnum</i> sp.	møkkmoseslekt
<i>Agrostis capillaris</i>	engkvein	<i>Tetraplodon mnioides</i>	fagerlemenmose
<i>Agrostis canina</i>	hundekvein	Levermoser	
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	fjellgulaks	<i>Barbilophozia atlantica</i>	kystskjeggmoser
<i>Avenella flexuosa</i>	smyle	<i>Barbilophozia attenuata</i>	piskskjeggmoser
<i>Carex bigelowii</i>	stivstarr	<i>Barbilophozia barbata</i>	skogskjeggmoser
<i>Carex brunnescens</i>	seterstarr	<i>Barbilophozia floerkei</i>	lyngskjeggmoser
<i>Calamagrostis purpurea</i>	skogrørkvein	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	grynskjeggmoser
<i>Deschampsia cespitosa</i>	kvassbunke	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	gåsefotskjeggmoser
<i>Festuca ovina</i>	bakkesvingel	<i>Blasia pusilla</i>	flekkmoser
<i>Juncus trifidus</i>	rabbesiv	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	piggtrådmose
<i>Luzula multiflora</i> ssp. <i>frigida</i>	seterfrytle	<i>Calypogeia muelleriana</i>	sumpflak
<i>Luzula multiflora</i>	bakkefrytle	<i>Calypogeia neesiana</i>	torvflak
<i>Luzula pilosa</i>	hårfrytle	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	myrglefsemose
<i>Milium effusum</i>	myskegras	<i>Cephalozia</i> sp.	glefsemoseslekt
<i>Nardus stricta</i>	finnskjegg	<i>Cephalozia</i> sp.	pistremoseslekt
<i>Phleum alpinum</i>	fjelltimotei	<i>Chiloscyphus profundus</i>	stubbleblonde
<i>Poa pratensis</i> ssp. <i>alpigena</i>	seterrapp	<i>Harpanthus flotovianus</i>	kildesalmose
<i>Poa pratensis</i>	bakkerapp	<i>Lophozia longidens</i>	hornflik
Bladmose		<i>Lophozia obtusa</i>	buttflik
<i>Brachythecium rivulare</i>	sumplundmose	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	grokorn/skogflik
<i>Brachythecium salebrosum</i>	lilundmose	<i>Lophozia</i> sp.	flikmoseslekt
<i>Brachythecium</i> sp.	lundmoseslekt	<i>Marsupella emarginata</i>	mattehutremose
<i>Bryum</i> sp.	vrangmoseslekt	<i>Pellia epiphylla</i>	flikvårmose
<i>Dicranum fuscescens</i>	bergsigd	<i>Plagiochila asplenoides</i>	praktinnemose
<i>Dicranum polysetum</i>	krussigd	<i>Ptilidium ciliare</i>	bakkefrynse
<i>Dicranum scoparium</i>	ribbesigd	<i>Scapania</i> sp.	tvebladmoseslekt
<i>Ditrichum flexicaule</i>	storbust	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	storkhoggtann
<i>Hylocomiastrum pyrenaicum</i>	seterhusmose	Busklav	
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	skyggehusmose	<i>Cetraria ericetorum</i>	smal islandslav
<i>Hylocomium splendens</i>	etasjemose	<i>Cetraria islandica</i>	islandslav
<i>Mnium spinosum</i>	strøtornemose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	blomsterlav
<i>Plagiomnium</i> sp.	fagermoseslekt	<i>Cladonia carneola</i>	bleikbeger
<i>Plagiothecium</i> sp.	jamnmoseslekt	<i>Cladonia crispata</i>	traktlav
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	broddfagermose	<i>Cladonia ecmocyna</i>	snøsyl
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	sumpfagermose	<i>Cladonia furcata</i>	gaffellav
<i>Plagiothecium laetum</i>	glansjamnemoser	<i>Cladonia gracilis</i>	syllav
<i>Pleurozium schreberi</i>	furumose	<i>Cladonia rangiferina</i>	grå reinlav
<i>Pohlia nutans</i>	vegnikke	<i>Cladonia stellaris</i>	kvitkrull
<i>Pohlia</i> sp.	nikkemoseslekt	<i>Cladonia sulphurina</i>	fausklav
<i>Polytrichum commune</i>	storbjørnemose	<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	lys reinlav/fjellreinlav
<i>Polytrichum juniperinum</i>	einerbjørnemose	<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	pulverbeger/kornbrunbeger
<i>Polytrichum piliferum</i>	rabbebjørnemose	<i>Flavocetraria cucullata</i>	gulskjerpe
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	fjærmose	<i>Flavocetraria nivalis</i>	gulskinn
<i>Racomitrium fasciculare</i>	knippegråmose	<i>Peltigera polydactylon</i>	fingernever
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	storrundmose	<i>Peltigera scabrosa</i>	runever
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	fjellrundmose	<i>Peltigera</i> sp.	årenever
<i>Rhizomnium punctatum</i>	bekkerundmose	<i>Solorina crocea</i>	safranlav

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017

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

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble startet opp av daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). NIJOS (nå en del av Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) etablerte og analyserte to områder pr. år fra 1988 til 1992, til sammen ti områder (se **figur 2.1**). Vegetasjonen i 50 analyseruter i hvert område ble reanalysert hvert femte år til og med fjerde omløp for åtte av de ti områdene. I 1988 etablerte Universitetet i Oslo 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 områder reanalyseres ikke lenger pga. knappe ressurser; åtte områder av de opprinnelige ti områdene som ble etablert av NIJOS, reanalyseres nå med ett område pr. år. Derved er omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i femte omløp ble utført åtte år etter fjerde omløp for fem av områdene. I 2015 ble femte omløp fullført; dvs. at analyserutene i alle de åtte granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO, da var analysert fem ganger. Sjette omløp ble påbegynt i 2016 med analyse av rutene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i Akershus for sjette gang, og i 2017 ble rutene i Gutulia nasjonalpark analysert for sjette gang. Til sammen er 397 av de opprinnelig 400 analyserutene i de åtte områdene fremdeles intakte (se kap. 5).

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 (Nordbakken et al. 2010, T. Økland & Nordbakken 2014, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2009, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017a). De permanente analyserutene i Gutulia nasjonalpark i Engerdal ble første gang analysert i 1989 (T. Økland 1996) og deretter reanalysert i 1994, 1999, 2004 og 2009 (Nordbakken et al. 2010, T. Økland 2004a,b). I Gutulia lå det i 2017 et stort tre over en av analyserutene; noe som umuliggjorde en fullstendig reanalyse av denne ruta. Her rapporteres derfor resultater fra 49 analyseruter i alle seks omløp. Feltarbeidet i 2017 ble utført i slutten av juli.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

Overvåkingsområdet Gutulia ligger i Engerdal kommune, Hedmark fylke (62°00-01'N, 12°09-13'Ø, UTM: UTM UJ 48-53, 80-87, 680-948 moh.), i Gutulia nasjonalpark, som ble opprettet i 1968 og utvidet i 2004. Gutulia ligger på statlig grunn, og sentrale deler var administrativt fredet av Statskog allerede fra 1957. Forvaltningsmyndigheten for Gutulia nasjonalpark, som tidligere var underlagt Fylkesmannen i Hedmark, ble 15.03.2013 delegert til et lokalt nasjonalparkstyre med representanter fra Engerdal og Røros kommuner, Hedmark og Sør-Trøndelag fylkeskommuner og Sametinget.

Fram til 1949 var det seterdrift i Gutulia nasjonalpark (Kielland-Lund 1972, Wold 1989). Etter at seterhusene ble restaurert, var det igjen beitedyr på Gutulivollen i noen år, men nå er det bare tamrein i Gutulia. Det har tidligere vært noe hogst (trolig plukkhogst), og i deler av skogen har det vært brann (minst fire ganger ifølge Wold 1989). Granskogen er imidlertid lite påvirket av disse forholdene. Gutulia nasjonalpark ble opprettet for «å ta vare på en av de siste urskogene i Norge og et fjell- og myrlandskap som er karakteristisk for disse traktene»¹. Korsmo & Larsen (1994) rapporterte at det meste av skogen var i «aldersfasen», og at den var et av de boreale skogområdene i Norge som var nærmest til å kunne karakteriseres som urskog. Skogtrærne er

¹ <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Verneomrader/Norges-nasjonalparker/Gutulia/>

Tabell 4.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark. 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	
62°00-01'	12°09-13'	700 - 850	4	700	-0,3	-12,4	11,4	1989

store, og flere er mange hundre år gamle. Urskogspreget i Gutulia er blitt tydeligere de siste tiårene; for eksempel har de opprinnelige stiene blitt mer utydelige og flere døde og nedfalne trær enn tidligere gjør deler av området mer utilgjengelig.

Landskapet er lett bølgeformet, og berggrunnen er for det meste fattig og består av kvartsskifer og metaarkose (Sigmond et al. 1984), men rikere partier med glimmerskifer forekommer (Ny-stuen & Trømborg 1972).

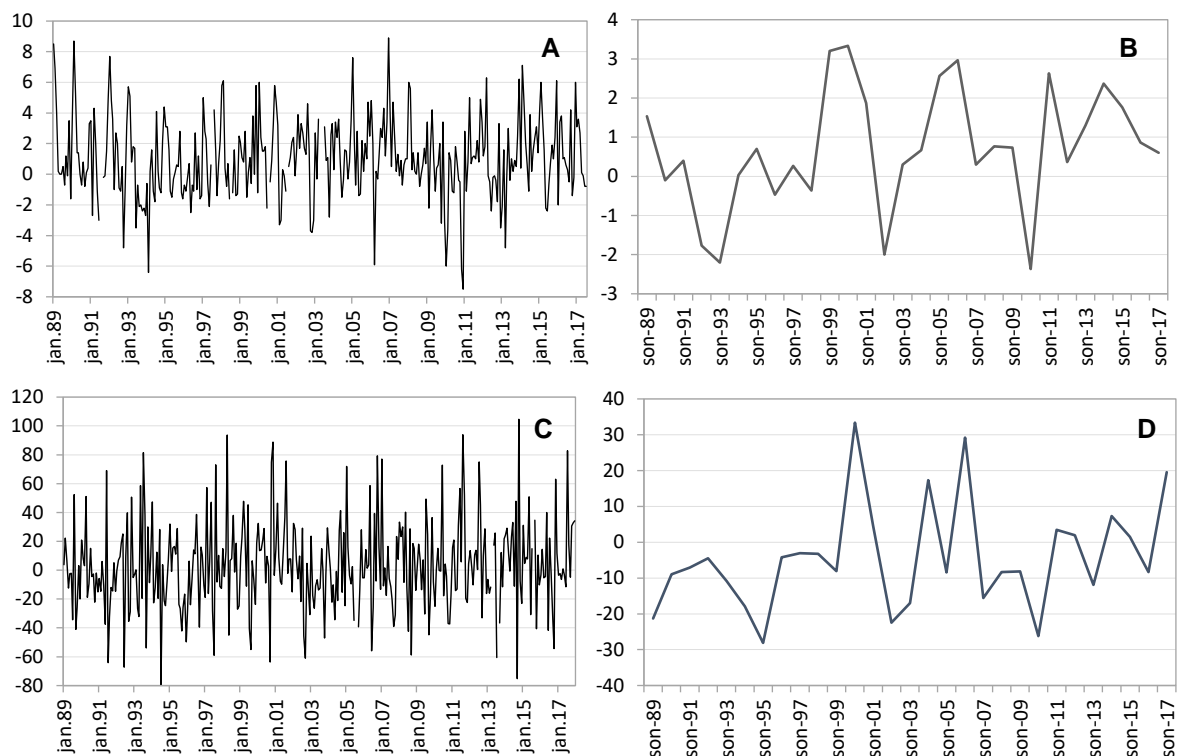
Analyserutene i Gutulia ligger fra 700 til 850 moh., innenfor et areal på ca. 4 km² (**tabell 4.1**). Området ligger i hovedsak i nordboreal sone og i overgangsseksjon (OC) mellom svakt oseanisk og svakt kontinentalt klima (Moen 1998). Årsnedbøren er ca. 700 mm. Årsmiddeltemperaturen er -0,3 °C, middeltemperaturen for kaldeste måned -12,4 °C og for varmeste måned 11,4 °C.

Klimautviklingen i perioden 1989-2017 er vist i **figur 4.1 (A-D)**, basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene.

Det er stor variasjon mellom år i månedsmiddeltemperaturens avvik fra 30-årsnormalen (1961-1990) (**figur 4.1A**). Avviket i månedsmiddeltemperaturen for hele perioden fra overvåkingen startet i 1989 til og med juni i 2017, var i gjennomsnitt 1 °C over normalen, mens avviket for perioden fra august 2009 til og med juli 2017 i gjennomsnitt lå 0,9 °C over normalen. Temperaturen om høsten (september, oktober, november) har ligget over normalen i alle år unntatt 1990, 1992, 1993, 1996, 1998, 2002 og 2010 (**figur 4.1B**). I gjennomsnitt for hele overvåkingsperioden lå månedsmiddeltemperaturen om høsten 0,7 °C over normalen, men i flere år har den vært betydelig høyere (1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014, med henholdsvis 3,2, 3,3, 2,6, 3,0, 2,6, 3,4 °C over normalen). Middeltemperaturen for perioden høsten 2009 – høsten 2016 lå 1 °C over normalen. For øvrig viser dataene at temperaturen har ligget betydelig over normalen også i mange vinter- og vårmåneder, spesielt i april 2011, mars 2012, desember 2013, februar 2014, mars 2014, februar 2015 og desember 2015 med henholdsvis 5,0, 6,3, 6,2, 7,1, 4,7, 6,0 og 6,1 °C over normalen.

Også for månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har det vært store variasjoner i perioden, men gjennomsnitt for perioden fra august 1989 til og med juli 2017 avvek kun 2,8 mm fra 30-årsnormalen. Størst avvik fra normalen var det i november 2000, august 2011 og oktober 2014 med henholdsvis 88,9, 94,0 og 104,6 mm over normalen. Nedbøren for september, oktober og november for hele overvåkingsperioden (**figur 4.1D**) var i gjennomsnitt 5,2 mm mindre enn normalen. I perioden 2009-2016 var høstnedbøren i gjennomsnitt 5,1 mm mindre enn normalen. Størst avvik fra normalen var det i høstmånedene i 2000, med 33,4 mm mer nedbør enn normalen.

Metodene for vegetasjonsovervåkingen, som i all hovedsak er lik for granskog og bjørkeskog, følger de metodene som tidligere er beskrevet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson et al. (2000), og T. Økland et al. (2001, 2004 a,b). Se disse publikasjonene for mer detaljerte metodebeskrivelser og plassering av analyserutene. I korthet ble det ved oppstarten av overvåkingen i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut ti analysefelt (makroruter) à 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de ti analysefeltene ble



Figur 4.1 Avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur (°C) i gjennomsnitt pr. måned i september–november (son), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør (mm) i gjennomsnitt pr. måned i september–november (son). Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør for perioden fra januar 1989 til og med desember 2017 fra Meteorologisk institutt sine målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Drevsjø i Engerdal (700) og Valdalen i Engerdal (730) for henholdsvis temperatur og nedbør. Brutte linjer betyr manglende data for enkelte måneder (mangler data for noen få sommermåneder; hovedsakelig i juli og august)

det trukket ut tilfeldige posisjoner for fem 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.

Det ble i 2017 satt ut loggere for jordtemperatur sentralt i hvert analysefelt (mest mulig representativt for de fem 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 mest insektgnag, men tamrein kan ha beitet i enkelte analyseruter). 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 Gutulia i 2017.

Ved første gangs analyse i 1989 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 (1993, 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 1989 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf. T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

4.2 Vegetasjonsendringer i Gutulia i perioden 1989-2017

Totalt antall arter registrert for hver artsgruppe i hver tidsperiode

I de 49 analyserutene ble det i 2017 registrert totalt 98 arter: 42 karplantearter; derav 7 vedaktige, 26 urter og karsporeplanter og 9 graminider, 20 bladmosearter, 5 torvmosearter, 19 levermoser og 12 lavararter (**tabell 4.2**). I forhold til 2009 er det en reduksjon i totalt artsantall i rutene på 14 arter, 1 vedaktig, 2 urter, 1 grasart, 6 bladmosearter, 2 levermoser og 2 lavararter. For hele 28-årsperioden fra 1989 til 2017 er det en total reduksjon på 26 arter; derav 3 karplantearter 18 mosearter og 5 lavararter. Gjennomsnittlig totalt artsantall pr. 1 m² analyserute er også sterkt redusert, fra 24,7 arter i 1989 til 18,6 i 2017.

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper registrert i de permanente analyserutene i overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1989	1994	1999	2004	2009	2017	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	8	9	9	8	8	7	9
Urter og karsporeplanter	27	26	25	26	28	26	31
Graminider	10	10	9	9	10	9	12
<i>Karplanter totalt</i>	<i>45</i>	<i>45</i>	<i>43</i>	<i>43</i>	<i>46</i>	<i>42</i>	<i>52</i>
Bladmoser (unntatt torvmoser)	29	30	30	27	26	20	33
Torvmoser	4	5	5	5	5	5	5
Levermoser	29	27	25	25	21	19	34
<i>Moser totalt</i>	<i>62</i>	<i>62</i>	<i>60</i>	<i>57</i>	<i>52</i>	<i>44</i>	<i>72</i>
Lav	17	17	17	13	14	12	23
<i>Kryptogamer totalt</i>	<i>79</i>	<i>79</i>	<i>77</i>	<i>70</i>	<i>66</i>	<i>56</i>	<i>95</i>
Totalt	124	124	120	113	112	98	147

Endringer i antall arter (artstetthet) i analyserutene

I perioden 2009–2017 ble det påvist en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr. 1 m²-rute. I gjennomsnitt var det 2,4 færre arter pr. rute i 2017 enn i 2009 (**tabell 4.3**). For hele 28-årsperioden ble det registrert en stor og signifikant reduksjon i det totale artsantallet pr. 1 m²-rute; det var i gjennomsnitt seks arter færre pr. 1 m²-rute i 2017 enn i 1989.

I siste periode fra 2009 til 2017 ble det også påvist signifikant reduksjon i artsantall pr. rute for vedaktige planter (småplanter av trær og lyngarter), karplanter totalt, bladmoser, moser totalt og kryptogamer totalt. Bare torvmosene økte (svakt) signifikant i artsantall i siste periode.

I løpet av hele overvåkingsperioden ble antall arter pr. rute signifikant redusert for alle artsgrupper unntatt torvmosene. I 2017 var det i gjennomsnitt to færre karplantearter og fire færre kryptogamer pr. rute enn ved oppstart av overvåkingen i 1989. For karplantene var det urter og karsporeplanter som hadde størst gjennomsnittlig reduksjon i artsantall, mens reduksjonen i gjennomsnittlig antall for bladmoser og levermoser var omtrent like stor.

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 seks analyseomløpene samt for 28-årsperioden 1989–2017. 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 fem. Forekomsten av småplanter av trær, småmarimjelle og stormarimjelle er testet, men forekomsten av disse varierer naturlig mellom år (jf. R. Økland 1995b).

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 49 analyseruter à 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark fra 1989 til 2017. 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 uthvet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr ≤ 0,0005). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 analyseruter.

	Endring 1989-1994				Endring 1994-1999				Endring 1999-2004				Endring 2004-2009				Endring 2009-2017				Endring 1989-2017			
	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)	5	7	0,04	0,564	7	8	0,00	1,000	8	5	-0,06	0,499	8	8	0,02	0,819	15	1	-0,37	0,001	17	6	-0,37	0,009
Urter og karsporeplanter	17	10	-0,24	0,092	15	8	-0,20	0,103	10	11	0,04	0,727	21	6	-0,53	0,001	21	10	-0,33	0,063	29	7	-1,27	0,000
Graminider	8	2	-0,14	0,052	3	2	-0,02	0,655	5	4	-0,02	0,739	4	4	-0,02	0,763	10	3	-0,16	0,106	13	2	-0,37	0,004
Karplanter totalt	19	13	-0,35	0,050	19	11	-0,22	0,114	16	12	-0,04	0,962	23	10	-0,53	0,007	26	7	-0,86	0,003	36	5	-2,00	0,000
Bladmoser u/torvmoser	9	22	0,67	0,005	24	12	-0,41	0,018	23	13	-0,49	0,037	24	6	-0,61	0,008	25	3	-0,90	0,000	34	4	-1,73	0,000
Torvmoser	2	3	0,02	0,655	2	3	0,02	0,655	2	4	0,04	0,414	3	1	-0,04		0	5	0,10	0,025	3	8	0,14	0,088
Levermoser	12	22	0,59	0,026	21	12	-0,47	0,195	23	11	-0,39	0,080	24	9	-0,78	0,001	24	11	-0,61	0,051	35	6	-1,65	0,000
Moser totalt	9	29	1,29	0,000	28	15	-0,86	0,012	28	12	-0,84	0,017	29	9	-1,43	0,000	32	9	-1,41	0,000	39	3	-3,24	0,000
Lav	10	16	0,27	0,143	15	7	-0,18	0,072	15	5	-0,41	0,026	16	4	-0,37	0,005	8	8	-0,10	0,508	23	4	-0,80	0,000
Kryptogamer totalt	9	32	1,55	0,000	27	14	-1,04	0,006	31	10	-1,24	0,003	31	8	-1,80	0,000	33	10	-1,51	0,000	41	5	-4,04	0,000
Totalt	13	30	1,20	0,009	30	11	-1,27	0,003	30	14	-1,29	0,005	35	6	-2,33	0,000	35	10	-2,37	0,000	44	4	-6,04	0,000

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark i løpet av fire 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 28-årsperioden 1989-2017, 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 49). p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median-endringen 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.

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			2009-2017			1989-2017		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter																		
<i>Picea abies</i>	0	1		0	7	0,014	5	3	0,271	4	4	0,886	4	1	0,131	2	3	0,679
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	9	0,012	8	7	0,806	7	4	0,218	3	8	0,132	11	3	0,022	7	6	0,799
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	7	5	0,371	7	1	0,030	4	2	0,168	7	0	0,015	5	4	0,582	12	2	0,003
<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	4	0,312	5	3	0,319	2	5	0,610	4	2	0,598	10	1	0,007	12	2	0,006
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	16	12	0,605	19	14	0,062	18	13	0,301	4	4	0,102	34	6	0,000	35	4	0,000
<i>Equisetum sylvaticum</i>	4	2	0,750	3	1		2	0		2	1		2	2		5	2	0,263
<i>Geranium sylvaticum</i>	6	4	0,916	6	1	0,047	5	3	0,366	5	0	0,034	1	3	0,461	9	2	0,019
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	10	11	1,000	11	8	0,263	13	7	0,440	16	6	0,011	14	7	0,029	19	4	0,002
<i>Hieracium sylvatica-gr.</i>	1	4	0,131	1	3		3	5	0,272	5	3	0,608	5	3	0,272	2	5	0,395
<i>Hieracium vulgata-gr.</i>	4	6	0,560	5	7	0,335	11	0	0,003	6	4	0,304	5	3	0,203	11	1	0,009
<i>Linnea borealis</i>	7	16	0,073	13	11	0,291	10	15	0,138	26	6	0,000	16	12	0,714	21	11	0,044
<i>Listera cordata</i>	12	8	0,879	11	4	0,042	5	11	0,134	14	3	0,021	6	13	0,351	15	6	0,133
<i>Lycopodium annotinum</i>	5	11	0,248	12	4	0,085	7	8	0,585	10	3	0,190	9	7	0,938	6	7	0,889
<i>Melampyrum pratense</i>	20	3	0,004	7	13	0,347	6	16	0,026	13	9	0,162	16	6	0,049	17	6	0,025
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	14	5	0,036	4	19	0,006	2	18	0,005	18	5	0,002	25	1	0,000	19	3	0,000
<i>Moneses uniflora</i>	3	2	0,786	6	2	0,528	2	2		2	1		5	1	0,593	4	2	0,249
<i>Orthila secunda</i>	7	9	0,896	10	7	0,213	9	6	0,647	14	2	0,013	9	6	0,457	13	6	0,017
<i>Oxalis acetosella</i>	6	15	0,049	10	10	0,775	6	14	0,171	18	3	0,003	9	10	0,716	16	8	0,200
<i>Ranunculus acris</i>	4	1	0,492	2	0		0	1		2	0		1	1		4	0	
<i>Solidago virgaurea</i>	12	10	0,698	6	8	0,628	9	7	0,275	12	2	0,003	8	7	0,503	18	5	0,001
<i>Trientalis europaea</i>	14	13	0,750	16	4	0,035	11	12	0,404	14	8	0,048	12	6	0,074	23	3	0,000
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	3	5	0,319	6	1	0,040	4	3	0,490	5	2	0,089	8	0	0,010	8	0	0,012
<i>Avenella flexuosa</i>	3	10	0,451	9	5	0,587	7	7	0,897	9	6	0,103	11	5	0,036	15	5	0,007
<i>Carex vaginata</i>	0	6	0,026	2	2		2	4	0,395	4	1	0,276	3	2	0,588	3	4	0,799
<i>Decshampsia caespitosa</i>	2	6	0,122	6	6	0,906	6	4	0,837	8	5	0,170	7	4	0,503	5	5	0,720
<i>Luzula pilosa</i>	9	9	0,350	7	4	0,745	6	8	0,872	7	5	0,662	9	5	0,202	10	7	0,846

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			2009-2017			1989-2017		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Bladmoser																		
<i>Brachythecium salebrosum</i>	1	3		3	1		3	2	0,416	3	1		4	0	0,068	4	0	
<i>Dicranum fuscescens</i>	3	24	0,000	18	7	0,003	12	15	0,733	18	9	0,026	12	9	0,199	12	12	0,654
<i>Dicranum majus</i>	0	15	0,000	5	11	0,307	8	7	0,840	11	6	0,271	11	10	0,527	7	16	0,215
<i>Dicranum scoparium</i>	5	25	0,000	21	15	0,464	27	5	0,000	23	18	0,208	30	9	0,000	32	10	0,000
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	0	11	0,003	7	4	0,174	6	3	0,629	6	4	0,237	5	1	0,168	5	2	0,204
<i>Hylocomium splendens</i>	1	10	0,007	5	5	0,782	3	4	0,931	8	3	0,227	13	4	0,009	11	10	0,409
<i>Mnium spinosum</i>	1	5	0,058	3	3	0,916	5	0	0,041	3	3	0,752	4	2	0,461	5	3	0,673
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	10	0,345	9	4	0,052	8	1	0,021	8	4	0,148	7	0	0,017	14	0	0,001
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	4	10	0,161	14	4	0,013	8	6	0,748	11	6	0,195	7	5	0,574	13	5	0,032
<i>Pleurozium schreberi</i>	4	28	0,001	11	11	0,350	24	7	0,001	27	5	0,000	23	10	0,011	30	4	0,000
<i>Pohlia nutans</i>	3	4	0,932	5	4	0,856	6	2	0,083	4	3	0,527	2	2	0,458	7	0	0,016
<i>Polytrichum commune</i>	2	3	0,655	3	0		1	2		1	5	0,202	4	1	0,129	2	3	0,785
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	8	4	0,339	5	5	0,681	5	3	0,196	7	2	0,027	5	1	0,072	13	0	0,001
<i>Rhodobryum roseum</i>	5	11	0,072	10	6	0,432	14	1	0,005	7	7	1,000	10	3		13	2	0,002
<i>Rhytiadelphus subpinnatus</i> agg.	0	5	0,041	4	2	0,234	4	1	0,157	3	0	0,109	3	0	0,102	3	0	
<i>Sanionia uncinata</i>	1	5	0,058	5	1	0,242	6	1	0,047	4	1	0,336	3	2	0,336	6	1	0,061
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	5	13	0,025	9	5	0,038	10	5	0,095	7	3	0,036	7	1	0,031	15	0	0,001
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	0	5	0,041	4	1	0,131	1	3		3	0		1	0		0	0	
<i>Straminergon stramineum</i>	3	0		1	2		1	3		2	3	0,785	2	1		4	0	
Torvmoser																		
<i>Sphagnum angustifolium</i>	0	3		1	2		1	4	0,216	6	0	0,024	1	5	0,044	2	7	0,028
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1	4	0,098	4	2	0,458	3	4	0,546	5	2	0,306	1	5	0,072	3	3	0,345
<i>Sphagnum russowii</i>	4	5	0,438	5	5	0,679	5	2	0,089	4	5	0,859	1	9	0,010	3	9	0,195
Levermoser																		
<i>Barbilophozia attenuata</i>	6	10	0,237	10	4	0,226	6	3	0,371	4	6	0,796	6	5	0,642	10	4	0,046
<i>Barbilophozia barbata</i>	1	7	0,034	7	0	0,011	3	0	0,102	1	0		0	1		2	0	
<i>Barbilophozia floerkei</i>	7	18	0,081	19	13	0,167	22	10	0,034	19	14	0,553	15	13	0,954	21	13	0,097
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	0	3		1	2		1	7	0,098	6	3	0,327	3	0		1	0	
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	2	8	0,118	6	5	0,717	1	8	0,108	10	1	0,010	5	2	0,438	3	2	0,414
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	4	10	0,040	11	6	0,291	16	4	0,002	17	10	0,156	21	11	0,015	24	4	0,000
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	4	9	0,145	11	5	0,211	8	3	0,239	9	3	0,030	4	2	0,746	9	2	0,031
<i>Calypogeia integristipula</i>	8	5	0,135	7	6	0,856	9	3	0,059	6	3	0,327	5	2	0,230	10	1	0,009
<i>Calypogeia neesiana</i>	1	8	0,021	7	2	0,234	5	4	0,625	3	0		5	4	0,951	4	2	0,111
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	2	4	0,461	4	4	0,667	5	1	0,340	5	1	0,072	2	2		6	1	0,071
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	4	8	0,235	10	7	0,375	10	6	0,115	8	5	0,204	10	2	0,019	14	3	0,006

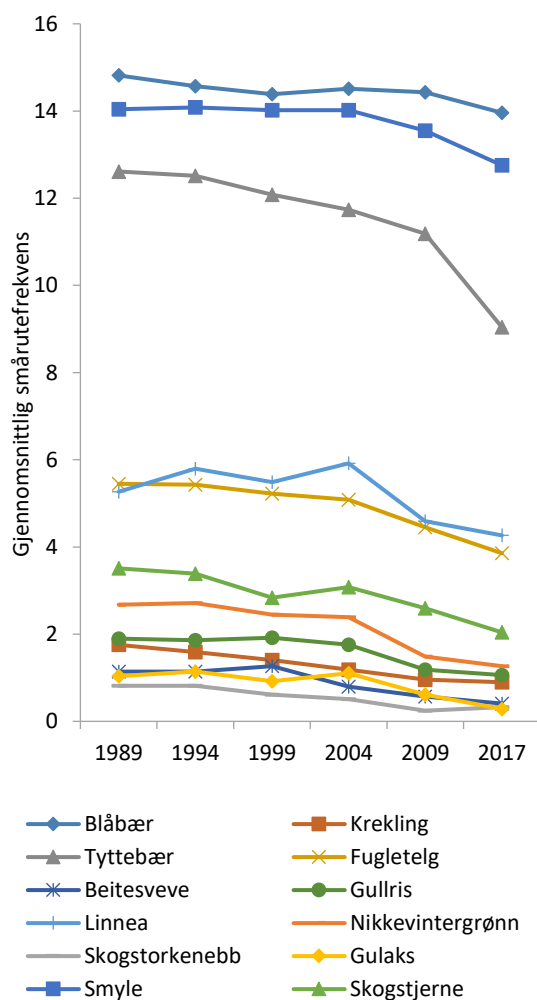
	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			2009-2017			1989-2017		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
<i>Cephalozia pleniceps</i>	5	3	0,566	3	7	0,230	8	0	0,010	4	2	0,141	1	2		6	0	0,026
<i>Harphanthus flotovianus</i>	0	4		4	2	0,317	2	2		2	1		3	1		3	1	
<i>Lophozia excisa</i>	1	7	0,034	7	0	0,016	1	2		2	0	0,157	0	0		3	0	
<i>Lphozia incisa</i>	0	6	0,027	5	0	0,039	2	1		3	0	0,102	0	0		0	0	
<i>Lophozia obtusa</i>	7	29	0,000	24	7	0,001	22	9	0,079	14	13	0,371	23	7	0,005	24	8	0,001
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	9	14	0,519	16	12	0,757	10	19	0,200	17	11	0,127	21	7	0,002	23	8	0,000
<i>Scapania scandica</i>	1	2		1	3		3	2	0,480	0	0	1,000	2	0		2	0	
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	5	9	0,173	5	5	0,837	10	6	0,259	11	2	0,062	9	3	0,168	13	3	0,057
Lav																		
<i>Cladonia bellidiflora</i>	1	2		3	0		3	0		1	3	0,317	3	0		6	0	0,024
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	9	6	0,080	6	6	0,614	10	5	0,183	7	4	0,377	5	3	0,763	16	2	0,010
<i>Cladonia coccifera</i>	0	6	0,024	5	0	0,038	2	1		2	0	0,180	0	1		1	1	
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	3	8	0,154	5	3	0,608	4	5	1,000	6	0	0,020	4	1	0,180	5	2	0,160
<i>Cladonia conrnuta</i>	1	2		3	2	0,783	3	0		0	0	1,000	0	0		2	0	
<i>Cladonia digitata</i>	0	2		1	4	0,180	4	1	0,180	2	0	0,157	0	1		0	1	
<i>Cladonia furcata</i>	14	7	0,070	6	7	0,490	11	5	0,251	14	1	0,001	5	7	0,630	14	4	0,010
<i>Cladonia gracilis</i>	1	5	0,131	3	1		2	1		1	0	0,317	1	1		1	1	
<i>Cladonia rangiferina</i>	3	2	0,891	1	2		2	1		4	1	0,102	2	2		4	2	0,168
<i>Cladonia sulphurina</i>	3	2	1,000	3	1		3	0		1	0	0,317	0	0		4	0	

I perioden fra 2009 til 2017 har åtte karplantearter (av totalt 23 arter testet) blitt signifikant ($p < 0,05$) redusert i mengde (smårutefrekvens): blåbær, fugletelg, gulaks, gullris, nikke vintergrønn, rogn, skogstjerne, smyle, småmarimjelle, stormarimjelle, og tyttebær. Ingen karplantearter økte signifikant i denne perioden.

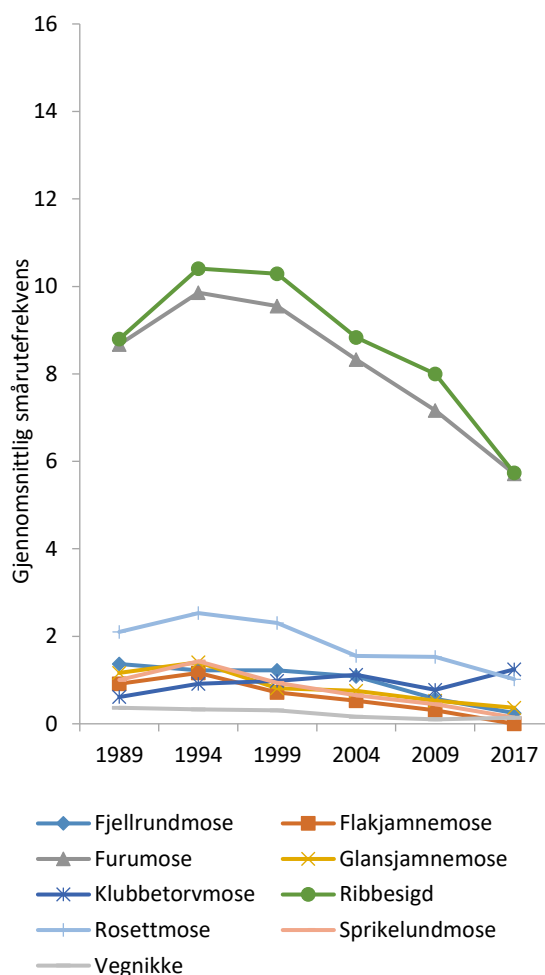
I hele 28-årsperioden fra 1989 til 2017 har det blitt signifikant mindre av 14 karplantearter (av totalt 25 karplantearter testet): beitesveve, linnea, blåbær, fugletelg, hårfrytle, krekling, rogn, småmarimjelle, skogstjerne, skogstorkenebb, stormarimjelle og tyttebær (**figur 4.2**), mens ingen arter økte signifikant.

I perioden 2009–2017 har fem bladmoserarter (av totalt 14 testet) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens): etasjemose, flakjamnmose, furumose, ribbesigd og sprikelundmose. Ingen bladmoserarter har økt signifikant. Av torvmosene økte klubbetorvmose og tvaretorvmose signifikant i siste periode.

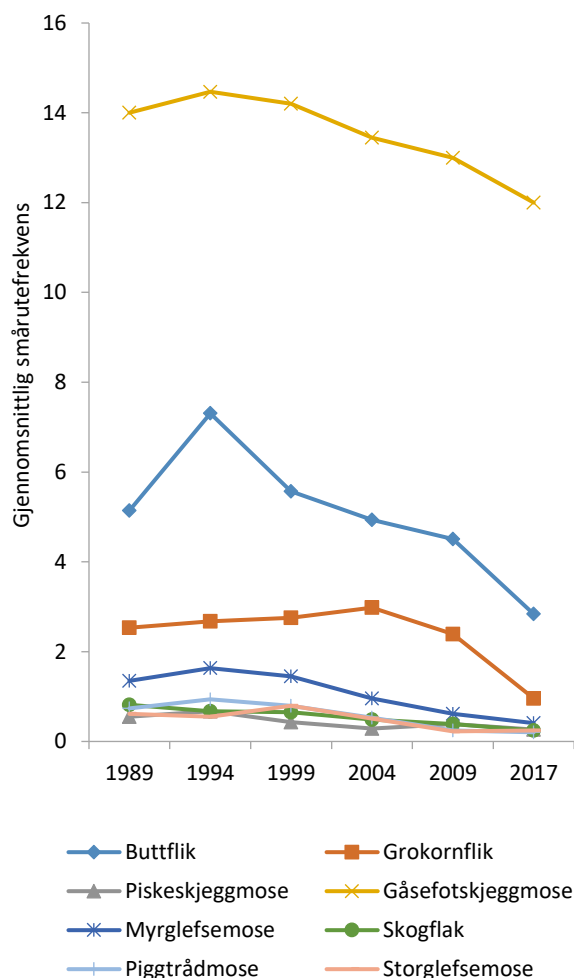
Det har blitt signifikant mindre av fire levermoser (av totalt 11 testet) i siste periode: buttflrik, grokornflrik, gåsefotskjeggmose og myrglefsemose. Ingen levermose-arter økte signifikant i siste periode. Ingen lavarter viste signifikante endringer i smårutefrekvens i siste periode.



Figur 4.2 Utvikling i gjennomsnittlig smårutefrekvens for karplanter med signifikant endring fra 1989 til 2017 (marimjelleartene er utelatt).



Figur 4.3 Utvikling i gjennomsnittlig smårutefrekvens for bladmoser med signifikant endring fra 1989 til 2017.



Figur 4.4 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens for levermoser med signifikant endring fra 1989 til 2017.

I 28-årsperioden har åtte bladmosearter (av totalt 15 testet) blitt signifikant redusert i mengde (smårute-frekvens): fjellrundmose, flakjamnemose, furumose, glansjamnemose, ribbesigd, rosettmose, sprikelundmose og vegnikke (**figur 4.3**). Ingen bladmosearter økte signifikant i 28-årsperioden. Av de tre torvmoseartene som ble testet, økte bare tvaretormose signifikant i 28-årsperioden. Ingen torvmoser ble signifikant redusert.

Det har blitt signifikant mindre av åtte levermoser i løpet av 28-årsperioden (av de totalt 13 som ble testet): buttflik, grokkornflik, gåsefotskjemmose, myrglefsemose, piggtrådmose, piskeskjemmose, skogflak og storglefsemose (**figur 4.4**). Ingen levermoser økte signifikant i mengde i løpet av 28-årsperioden.

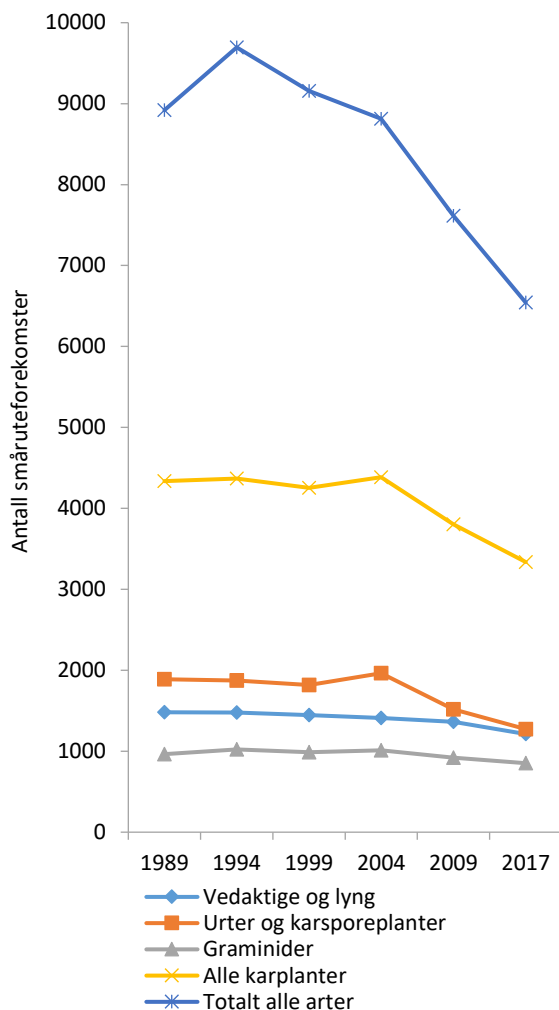
Det har blitt signifikant mindre av tre lavarter (av totalt fem testet) i løpet av 28-årsperioden: blomsterlav, gaffellav og pulverbrunbeger, mens ingen lav økte signifikant i mengde.

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 77 av de totalt 147 artene som har vært registrert i rutene i en eller flere perioder, har hatt endring i smårute-frekvens i fem eller flere ruter i en eller flere av periodene; de resterende 70 artene ble ikke testet (se **vedlegg 4.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1989 til 2017).

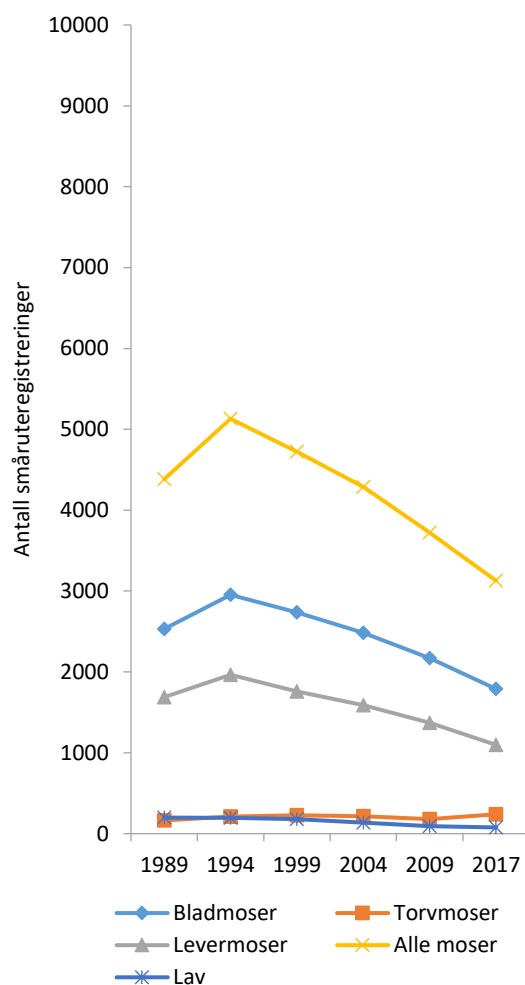
Figur 4.5 viser utvikling i sum smårute-registreringer for alle arter totalt, alle karplantearter og for grupper av karplantearter i overvåkingsperioden fra 1989 til 2017. **Figur 4.6** viser tilsvarende for alle moser; bladmoser, torvmoser og levermoser. Sum smårute-forekomster viser utviklingen inkludert også de artene som hadde for få forekomster/endring i for få analyseruter til å kunne testes.

Det har vært en stor reduksjon i antall smårute-forekomster summert totalt for alle arter og for alle artsgrupper unntatt torvmoser, som har økt fra 164 smårute-registreringer i 1989 til 240 i 2017. I løpet av 28-årsperioden har det blitt en reduksjon i totalt antall smårute-registreringer for karplanter fra 4336 i 1989 til 3337 i 2017. Spesielt er antall smårute-registreringer av urter og karsporeplanter betydelig redusert; fra 1890 i 1989 til 1273 i 2017.

Det har også vært en stor reduksjon i antall smårute-registreringer totalt for alle grupper av moser, fra 4385 i 1989 til 3128 i 2017, på tross av at torvmoser har økt. Antall smårute-forekomster totalt for bladmoser i 1989 var 2532, men bare 1790 i 2017. Tilsvarende ble det for levermoser totalt registrert 1689 smårute-forekomster i 1989, men bare 1098 i 2017. Antall smårute-forekomster for lavarter var 199 i 1989, mens det kun var 77 i 2017, dvs. en reduksjon på mer enn 50 % i forhold til utgangspunktet da overvåkingen startet.



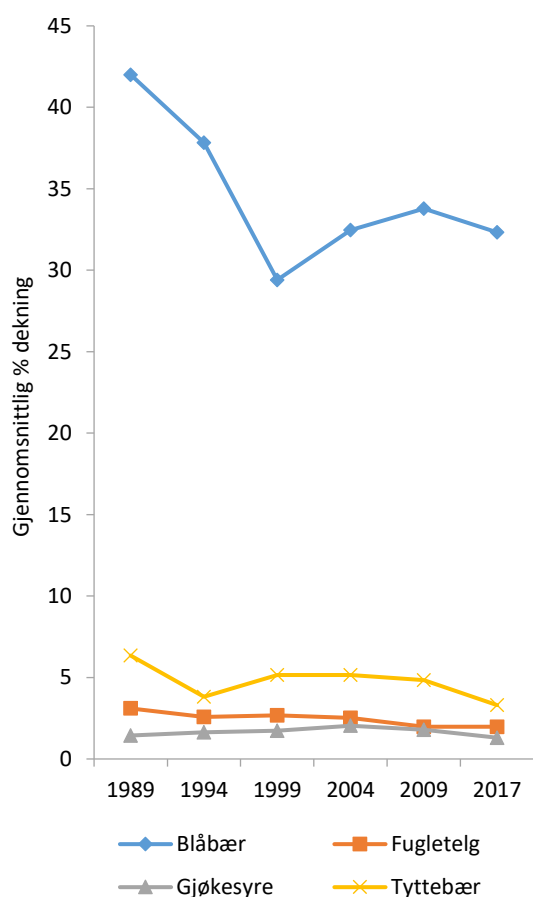
Figur 4.5 Utvikling i sum småruteregistreringer for alle artene totalt, alle karplantearter, alle vedaktige, alle urter og kar-sporeplanter og for alle graminider fra 1989 til 2017.



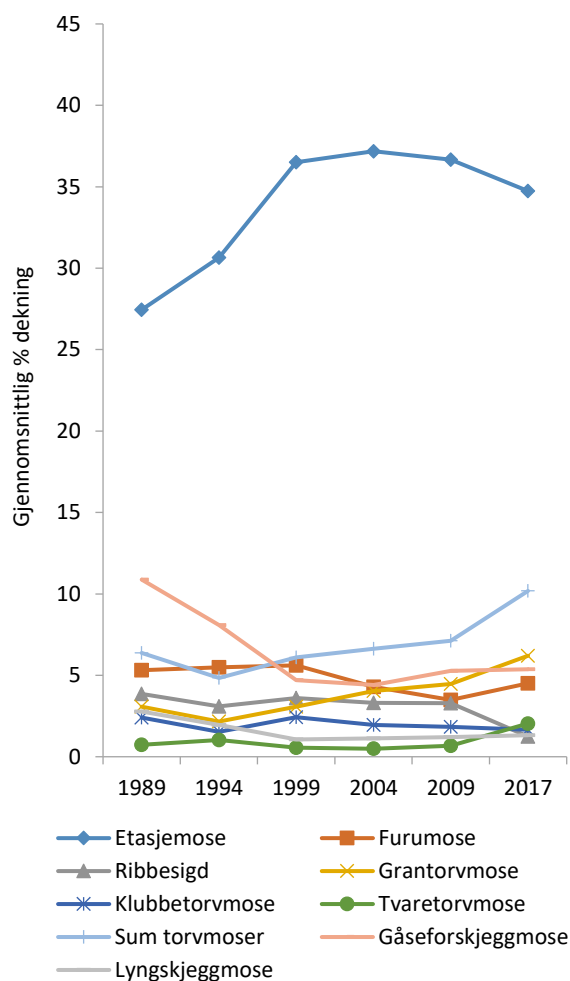
Figur 4.6 Utvikling i sum småruteregistreringer for alle bladmoser, torvmoser, levermoser og for alle lavararter 1989 til 2017.

Endringer i prosent dekning i rutene er også analysert, blant annet for å vise eventuelle endringer for dominante arter som ikke alltid fanges opp av smårutefrekvens. Tabell for disse resultatene er ikke vist her, men de viktigste resultatene gjengis nedenfor, og utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning er vist for en del arter i **figur 4.7** og **figur 4.8**. Ingen arter økte signifikant målt som prosent dekning i analyserutene, verken i løpet av siste periode eller i løpet av overvåkingsperioden fra 1989 til 2017, mens mange arter ble signifikant redusert. I løpet av siste periode, fra 2009 til 2017, ble sju karplantearter (gulaks, gullris, linnea, smyle, småmarimjelle, rogn og tyttebær), seks bladmosearter (blanksigd, fjærkransmose, flakjamnmose, ribbesigd, rosettmose og sprikelundmose) og to levermoser (buttflik og myrglefsemose) signifikant redusert målt som prosent dekning. Ingen torvmosearter eller lavararter endret seg signifikant målt som prosent dekning i analyserutene, selv om tvaretorvmose økte noe (nær signifikant; $p = 0,057$).

I løpet av hele overvåkingsperioden fra 1989 til 2017 økte ingen arter signifikant i mengde målt som prosent dekning, mens mange arter ble signifikant redusert, deriblant 15 karplanter (beitesveve, blåbær, fugletelg gulaks, gullris, hårfrytle, krekling, linnea, nikke vintergrønn, skogsnelle, skogstjerne, smyle, småmarimjelle, stormarimjelle og tyttebær; se eksempler i **figur 4.7**). I løpet av hele overvåkingsperioden ble også sju bladmosearter (fjellrundmose, glansjamnmose, klobleikmose, ribbesigd, rosettmose, sprikelundmose og vegnikke; se eksempler i **figur 4.8**) og sju



Figur 4.7 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning av for noen karplantearter (utvalg av de med størst gjennomsnittlig dekning) vegetasjonsrutene i 28-årsperioden fra 1989 til 2017.



Figur 4.8 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for noen mosearter (utvalg av de med størst gjennomsnittlig dekning) i vegetasjonsrutene i 28-årsperioden fra 1989 til 2017.

levermoser (buttfluk, grokornfluk, gåseforskjeggmoser, piggrådmose, skogflak, storglesemose og storhoggtann; se eksempler i **figur 4.8**) signifikant redusert.

Det var ingen signifikant endring i prosent dekning for noen torvmosearter, mens to lavarter; blomsterlav og pulverbrunbeger; ble signifikant redusert.

Bare få arter har økt i dekningsgrad, men etasjemose hadde en sterk økning fra første til tredje analyseomløp, og gjennomsnittlig torvmosedekning har økt i løpet av overvåkingsperioden, men spesielt i siste periode.

Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjon basert på alle artene i de 49 analyserutene i seks omløp ble utført. Tolkningen av ordinasjonsaksene basert på analysen av smårutefrekvensdataene fra etableringsåret 1989 (T. Økland 1996), er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på smårutefrekvensdata for artene i 49 analyseruter). Kendalls 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 $\tau > 0,6$ for DCA 2 for alle analyseår; signifikant på nivå $p < 0,0001$).

I Gutulia er DCA 1 tolket som uttrykk for variasjon i artssammensetning langs en næringsgradient, mens DCA 2 er tolket som uttrykk for variasjon fra åpne, fuktige voksesteder med høyt innhold av kationene Al og Na til tørrere voksesteder med lavt innhold av disse kationene i tettere skog. De fuktigste voksestedene hadde også relativt høy pH og et høyt innhold av næringsstoffer, mens det var både næringsrike og næringsfattige tørre voksesteder. Endringer i artssammensetning ble testet både for hele DCA 1 og DCA 2 og separat for den 'rike' og 'fattige' delen av DCA 1 og 2.

I siste periode (2009-2017) ble artssammensetningen endret signifikant i retning av artssammensetning på litt mindre næringsrike voksesteder (**tabell 4.5**; DCA 1, 'rik' del) og i retning av vegetasjon på fuktigere steder (DCA 2, hele aksene og DCA 2, 'rik del'). I løpet av 28-årsperioden 1989-2017 ble artssammensetningen langs den 'rike' delen av DCA 1 endret i retning av artssammensetning på 'fattigere' voksesteder.

Tabell 4.5 Forflytning av analyseruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Gutulia nasjonalpark i perioden 1989-2017 basert på smårutefrekvensdata (ordinasjon av 49 analyseruter over seks analysetidspunkter; én av de opprinnelige 50 analyserutene kunne ikke analyseres fullstendig og er fjernet her før DCA) Wilcoxon-test er gjort for hele DCA 1 og DCA 2 og 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).

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2009			2009-2017			1989-2017			
	n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	p	
DCA 1 (hele aksen)	49	28	21	0,184	20	29	0,360	19	30	0,153	28	21	0,515	30	19	0,320	21	28	0,842
DCA 2 (hele aksen)	49	19	30	0,069	24	25	0,694	33	16	0,084	21	28	0,092	32	17	0,008	27	22	0,870
DCA 1 'fattig' del	26	16	10	0,066	8	18	0,054	11	15	0,585	12	14	0,248	12	14	0,395	5	21	0,062
DCA 1 'rik' del	23	12	11	0,927	12	11	0,447	15	0	0,136	16	7	0,031	18	5	0,039	16	7	0,035
DCA 2 'fattig' del	26	9	17	0,218	13	13	0,395	17	9	0,424	11	15	0,469	15	11	0,354	12	14	0,174
DCA 2 'rik' del	23	10	13	0,144	11	12	0,670	16	7	0,101	10	13	0,101	17	6	0,006	15	8	0,287

4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Gutulia

Vegetasjonsutviklingen i Gutulia nasjonalpark har tidligere vært rapportert til og med femte om-løp (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, Nordbakken et al. 2010).

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2009 til 2017 og for hele 28-årsperioden basert dataene for artene i de 49 analyserutene (én analyserute er ikke reanalysert i 2017, se innledningen).

Artsmangfoldet er sterkt redusert:

- Totalt antall arter registrert i de 49 1 m²-rutene i 2017 var 98, 14 færre enn ved forrige analyseomløp i 2009; fire karplantearter, åtte mosearter og to lavararter.
- Totalt antall arter registrert for alle analyserutene var 124 i 1989, men bare 98 i 2017, dvs. en reduksjon på 26 arter i løpet av 28-årsperioden, tre færre karplantearter og 18 færre mosearter og fem færre lavararter.
- Totalt artsantall pr. 1 m²-rute (artstetthet) var signifikant lavere i 2017 enn i 2009, i gjennomsnitt 2,4 arter færre pr. rute. Reduksjonen i totalt artsantall pr. rute skyldes både karplanter

(-0,9 arter pr. rute) og kryptogamer (-1,5 arter pr. rute); størst endring var det for bladmoser. Bare antall torvmosearter økte signifikant, men økningen var bare 0,1 art pr. rute.

- I 28-årsperioden er totalt antall arter pr. 1 m²-rute signifikant og sterkt redusert; i gjennomsnitt var det seks færre arter pr. rute i 2017 i forhold til i 1989. Dette er en større reduksjon enn vi hittil har registrert i noe annet overvåkingsområde.
- Det har blitt signifikant færre arter pr. analyserute i 28-årsperioden for alle artsgrupper unntatt torvmoser. I 2017 var det i gjennomsnitt to færre karplantearter og fire kryptogamer pr. rute i forhold til 1989.

Reduserte mengder for de fleste artene:

- I siste periode, fra 2009 til 2017, ble det signifikant mindre av åtte karplantearter, målt som smårutefrekvens i analyserutene (inkludert småmarimjelle og stormarimjelle som naturlig kan variere en del fra år til år), mens ingen arter økte signifikant. Blant de artene det ble mindre av i rutene, var blåbær og tyttebær, sistnevnte har det også blitt signifikant mindre av i flere andre overvåkingsområder. Målt som prosent dekning i rutene ble det signifikant mindre av sju karplantearter, deriblant tyttebær, mens ingen økte signifikant.
- Det har i perioden fra 2009 til 2017 blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens) av i alt ni mosearter; fem bladmosearter og fire levermoser. Bare klubbetorvmose og grantorvmose økte signifikant. Målt som prosent dekning i analyserutene har det blitt signifikant mindre av seks bladmosearter og to levermoser, mens ingen har økt signifikant.
- I 28-årsperioden fra 1989 til 2017 har det blitt signifikant mindre av 14 karplantearter (inkludert begge marimjelleartene) målt som smårutefrekvens; deriblant blåbær og tyttebær som også ble signifikant redusert målt som prosent dekning i rutene. Totalt 15 karplanter ble signifikant redusert målt som prosent dekning i løpet av 28-årsperioden (deriblant marimjelleartene). Ingen økte signifikant.
- I 28-årsperioden har 16 mosearter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), derav åtte bladmosearter og åtte levermoser, mens bare tvaretorvmose har økt signifikant. Det ble også signifikant mindre av 14 mosearter målt som prosent dekning i rutene, derav sju bladmosearter og sju levermoser. Ingen økte signifikant. Etasjemose økte sterkt og signifikant i dekning i gjennom de første tre omløpene, men senere har økningen stagnert og blitt noe redusert i de siste to periodene. Den gjennomsnittlige dekningen er likevel betydelig høyere enn ved starten av overvåkingen i 1989. Gjennomsnittlig dekning av torvmosearter totalt har også økt i 28-årsperioden.
- Mange arter er det for lite av i rutene til at endringer i mengde kunne testes. En del arter har også vært til stede i en eller flere ruter men ikke i alle analyseomløp. Oppsummering av småruteregistreringer viser imidlertid at det er blitt betydelig færre registreringer av arter i alle artsgrupper unntatt for torvmoser, som har økt.
- Det var signifikante endringer i artssammensetning i perioden fra 2009 til 2017 i retning av vegetasjon på næringsfattige, men også i retning av vegetasjon på fuktigere voksesteder. For hele 28-årsperioden har artssammensetningen endret seg i retning av vegetasjon på næringsfattige voksesteder.

Sannsynlige og samvirkende 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 kan ha gjort det vanskeligere for enkelte karplanter å etablere seg fra frø og/eller vegetativt og å overleve i den tettere mosematta. Enkelte steder har tresjiktet blitt åpnere; ett stort tre var falt ned over en av analyserutene. Dette kan også ha påvirket vegetasjonen i de andre fire analyserutene i denne makroruta. Andre endringer i tresjiktstrukturen pga. økt bestandsalder kan ha hatt betydning, for eksempel lavere kronetetthet. Milde vintre med lite snø og plutselige 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 et al. 2016). Vi registrerte litt soppskader på blåbær, men det er usikkert hvorvidt dette har bidratt til den negative utviklingen for blåbær. Endringer i humuskjemien kan ha bidratt til karplanteendringene. Dette støttes av at

artssammensetningen har endret seg i retning av vegetasjon på mer næringsfattige voksesteder. Karplanteendringene er svært omfattende, som i enkelte andre overvåkingsområder. Det ble kun observert få spor etter smågnagere og beitepåvirkning, i hovedsak insektgnag, men enkelte steder også spor etter beite av tamrein.

For mosene er det sannsynlig at temperaturøkningen (ca. 1 °C 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). Selv om etasjemose ikke har økt signifikant i de siste analyseomløpene, økte den betydelig gjennom de første tre analyseomløpene. Torvmosene har også økt i dekning, spesielt gjennom de siste to analyseomløpene. Svært få smågnagertopper gjennom hele overvåkingsperioden har trolig bidratt til redusert arts mangfold og mengder for mange mosearter fordi mange arter er avhengig av åpninger, 'lommer' i bunnsjiktet for å kunne etablere seg og overleve. For lavartene kan økningen av torvmoser ha bidratt til færre forekomster. Nedbørdataene fra nærmeste stasjon Valdalen viser ikke betydelig økt høstnedbør med unntak av noen svært fuktige år, men det er sannsynlig at det lokalt kan ha vært noe mer nedbør i Gutulia. Endringene i artsammensetningen og økningen for torvmoser tyder på dette.

Som i flere andre overvåkingsområder er det sannsynlig at samvirkende effekter av flere påvirkningsfaktorer har bidratt til de betydelige vegetasjonsendringene vi har påvist i Gutulia, men klimautviklingen har trolig bidratt vesentlig. 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. Siden cyanobakterier på overflaten av moser fikserer nitrogen kan dette også ha påvirket næringsinnholdet i humussjiktet og dermed bidratt til karplantendringene. Det trengs imidlertid mer forskning på klimaeffekter på karplanter og moser, og nye data for trær, jordkjemi samt skoghistoriske undersøkelser for å vise hvordan biotiske og abiotiske faktorer samvirker med hverandre. Tidligere plukkhogst kan heller ikke utelukkes å ha hatt noe innvirkning, selv om skogbestandene var gamle allerede i 1989. Vi har tredata bare for de tre første analyseomløpene og jordkjemiske data for de to første analyseomløpene i Gutulia. Nye tredata, humuskjemidata, skoghistorisk undersøkelse og eksperimentelle undersøkelser av temperaturøkning og undersøkelser av samvirkende effekter mellom arter av karplanter og moser er nødvendig for bedre å kunne avklare årsakene til vegetasjonsendringene i Gutulia nasjonalpark.

I granskogsrutene i Gutulia er arts mangfoldet sterkt redusert fra første til sjette omløp (i gjennomsnitt pr. analyserute den sterkeste reduksjonen hittil), og mengder både målt som smårute-frekvens og som dekning er redusert for svært mange arter; både karplanter, moser og lav. Dette stemmer overens med et mønster som er observert i de andre åtte granskogsområdene fra første (1988-1992) til femte (2008-2015) omløp, og for Rausjømarka i Østmarka naturreservat og Solhomfjell naturreservat fra første til sjette omløp.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Gutulia i 1989–2017

Oversikt over plantearter registrert i en eller flere av de 50 analyserutene (1 m²) i Gutulia nasjonalpark i Engerdal i 1989, 1994, 1999, 2004, 2009 og/eller 2017. Her er også tatt med arter registrert i den analyseruta som ikke kunne analyseres i 2017; dvs. 148 arter totalt.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Vedaktige planter og lyng (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær
<i>Juniperus communis</i>	Einer	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
<i>Picea abies</i>	Gran	Urter og karsporeplanter	
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Alchemilla</i> sp.	Marikåpeslekta
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Circium heterophyllum</i>	Hvitbladtistel
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	<i>Crepis paludosa</i>	Sumphaukeskjegg
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmarihand

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Urter og karsporeplanter (forts.)		Bladmoser (forts.)	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Hieracium Sylvatica-gr.</i>	Skogsveve	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus agg.</i>	Fjærkransmose
<i>Hieracium Vulgata-gr.</i>	Beitesveve	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
<i>Listera cordata</i>	Småtteblad	<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	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	Torvmoser	
<i>Monesis uniflora</i>	Olavsstake	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetorvmose
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn	Levermoser	
<i>Ranunculus acris</i>	Bakkesoleie	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Selaginella selaginoides</i>	Dvergjamne	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser
<i>Taraxacum sp.</i>	Løvetannselekt	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
Grassaktige planter		<i>Calypogeia sphagnicola</i>	Sveltflak
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	Sveltglefsemose
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogørkvein	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	<i>Cephalozia sp.</i>	Pistremoseslekta
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Gymnocolea inflata</i>	Torvdymose
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kildesalmose
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	<i>Leiocolea heterocolpos</i>	Piskflik
<i>Melica. nutans</i>	Hengeaks	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Poa pratensis</i>	Engrapp	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbbeblonde
Bladmoser (unntatt torvmoser)		<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik
<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Liliundmose	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
<i>Bryum sp.</i>	Vrangmoseslekta	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Bryum capillare</i>	Skruevrangmose	<i>Lophozia sudetica</i>	Rødflik
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Lophozia ventricosa agg.</i>	Grokornflik
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Lophozia wenzelii</i>	Skeiflik
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Pellia sp.</i>	Vårmoseslekta
<i>Dicranum polysetum</i>	Filtsigd	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Hylocomiastrum pyrenaicum</i>	Seterhusmose	<i>Scapania irrigua</i>	Sumptvebladmose
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	<i>Tritomaria exsectiformis</i>	Strihogggtann
<i>Isoeterygiopsis pulchella</i>	Skåreblankmose	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhogggtann
<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose	Lav	
<i>Plagiomnium affine</i>	Skogfagermose	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjamnemose	<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav
<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	Glansjamnemose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	<i>Cladonia cariosa</i>	Småtrevelav
<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	<i>Cladonia chlorophaea agg.</i>	Pulverbrunbeger
<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose	<i>Cladonia coccifera</i>	Grynørbeger

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2017

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

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001), startet opp for 30 år siden og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Med to unntak (Lundsneset og Øyenskavlen) 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 (ved Universitetet i Oslo) et overvåkingsområde i Solhomfjell i barskog (gran- og furuskog). Fra 2005 er alle de gjenværende ni 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 dekker 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 Datagrunnlag og metoder). Analyserutene i alle de ni granskogsområdene er analysert fem ganger, og i tre av områdene er de analysert seks ganger inkludert feltseongen i 2017. I bjørkeskogsområdene er alle analyserutene analysert fem ganger inkludert feltseongen i 2017.

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 forrige rapportering av de utvalgte artene (T. Økland et al. 2017b) omfatter dette kapitlet også resultater fra granskog og bjørkeskog i 2017.

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget består opprinnelig av 561 analyseruter fra granskog (fra og med fjerde omløp analyseres bare 9 av 11 granskogsområder, dvs. 460 ruter i granskog, men to analyseruter i Bringen og en analyserute i Gutulia ligger nå under nedfalte trær og kunne ikke analyseres i henholdsvis 2014 og 2017). I bjørkeskog omfatter datagrunnlaget 300 analyseruter. 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 analyse hvert åttende år. 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 sjette omløps analyser for dette området, åtte år etter femte omløp. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.1**) bygger på data fra perioden 1988–2017, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.2**) baserer seg på registreringer utført fra 1993 til 2017. I 2017 ble vegetasjonen i granskogsområdet Gutulia nasjonalpark (Hedmark) analysert for sjette gang og i bjørkeskogsområdet i Møsvatn (Telemark) for femte gang. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2016 (T. Økland et al. 2017b).

For artene gjøkessyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter (til sammen 800 småruter i hvert område, 976 i Solhomfjellområdet) 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 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 2016 og i Solhomfjell fram til 2013. I Grytdalen ble den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene redusert litt fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt noe til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagere (T. Økland, pers. obs.). I Grytdalen var den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene i 2011 fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988.

Utviklingen for gjøkesyre i de øvrige granskogsområdene viser ingen tydelige trender og varierer både mellom år og mellom områdene. I Otterstadtlølen 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 2017, 2013 og 2015) litt lavere enn ved overvåkingsstart (i henholdsvis 1989, 1990 og 1992). I granskogsområdet i Gutulia har det vært tilbakegang for arten siden 2004.

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 i 2010/2011, 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 er en art som i lauvskog kan favoriseres av lys, og som også er svakt termofil (Hill et al. 1999, Aarrestad pers. obs.). Andre årsaker kan skyldes endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen skyldes utvilsomt 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 forurensing.

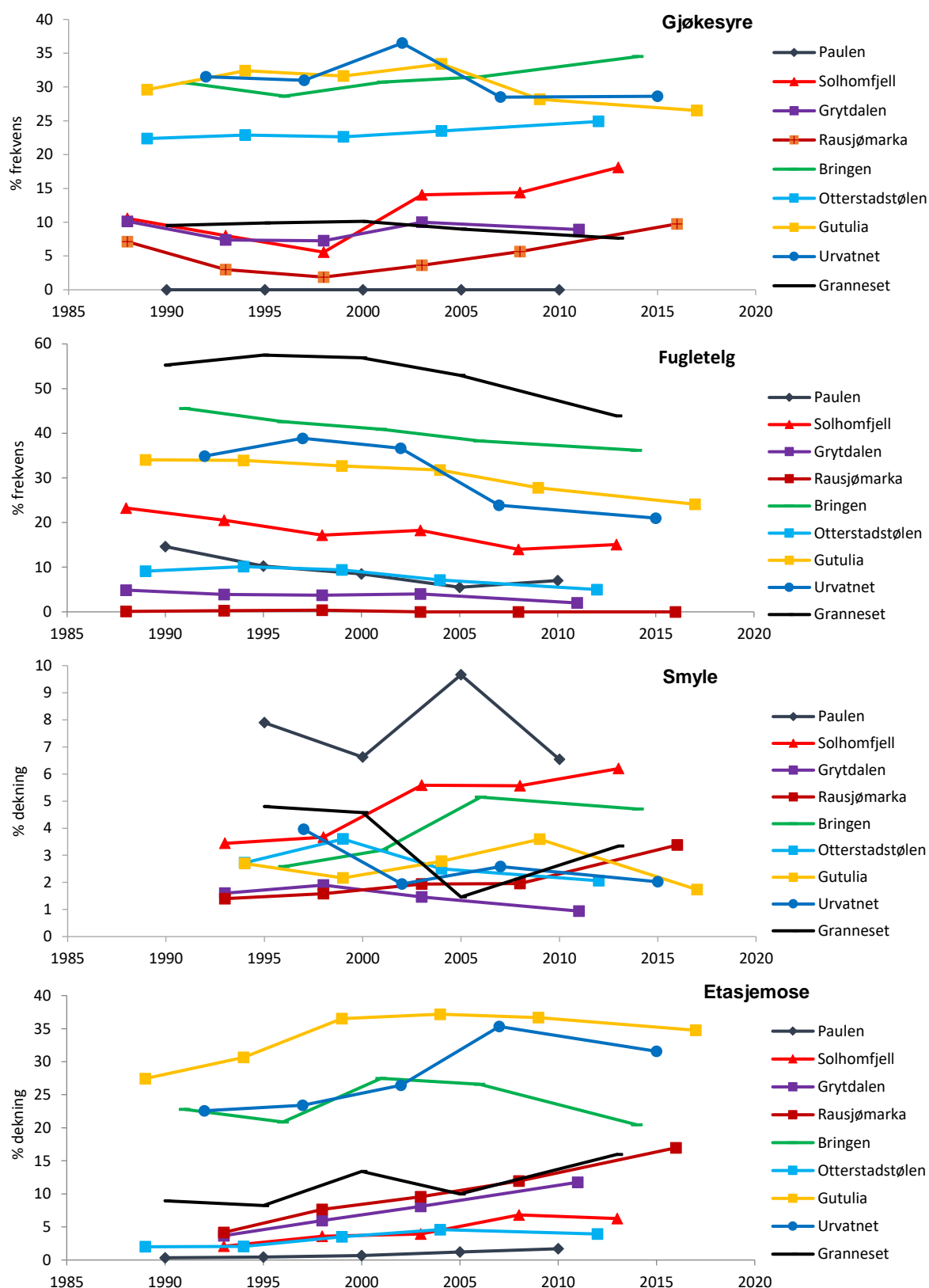
Gjennom de fire første omløpene (1989-2008) hadde fugletelg stor tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 5.1**). I granskogene lenger nord i landet ble det ikke observert like tydelige utviklingstrender for fugletelg i de første omløpene, men fra fjerde 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. Data fra sjette omløp i Solhomfjell og Gutulia viser fortsatt stor reduksjon. 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 ved siste analyseomløp redusert til henholdsvis 41 %, 48 % og 65 % av antallet ved overvåkingsstart i henholdsvis 1988, 1990 og 1988. I de øvrige områdene varierer antall småruteforekomster registrert i femte analyseomløp fra 55 % til 82 % av antallet registrert ved overvåkingsstart. Minst reduksjon har det vært i Granneset og Bringen (79 % av antallet ved overvåkingsstart for begge), men det er en tydelig nedadgående trend også for disse områdene. I Gutulia har reduksjonen i antall småruteforekomster fortsatt fram til og med sjette omløp i 2017 da antall småruteforekomster var 70 % av antallet ved overvåkingsstart.

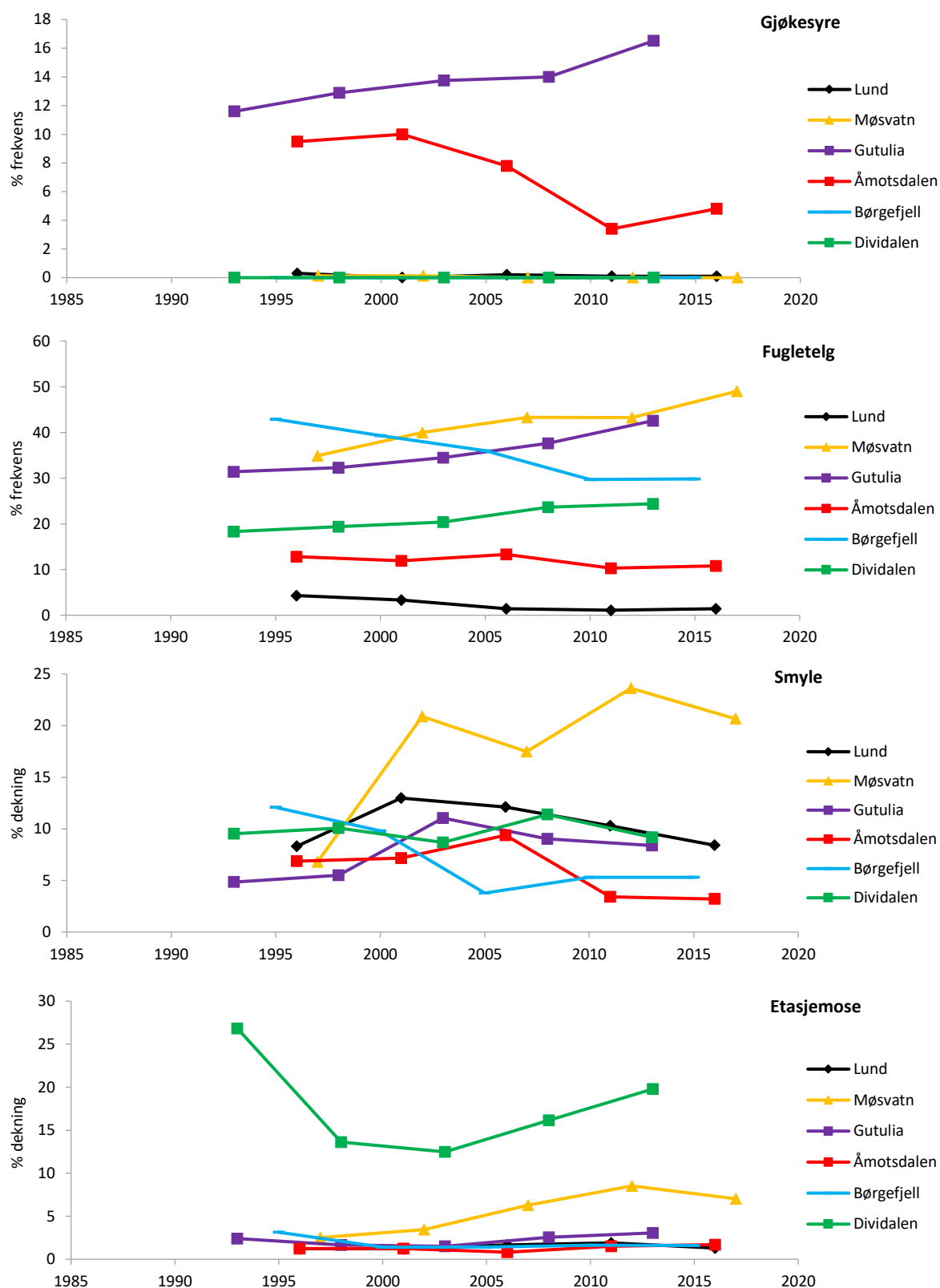
Fugletelgs nedadgående trend i alle granskogsområdene skyldes trolig flere medvirkende/samvirkende faktorer. Selv om langtransportert forurensing er redusert siden 90-tallet, er det fortsatt en negativ utvikling for arten i de sørlige områdene, men også i de mer nordlige overvåkingsområdene, som har vært lite utsatt for langtransportert forurensing. Det er mulig at fortetting i bunn-sjiktet 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 mange vanlige urter og bregner går tilbake i disse granskogene.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i overvåkingsområdene i bjørkeskog. Tilbakegang for fugletelg i Lund kan tolkes som forsinket respons på jordforsuring, mens framgang for fugletelg i Møsvatn trolig kan settes i sammenheng med avtakende jordforsuring og økt næring, særlig nitrogen, tilført av tidligere bjørkemålerangrep (se kap. 3). Framgang i Gutulia og Dividalen, der forurensingen 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 gjøkesyre over).

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 smågnagertopper (jf. Aarrestad et al. 2016).



Figur 5.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2017. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugleteig, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1988 ble ikke prosent dekning analysert. Data for første omløp er ikke vist for smyle. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.



Figur 5.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkningsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkningsperioden 1993-2016. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkese og fugleteig, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for gransskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist her. Områdenes plassering er vist i **figur 2.1**.

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 for smyle ble redusert i Paulen, Grytdalen og Bringen fra fjerde til femte omløp, mens smyledekningen har økt i siste omløpsperiode i Rausjømarka, Solhomfjell og Granneset (fra femte til sjette omløp for Rausjømarka og Solhomfjell). Gjennomsnittlig prosent dekning er imidlertid fortsatt høyere i enkelte av de sørligere områdene (Rausjømarka, Solhomfjell og Bringen), i forhold til overvåkingsstart. 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. 2017), 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.

Granskogene er i svært liten grad påvirket av sauebeiting (svært spredt beiting foregikk i Otterstadstølen i første del av overvåkingsperioden), men i Otterstadstølen kan økt hjortebeiting ha påvirket smyleutviklingen. I Gutulia er det noe beiting av tamrein, men lite i granskogen. Endringer i tresjiktstruktur kan være en medvirkende årsaksfaktor i enkelte områder både i granskogene og bjørkeskogene, da økt lystilgang klart begunstiger smyle. Således kan økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn (kap. 3) skyldes langvarig langtransportert nitrogen og økt nitrogentilgang fra ekskrementer og 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 smågnagere, mens reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen fra 2011 trolig skyldes år-til-år-variasjoner i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr.

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. I likhet med de fleste andre mosene vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en 'dvaletilstand' når den er tørr. Moser vokser selv når 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 sammenliknet 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 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), mens det i Solhomfjell ble registrert en liten reduksjon

fra femte til sjette omløp. I Gutulia ble det også registrert en mindre reduksjon i dekning fra femte til sjette omløp, men i Gutulia og alle granskogsområdene unntatt Bringen var den gjennomsnittlige dekningen ved siste analysetidspunkt betydelig større enn ved første analyseår.

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 medvirkende årsak til det lavere artsmangfoldet og mengdereduksjonen for mange karplanter som er registrert fra fjerde til femte omløp i de fleste granskogsområdene og fra femte til sjette omløp i de tre områdene som hittil er analysert. 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 andre siden kan også åpning av bunnsjiktet, for eksempel på flekker der det ikke har vært store moser på forhånd, også være positivt for etasjemoseutviklingen. 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 smågnagertopper rundt 2010/2011 i Grytdalen og Granneset (T. Økland, pers. obs., R. Halvorsen, pers. obs.). I Bringen og i Urvatnet, der populasjonsstudier av etasjemose ikke utføres, kjenner vi ikke til om det har vært smågnagertopper mellom analysetidspunktene, men det er sannsynlig at det ikke har vært flere smågnagertopper der enn i de andre litt høyere-liggende granskogsområdene, for eksempel Grytdalen.

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 til 2012, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. Både i Gutulia og Dividalen økte etasjemosedekningen igjen fra 2008 til 2013, men betydelig mer i det nordligste området Dividalen. Det er ikke registrert store smågnagertopper i Dividalen på lenge, noe som kan forklare framgangen av etasjemose her.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2017

Magni Olsen Kyrkjeide, Marianne Evju, Heidi E. Myklebost, Rakel Blaalid 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 langtransportert luftforurensing eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn ble etablert i 1992 (Hilmo et al. 1993), med gjenkartlegging i 1997, 2002, 2007 og 2012 (Bruteig & Holien 1998, Bruteig & Wilmann 2003, Hagen et al. 2008, Evju et al. 2013). To nye prøvefelt ble lagt ut i Møsvatn i 2007, og overvåkingen av prøvefelt nr. 1 og 2 ble avsluttet i 2012. Her rapporteres sjette gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2017.

6.1 Metode

Metodikken følger Evju et. al (2015). Tre trær hadde gått ut siden 2012, ett i prøvefelt 3 og to i prøvefelt 4, disse ble erstattet av nye trær. Alle de tre utgåtte trærne ble analysert som gadd i 2017.

Temperatur- og fuktighetsloggere (iButton 23) er montert på hvert overvåkingstre og samler inn data på temperatur og luftfuktighet fire ganger i timen. pH måles på tre punkter på nordsiden hvert overvåkingstre. I tillegg tas det hemisfæriske fotografier av hvert overvåkingstre, som gir informasjon om kronedekning (bladarealindeks - LAI) og dermed lystilgang på bjørkestammene (se Evju et al. 2015 for detaljer). Kronedekningsbildene ble analysert i programvaren Hemifer, hvor terskelverdi settes automatisk (Nobis & Hunziker 2005).

Enveis ANOVA ble brukt for å analysere forskjeller mellom flater i 2017, både med hensyn på overvåkingstrærnes egenskaper (høyde, omkrets, pH og kronedekning) og dekning av epifytter. For å undersøke forskjeller i mikroklima (gjennomsnittlig årstemperatur, antall dager med gjennomsnittstemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (GDD) 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 femårsperiode (2012 mot 2017), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Kjikvadrattest ble brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter ble arcsin-transformert før analysering. Alle analyser er gjort uten felt 1 og 2, som ikke lengre analyseres i felt.

6.2 Resultater fra Møsvatn

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 40 cm i 1992 til 44 cm i 2017 (**tabell 6.1**; $p < 0,001$). Det er også økning ($p < 0,001$) i omkrets mellom 2012 og 2017.

Det er en nedgang i trehøyde over tid (**tabell 6.1**; $p = 0,002$), noe som i hovedsak skyldes at trærne i prøvefeltene som ble inkludert i 2007, var lavere enn trærne i de opprinnelige prøvefeltene. Fra 2012 til 2017 er det ingen endring i trehøyde (**tabell 6.1**; $p = 0,380$).

Tabell 6.1 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i sju prøvefelt i Møsvatn. Gjennomsnitt av sju trær i 1992 og åtte trær i 1997, 2002, 2007, 2012 og 2017, med standardavvik.

	felt					
	3	4	5	6	7	snitt 3-7
trehøyde						
1992		9,8 ± 1,6	10,6 ± 0,8			10,1 ± 1,7
1997	8,0 ± 1,0	8,4 ± 1,0	10,5 ± 1,3			8,6 ± 1,7
2002	8,3 ± 0,8	8,6 ± 1,3	10,6 ± 1,2			9,2 ± 1,5
2007	8,5 ± 0,5	8,6 ± 0,7	10,9 ± 1,1	7,6 ± 0,6	8,9 ± 0,7	8,9 ± 1,2
2012	8,3 ± 0,5	8,5 ± 0,7	10,5 ± 1,4	7,1 ± 0,6	8,4 ± 0,7	8,3 ± 0,8
2017	7,0 ± 1,7	8,8 ± 0,4	11,0 ± 1,0	7,3 ± 0,6	9,0 ± 0,0	8,5 ± 1,5
treomkrets						
1992	40 ± 7	40 ± 6	41 ± 5			40 ± 6
1997	40 ± 7	40 ± 6	41 ± 5			41 ± 6
2002	41 ± 7	42 ± 7	42 ± 6			41 ± 6
2007	43 ± 7	44 ± 8	44 ± 6	38 ± 3	42 ± 6	42 ± 6
2012	44 ± 7	44 ± 8	44 ± 6	39 ± 2	43 ± 6	43 ± 6
2017	46 ± 6	46 ± 7	45 ± 7	40 ± 2	45 ± 6	44 ± 6

pH og LAI

Det er noen forskjeller mellom prøveflatene i overvåkingstrærnes egenskaper og mikroklima. pH i barken på overvåkingstrærne varierer mellom 3,37 og 4,37 målt på enkelttrær. Det er tendens til signifikante forskjeller mellom flatene ($p = 0,051$), med høyest verdier i flate 5 og lavest i flate 4 (**tabell 6.2**). Kronedekning, målt som bladarealindeks, varierer ikke mellom flatene ($p = 0,131$), selv om den største kronedekningen ble målt i flate 4 og den mest lysåpne skogen i flate 3 (**tabell 6.2**). Det ble observert bjørkemålerangrep i alle feltene i 2017, og området har også hatt bjørkemålerangrep tidligere (Framstad 2008). Det er forskjeller mellom flatene i mikroklima: flate 6 har høyest årsmiddeltemperatur og lavest luftfuktighet, mens flate 7 har lavest årsmiddeltemperatur, men flest dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ og høyest luftfuktighet (**tabell 6.2**, $p < 0,001$ for årsmiddeltemperatur og GDD, $p = 0,003$ for luftfuktighet).

Tabell 6.2 pH og bladarealindeks (LAI) målt i 2017, og årsmiddeltemperatur ($^{\circ}\text{C}$) (Årstep.), antall dager med middeltemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (GDD) og gjennomsnittlig luftfuktighet (%) på dager med middeltemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (Fukt) i perioden 2012–2017 på overvåkingstrærne i fem prøveflater i Møsvatn. Gjennomsnitt av åtte trær.

	Felt				
	3	4	5	6	7
pH	3,73 ± 0,11	3,56 ± 0,09	3,84 ± 0,32	3,75 ± 0,21	3,83 ± 0,17
LAI	1,86 ± 1,32	3,27 ± 2,10	2,04 ± 0,47	2,14 ± 0,64	1,97 ± 0,44
Årstep.	1,13 ± 0,15	1,18 ± 0,13	1,06 ± 0,09	1,30 ± 0,07	0,95 ± 0,08
GDD	899 ± 149	923 ± 79	937 ± 76	969 ± 4	993 ± 7
Fukt.	86,6 ± 0,4	87,1 ± 1,0	87,4 ± 0,6	86,4 ± 0,9	88,0 ± 0,8

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2017

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Møsvatn i 2017 var i gjennomsnitt på 101,3 %. Den høye dekningen skyldes delvis hyperepifyttisme, det vil si at ulike arter vokser oppå hverandre. Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 20,1 % av stammearealet i 2017.

Bladlav er gruppen med størst dekning (64,3 %), etterfulgt av busklav (33,6 %). Skorpelav og sopp utgjør en liten andel av epifyttdekningen (henholdsvis 2,1 % og 1,4 %).

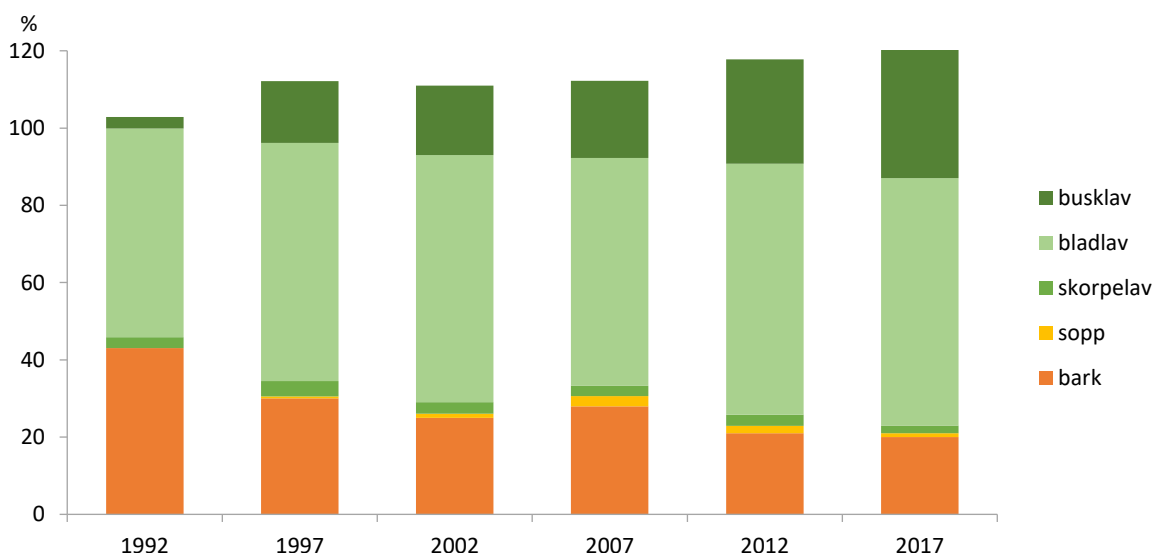
Det er registrert 56 taksa (inkluderer tolv taksa kun bestemt til slekt) på undersøkelsestrærne i 2017, elleve bladmoser (inkluderer ribbesigd som er slått sammen med sigdmoser), fem levermoser, fem busklav, tolv bladlav, nitten skorpelav, én alge og tre sopp (inkludert samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp, **tabell 6.3**). Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Pulverstry *Usnea lapponica* og piggstry *U. subfloridana* er registrert i strylavslakten.

Skorpelaven *Japewia tornensis* ble registrert for første gang i 2017, det samme ble algen *Trentapohlia* sp. Skorpelavene *Biatora meiocarpa* og *Mycoblastus alpinus* (fjellbladlav), som ble funnet for første gang i 2012, ble ikke gjenfunnet. Det ble heller ikke *Lecanora pulicaris* og *Pycnora sorophora*, som ble registrert henholdsvis tre og fire år tidligere. Klobleikmose, glattlundmose og grokornflik ble registrert for første gang i 2017 (**tabell 6.3**). Disse tre artene kan ha blitt oversett eller feilbestemt tidligere.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1992–2017

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1992 ($p < 0,001$), men i siste femårsperiode er økningen bare nesten signifikant ($p = 0,061$) (**figur 6.1**). Økt dekning over tid skyldes først og fremst en oppgang av bladlav ($p < 0,001$) og busklav ($p < 0,001$, $p = 0,003$ fra 2012 til 2017). Fra 2012 til 2017 er det derimot en liten, men ikke-signifikant nedgang i bladlav ($p = 0,241$). Dekningen av sopp økte fram mot 2007 siden registreringene startet i 1997 ($p < 0,001$), men har siden 2007 gått ned. Nedgangen er ikke signifikant mellom 2012 og 2017 ($p = 0,110$). Skorpelavsdekningen har variert noe mellom årene, og det er ingen endring i dekning mellom 2012 og 2017 ($p = 0,072$).

Det er forskjeller i total epifyttdekning mellom feltene i Møsvatn i 2017 ($p < 0,001$), med liten dekning, spesielt av busklav, i felt 7 i forhold til de andre feltene (**tabell 6.3**, $p < 0,001$ for busklav). Også dekningen av skorpelav og bladlav er forskjellig mellom feltene (henholdsvis $p = 0,033$ og $p = 0,017$). Bladlav har lavest dekning i felt 7 og høyest i felt 4, mens skorpelav har høyest dekning i felt 7 (**tabell 6.3**). Det er ingen forskjell i dekning av sopp mellom feltene ($p = 0,099$).



Figur 6.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Møsvatn 1992–2017. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over/oppå hverandre.

Tabell 6.3 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Møsvatn.

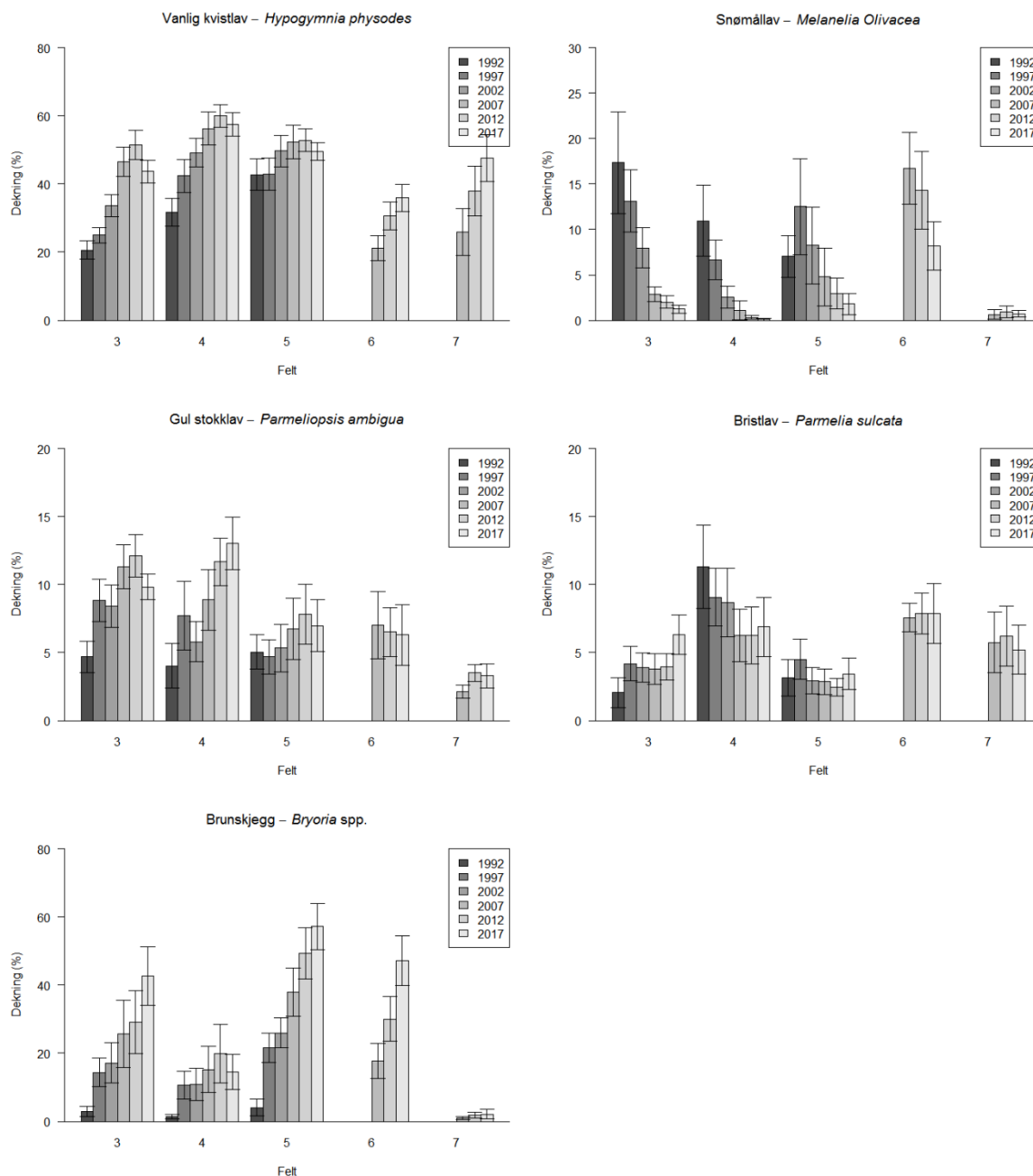
		Felt					snitt 3-7
		3	4	5	6	7	
busklav	1992	3,0	1,7	4,1			2,9
	1997	14,5	10,8	21,5			15,6
	2002	17,3	11,0	26,0			18,1
	2007	25,9	15,7	38,1	18,2	1,1	19,8
	2012	29,4	20,3	50,6	30,7	1,8	26,6
	2017	43,3	15,0	58,9	48,4	2,2	33,6
bladlav	1992	45,5	58,2	59,1			54,3
	1997	52,6	66,7	65,7			61,6
	2002	56,3	67,2	67,4			63,6
	2007	65,7	73,5	68,1	54,1	34,8	59,2
	2012	70,6	79,2	66,7	61,4	48,7	65,3
	2017	62,6	78,5	62,0	61,1	57,2	64,3
skorpelav	1992	3,5	3,2	1,0			2,6
	1997	4,9	3,8	3,5			4,1
	2002	2,6	4,8	1,6			3,0
	2007	0,9	1,6	1,6	0,3	8,4	2,6
	2012	1,2	2,4	1,6	0,9	7,0	2,6
	2017	1,4	2,4	1,6	1,3	3,6	2,1
sopp	1997	0,9	0,2	0,4			0,5
	2002	0,1	0,7	1,4			0,7
	2007	3,4	0,9	2,0	2,3	5,4	2,8
	2012	2,2	0,5	1,4	2,0	3,2	1,9
	2017	1,6	0,3	1,0	1,7	2,6	1,4
epifytter totalt	1992	52,0	63,1	64,2			59,8
	1997	72,9	81,5	91,2			81,9
	2002	76,2	83,7	96,4			85,4
	2007	95,9	91,7	109,8	74,9	49,7	84,4
	2012	103,4	102,4	120,4	95,0	60,6	96,4
	2017	108,9	96,2	123,4	112,6	65,6	101,3
bark	1992	50,4	39,0	38,3			42,6
	1997	38,3	27,2	23,9			29,8
	2002	33,2	22,1	20,6			25,3
	2007	17,9	20,4	13,1	35,8	51,7	27,8
	2012	14,7	14,1	10,7	24,0	43,9	21,5
	2017	16,2	16,7	11,7	17,0	38,9	20,1

Endringer i enkeltarter

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 46,8 % av bjørkestammene i Møsvatn i 2017 (**tabell 6.4, figur 6.2**). Arten har en frekvens på 100 %, dvs. den er funnet på samtlige undersøkelsestrær. Det har vært en signifikant økning over tid i dekingen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), men ikke i siste femårsperiode, hvor det ikke var noen endring ($p = 0,963$). Dekningen er høyest i felt 4 og lavest i felt 6 ($p < 0,022$, **figur 6.2**).

Snømållav var den nest vanligste bladlaven i 1992, men dekker i gjennomsnitt bare 2,4 % av bjørkestammene i 2017 (**tabell 6.4, figur 6.2**). Arten har en frekvens på 80 %, dvs. den er funnet på 32 av de 40 undersøkelsestrærne. Det er en signifikant nedgang i dekning av snømållav over tid ($p < 0,001$), også i siste femårsperiode ($p = 0,005$). Dekningen varierer mellom feltene i 2017 ($p < 0,001$), med høyest dekning i felt 6 (**figur 6.2**).

Gul stokklav har økt i dekning fra 4,6 % i 1992 til 7,9 % i 2017 ($p < 0,001$) (**tabell 6.4**), med ingen endring mellom 2012 og 2017 ($p = 0,254$). Gul stokklav forekommer på alle undersøkelsestrærne. Dekningen er lavest i felt 7 og høyest i felt 4 ($p = 0,003$, **figur 6.2**).



Figur 6.2 Dekning av vanlig kvistlav, snømållav, gul stokklav, bristlav og brunskjegg i Møsvatn, fordelt på flate og år. Gjennomsnitt \pm standardfeil, basert på data fra fem takseringslinjer pr. tre som er undersøkt alle seks årene.

Tabell 6.4 Epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Møsvatn. Frekvens andel i % av trærne med forekomst av arten) og dekning (gjennomsnittlig dekning i % på takseringslinjene). Dekningstallene er basert på fem takseringslinjer pr. tre som er undersøkt alle seks årene. X angir art registrert utenom takseringslinjene. Inkluderer feltene 3-7, 21 trær i 1992, 24 trær i 1997 og 2002, 40 trær i 2007, 2012 og 2017.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1992	1997	2002	2007	2012	2017	1992	1997	2002	2007	2012	2017
Bladmoser													
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta					5	3					X	X
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmose		4	38	58	75	85		X	X	X	X	X
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemose				5	8	33				X	X	X
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose				5	5	5				X	X	X
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke				3	3	3				X	X	X
<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemoseslekta					3	3					X	X
<i>Polytrichum</i> sp.	Bjørnemose				3						X		
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose				3	3					X	X	
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose						3						X
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmose			4	3	3	15			X	X	X	X
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose				10	13	13				X	X	X
<i>Sciuro-hypnum tromsøense</i>	Glattlundmose						8						X
Levermoser													
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose			25	58	68	73			X	X	X	X
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik			4	3	3	13			X	X	X	X
<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoseslekta					5	3					X	X
<i>Lophozia ventricosa</i>	Grokornflik						23						X
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse			13	25	25	33			X	X	X	X
Busklav													
<i>Bryoria</i> sp.	Brunskjegg	100	100	100	98	98	98	2,77	15,51	18,01	19,55	26,04	32,72
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav		17	21	40	48	50		X	X	X	X	X
<i>Evernia mesomorpha</i>	Gryntjafs		8	17	8	8	8		X	0,02	0,02	0,02	0,03
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Elghornslav	33	38	33	35	30	38	0,05	0,02	0,02	0,03	X	0,12
<i>Ramalina farinacea</i>	Barkragg	5						X					
<i>Usnea</i> sp.	Strylav	81	71	88	70	83	75	0,08	0,08	0,07	0,19	0,51	0,69
Bladlav													
<i>Cetraria sepincola</i>	Bjørkelav			13						X			
<i>Hypogymnia bitteri</i>	Granseterlav	5		4	3	3	3	X		X	X	X	X
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	100	31,71	36,73	44,17	40,46	46,59	46,82
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	71	96	92	83	75	78	0,68	0,94	1,22	0,78	0,69	1,04
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav		4	4	5	3	3		0,02	X	0,01	X	X

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1992	1997	2002	2007	2012	2017	1992	1997	2002	2007	2012	2017
<i>Melanelia olivacea</i>	Snømållav	95	100	96	95	85	80	11,77	10,76	6,24	5,22	4,10	2,40
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	86	88	92	93	98	100	5,50	5,93	5,17	5,25	5,36	5,95
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	95	96	100	98	100	100	4,58	7,08	6,51	7,21	8,32	7,88
<i>Parmeliopsis esorediata</i>	Fjellbjørklav		4	8	5	5	5		X	X	X	X	X
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	100	100	100	95	95	98	X	0,05	0,04	0,15	0,11	0,04
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	14	17	21	20	25	33	X	0,06	0,17	0,04	0,07	0,06
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	19	29	29	15	15	18	X	0,02	0,04	0,04	0,03	0,01
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	62	83	75	78	85	85	0,02	0,07	0,04	0,06	0,05	0,07
Skorpelav													
Skorpelav, ubestemt				8	3	3	13			0,07	X	0,01	0,05
<i>Bacidia igniarii</i>			4	4					X	X			
<i>Biatora chrysantha</i>				29	28	30	30			X	X	X	X
<i>Biatora efflorescens</i>	Bleik knopplav		4	4	3	3	3		X	X	X	X	X
<i>Biatora meiocarpa</i>						3						X	
<i>Biatora</i> sp.	Knopplav				10	15	18				X	X	0,01
<i>Buellia chloroleuca</i>						3	5					X	X
<i>Buellia disciformis</i>	Bleik bønnelav		4	4	5	3	3		X	X	0,02	X	X
<i>Caloplaca ferruginea</i>	Jernoransjelav			4	3	3	3			X	0,03	0,05	0,05
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Gulgrynnål			8	18	18	13			X	0,02	0,07	0,06
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Melskjell			4	3	3	3			X	0,01	0,01	0,02
<i>Japewia tornøensis</i>							3						0,10
<i>Lecanora circumborealis</i>	Bjørkekantlav	10	100	100	93	98	98	X	0,86	1,11	0,37	0,51	0,48
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.		76	100	96	98	98	93	1,19	1,13	0,40	0,17	0,22	0,16
<i>Lecanora hypopta</i>					3						X		
<i>Lecanora pulicaris</i>				13	3					X	0,01		
<i>Lecanora</i> sp.	Kantlav	95	4					0,87	0,07				
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Halmkantlav mm.	67	100	100	73	88	83	0,52	2,02	1,41	1,92	1,74	1,05
<i>Lecidea pullata</i>		100	92	100	95	98	100	X	X	X	X	X	0,05
<i>Lecidea</i> sp.					3						X		
<i>Lepraria</i> sp.	Mellav	5	4	13	25	30	30	X	X	X	X	X	X
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Fjellblodlav					3						X	
<i>Myochroidea porphyrospoda</i>			25	42	38	40	25		X	X	X	X	X
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynkorkje	5	13	25	15	13	10	X	X	0,02	0,01	X	X
<i>Pycnora sorophora</i>			4	17	3				X	X	X		
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Sinoberlav		50	75	83	85	88		X	X	X	X	X
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>			4	4	5	8	5		X	X	X	0,01	0,02

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1992	1997	2002	2007	2012	2017	1992	1997	2002	2007	2012	2017
Alger, spesifisert													
<i>Trentepohlia</i> sp.							5						X
Alger, samlet					3						X		
Sopp				8						0,06			
<i>Hystericum pulicare</i>				4		8	15			X		0,01	0,04
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp			50	58	88	83	85		0,49	0,65	2,81	1,85	1,40
<i>Tremella hypogymnia</i>							3						X
Bark		100	100	100	100	100	100	42,6	29,8	25,3	27,8	21,5	20,1

Bristlav dekker i gjennomsnitt 6,0 % av bjørkestammene i 2017 og finnes på alle undersøkelsestrærne (**tabell 6.4**). Det har ikke vært noen endring i dekning av bristlav over tid, heller ikke mellom 2012 og 2017 ($p = 0,332$). Det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom felt (**figur 6.2**; $p = 0,484$).

Brunskjegg har økt i dekning fra 2,8 % i 1992 til 32,7 % i 2017 ($p < 0,001$) (**tabell 6.4**). Den forekommer på 39 av 40 undersøkelsestrær i 2017. Også mellom 2012 og 2017 har det vært en økt dekning av brunskjegg ($p = 0,003$). Felt 5 har svært høy dekning av brunskjegg, mens felt 7 har svært lav dekning (**figur 6.2**). Forskjellene mellom felt er signifikant ($p < 0,001$).

Skadet lav

I 2017 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 6.5**). Andelen skadd lav var høyest i 1992, på 25,4 %. I 2017 var 2,8 % av laven registrert med skade, noe som er lavere enn i 2012 ($p = 0,035$) og alle foregående år. Snømållav har en gjennomgående høy andel skade, på rundt 50 %. Det er lite endring i andel skade for noen av lavartene i den siste femårsperioden, men det er noe lavere for alle arter, utenom gul stokklav som har en økning fra 0,3 til 5,3 (**tabell 6.5**).

Tabell 6.5 Prosentvis andel skadd lav for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøvefelt i Møsvatn overvåkingsområde 1992–2017.

Art	år	Felt					snitt
		3	4	5	6	7	
Vanlig kvistlav	1992	3,9	6,2	2,4			4,1
	1997	2,8	2,8	3,5			3,1
	2002	1,8	7,8	0,6			3,6
	2007	0,5	1,0	0,9	0,0	0,5	0,7
	2012	2,5	2,3	1,5	2,0	1,3	2,0
	2017	2,2	1,1	1,8	0,9	0,4	1,3
Snømållav	1992	46,6	65,3	75,8			62,6
	1997	61,3	85,4	44,3			63,7
	2002	54,4	87,2	55,5			65,7
	2007	38,3	83,3	56,2	18,1	0,0	39,2
	2012	34,3	0,0	68,9	68,9	0,0	34,4
	2017	34,8	0,0	75,9	33,1	14,3	31,6
Bristlav	1992	31,0	70,8	56,3			52,7
	1997	25,0	63,6	65,8			51,5
	2002	18,3	40,0	44,0			34,1
	2007	23,4	22,4	23,1	18,5	12,2	19,9
	2012	25,8	13,7	27,3	12,4	25,7	21,0
	2017	17,3	15,6	20,3	11,3	23,7	17,6
Gul stokklav	1992	26,9	19,6	52,9			33,1
	1997	3,5	21,5	40,5			21,8
	2002	0,0	4,1	7,5			3,9
	2007	0,0	1,3	0,0	1,0	0,0	0,5
	2012	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,3
	2017	5,4	0,4	4,0	3,3	13,3	5,3

Oppsummering

- Overvåkingen i Møsvatn viser en økt dekning av epifytter over tid, men ikke i siste femårsperiode. Dekningen av busklav fortsetter å øke, spesielt brunskjegg. Økningen av bladlav ser ut til å ha stagnert. Dette gjelder spesielt kvistlav og gul stokklav. Redusert svovelnedfall, økte temperaturer (kombinert med nedbør) og økt lengde av vekstsesongen kan være viktige faktorer bak den økte dekningen av lav over tid, spesielt av brunskjegg, i dette området. Dekningen av epifytter på trærne er nå i gjennomsnitt > 100 %, slik at videre økning i den totale dekningen ikke kan forventes, men heller en endring i sammensetningen av ulike arter og artsgrupper.
- Felt 7 ser ut til å ha en litt annen artssammensetning enn de andre feltene, her er andelen busklav mye lavere og andel skorpelav høyere enn for de andre feltene. Dette er også feltet med mest naken bark.
- Andelen skadd lav er liten og lavere i 2017 enn tidligere år.
- Dekningen av snømållav har gått ned gjennom hele overvåkingsperioden og fortsetter å gå ned også i siste femårsperiode.
- Bladarealindeks (LAI) viser at det er forskjeller i kronedekke mellom flatene, med tettest kronedekke i felt 4. Generelt er det relativt lysåpent i flere av feltene, noe som antakeligvis skyldes harde målerangrep i området.

7 Bjørkemålere

Per Arild Aarrestad, Heidi Myklebost og John Atle Kålås

Bjørkemålere (lauvmakk) 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, lav på bakken og epifyttisk lav. For fugl har bjørkemålere en direkte 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 via beiting, men også indirekte via omfordeling av næringsemner. For karplanter, moser og epifyttisk lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrete 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).

Det er rapportert om økende angrep av bjørkemålere, særlig i nord, noe som settes i sammenheng med klimaendringer. En varmere vår og sommer gir lauvmakken et bedre vekstpotensial, da de som andre insekter ikke opprettholder sin egen kroppstemperatur, men er avhengige av omgivelsenes temperatur. Ved økt temperatur spiser og vokser de raskere og har da en mulighet til å overleve i områder hvor det før var for kaldt (<https://www.nina.no/bjørkemålere>).

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 populasjonsbestander 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, Nybø & Evju 2017, Nybø et al. 2018).

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'. Det er bl.a. 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). Egnet registreringstidspunkt er ca. 20-25 dager etter lauvsprett, 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 gjennomsiktig 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. (2015b).

7.2 Resultater

Forekomst av bjørkemålere i TOV-områder fra 2014 til 2017

Dividalen hadde et relativt stort utbrudd av fjellbjørkemålere i 2014, med i gjennomsnitt 35,3 målere pr. grein, mens det de påfølgende tre årene ble registrert svært få individer, henholdsvis i gjennomsnitt 1,96, 0,05 og 0,12 pr. grein (**figur 7.1**). Antall individer av liten høstmåler og ukjente målere har også vært svært lavt alle år (gjennomsnitt pr. grein <0,05 individ).

I Børgefjell var det svært få forekomster av bjørkemålere fra 2014 til 2016, mens det i 2017 ble registrert en økning av både fjellbjørkemåler og liten høstmåler, henholdsvis 4,60 og 0,96 målere pr. grein i snitt (**figur 7.1**). Det er ikke registrert ukjente bjørkemålere i Børgefjell.

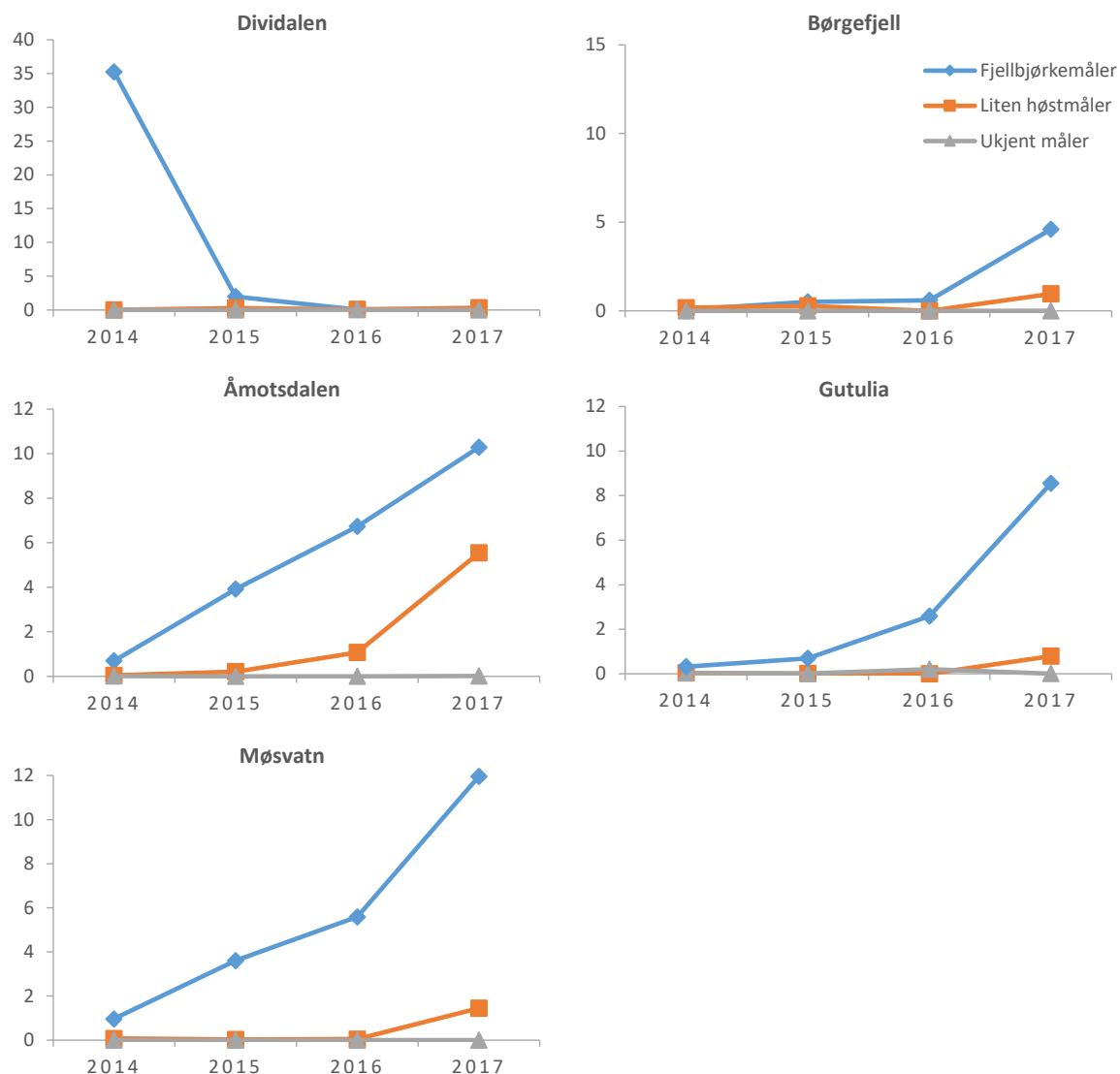
I Åmotsdalen har det vært en jevn økning av fjellbjørkemåler fra 2014 til 2017, fra gjennomsnittlig 0,70 til 10,3 målere pr. grein (**figur 7.1**). Også gjennomsnittlig antall individer av liten høstmåler har økt, fra 0,05 i 2014 til gjennomsnittlig 5,5 pr. grein i 2017. Antall ukjente målere er særdeles lavt alle år (gjennomsnitt pr. grein <0,02 pr. år). Det reelle antall bjørkemålere i 2017 kan imidlertid være noe høyere, da larver kan ha falt til bakken når de er små, fordi lauvverket allerede er oppspist, noe som også delvis gjelder for områdene Gutulia og Møsvatn, som alle i 2017 viste høy prosentandel av blader som var beitet. En andel på 75 % i Åmotsdalen var imidlertid høyest av alle. Tatt i betraktning at det i nærliggende områder i Oppdal-Dovreområdet også ble observert større bjørkemålerangrep i 2017 (Kålås pers. obs.), ser det ut til at TOV-området Åmotsdalen i 2017 har hatt angrep av bjørkemålere med potensial til å påvirke økosystemets tilstand.

I Gutulia har gjennomsnittlig antall fjellbjørkemålere pr. grein økt fra 2014 til 2017 fra 0,3 til 8,5 (**figur 7.1**). Antall liten høstmåler og ukjente individer har vært særdeles lavt.

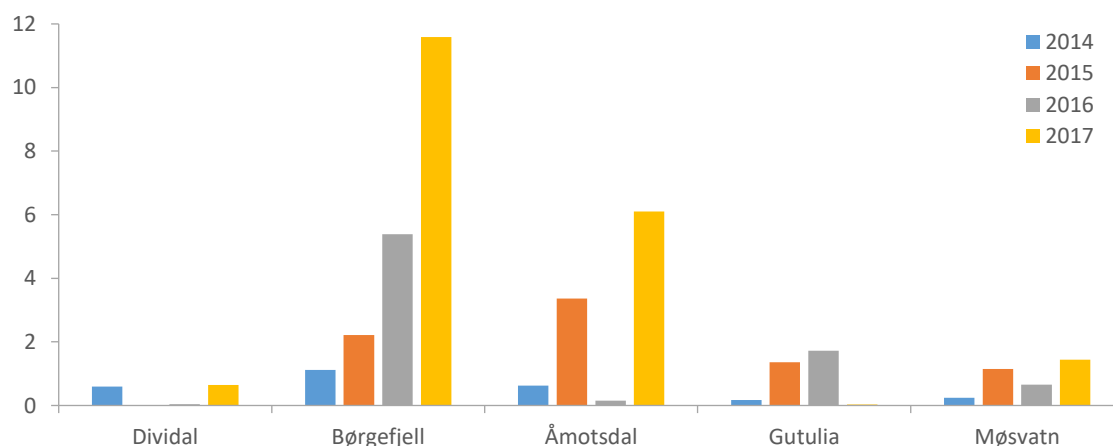
Møsvatn hadde svært få registreringer av bjørkemålere i 2014, men antall fjellbjørkemålere har økt jevnt til i gjennomsnitt tolv målere pr. grein i 2017 (**figur 7.1**).

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

Antall registrerte hunnrakler pr. grein i de fleste TOV-områdene er generelt lave og varierer mellom år, men det er en tydelig utvikling at antall rakler øker over tid i områdene Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn (**figur 7.2**). Børgefjell har størst økning i antall hunnrakler, mens det i Dividalen omtrent ikke er registrert rakler.



Figur 7.1 Gjennomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i TOV-områdene Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn fra 2014 til 2017.



Figur 7.2 Utvikling i antall hunnrakler pr. bjørkegrein i TOV-områdene fra 2014 til 2017.

7.3 Konklusjon

Bortsett fra Dividalen, som hadde et større utbrudd i 2014, og Åmotsdalen som i 2017 viste svært høye beiteskader på bjørkeblad og hadde høyest antall målte larver, har TOV-områdene i analyseperioden ikke hatt større utbrudd av bjørkemålere. Det er imidlertid en trend at antall fjellbjørkemålere øker i TOV-områdene fra 2014 til 2017, bortsett fra i Dividalen. Også liten høstmåler har vist en svak framgang i disse fire områdene. Økningen av fjellbjørkemålere er størst i de sørlige områdene Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen. En økning av bjørkemålertettheten i Møsvatn, som fra før er sterkt påvirket av bjørkemålerangrep (se kap. 3.2 og 3.3), vil trolig bidra ytterligere til økt avdøing av trær og busker, økt tilførsel av nitrogen til jordsmonnet og mer lys-tilgang til markvegetasjonen. Endringene i antall bjørkemålere er trolig en del av dynamikken i syklusen for utbrudd, men effekter av variasjon i klimaet kan ikke utelukkes.

8 Smågnagere

Erik Framstad og Nina E. Eide

Smågnagere er sentrale i flere næringskjeder som forbinder planter med predatorer. De har en nøkkelfunksjon spesielt i høyfjellsøkosystemer der smågnagernes forekomst har stor betydning for rovdyr og andre byttedyrs bestandsdynamikk, så vel som for plantedekkets utvikling. Smågnagernes store bestandsfluktasjoner skaper regelmessige 'forstyrrelser' av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å skille menneskeskapte fra naturlige endringer i økosystemene. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter. Siden smågnagerne har stor påvirkning på andre deler av økosystemet, er det 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 utvalgte områder, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2017 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres bestandsdynamikk 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 vi kjenner til 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). Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt, og det fanges kun om høsten (september-oktober).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (vurdert ved ytre og indre karaktertrekk). Enkelte år brukes utvalgte individer til analyser av innhold av tungmetaller eller radioaktivitet.

For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene henvises til tidligere TOV-rapporter. I Gutulia og til dels Solhomfjell var en del feller slått av uten fangst, noe som trolig skyldes kraftig regnvær. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2017 framgår av **tabell 8.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller.

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

8.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2017 framgår av **tabell 8.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten for hele overvåkingsperioden er vist i **figur 8.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert med hensyn til 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 fanget tre klatremus og to markmus, hvorav én hunn av begge arter ble vurdert som reproduktivt aktive. Fangstene tyder på fortsatt ganske lavt bestandsnivå etter toppen i 2014. Imidlertid ble det under fangsten observert en god del smågnagere, slik at fangstene nok undervurderer det reelle bestandsnivået.

Solhomfjell: Det ble fanget 68 klatremus, et svært oppspist og ubestemt småpattedyr og én (sannsynligvis) krattspissmus. Bare to av klatremushunnene ble vurdert som reproduktivt aktive, mens seks hunner og én hann veide mer enn 30 g. Fangstene tyder på en fortsatt lav bestandstopp som i 2016.

Møsvatn: Det ble fanget 40 klatremus, tre gråsidemus, 16 markmus, én fjellmarkmus og én (sannsynligvis) krattspissmus. Kun to klatremushunner, to markmushunner og én markmushann ble vurdert som reproduktivt aktive. Fangstene tyder på en moderat bestandstopp etter oppgang i 2016.

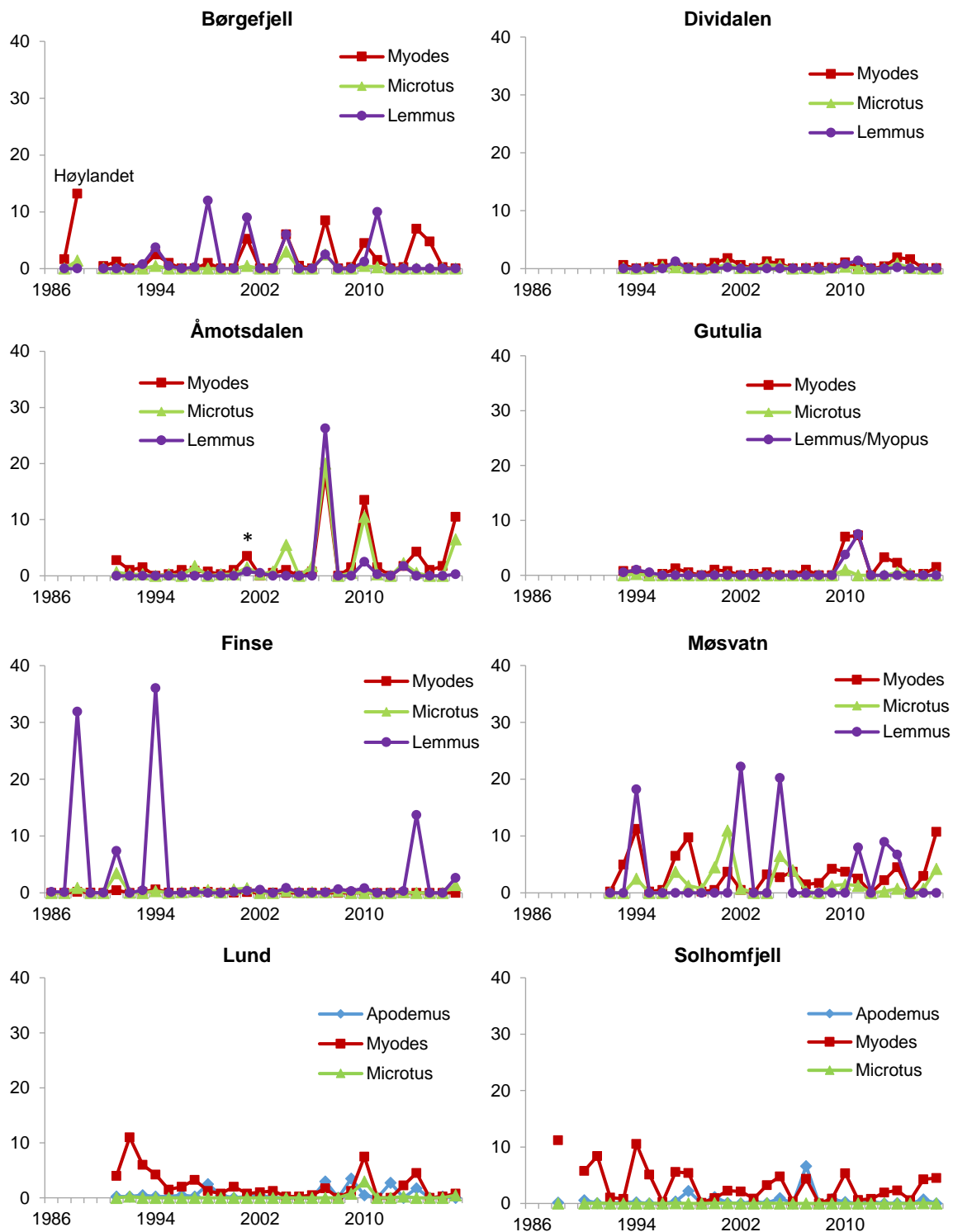
Finse: Det ble fanget seks lemen og to fjellmarkmus i slutten av juni og 32 lemen, 16 fjellmarkmus og én markmus i begynnelsen av september. I begge perioder og for alle arter var det stor andel reproduktivt aktive individer, med noe større andel for hunner enn hanner, og de aller fleste hunnene var gravide. Fangstene tyder på en liten bestandstopp.

Gutulia: Det ble fanget seks klatremus, fem hunner, hvorav to reproduktivt aktive, og én hann. Dette tyder på en fortsatt ganske lav bestand, men noe høyere enn nivået de siste to årene.

Tabell 8.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnstans og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2017. 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												
19–21 sep	400		3			2						5
Solhomfjell												
09–13 okt	1500		68							1	1	70
Møsvatn												
03–05 okt	400		40	3		16	1				1	61
Gutulia												
12–14 sep	400		6									6
Åmotsdalen												
11–13 sep	400		37	5		21	5	1			4	73
Børgefjell												
05–07 sep	400											0
Dividalen												
12–15 sep	1500			1							1	2
Totalt TOV	5000		154	9		39	6	1		1	7	217
Finse												
26–29 jun	1176						2	6				8
01–04 sep	1200					1	16	32				49

Artskoder: AS - småskogmus (*Apodemus sylvaticus*), MG - klatremus (*Myodes glareolus*, MR - gråsidemus (*M. rufocanus*), Mrut - rødmus (*M. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellmarkmus (*M. oeconomus*), LL - lemen (*Lemmus lemmus*), MS - skoglemen (*Myopus schisticolor*), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus, 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, rødmsus (rødmsus 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
Klatremus (MG)					
Lund	sep 17	1		1	1
Solhomfjell	okt 17	35		31	2
Møsvatn	okt 17	16		22	2
Gutulia	sep 17	1		3	2
Åmotsdalen	sep 17	24		12	1
Gråsidemus (MR)					
Møsvatn	okt 17	2		1	
Åmotsdalen	sep 17	1		3	1
Dividalen	sep 17				1
Markmus (MA)					
Lund	sep 17			1	1
Møsvatn	okt 17	5	1	8	2
Åmotsdalen	sep 17	6	2	11	2
Fjellmarkmus (MO)					
Møsvatn	okt 17			1	
Åmotsdalen	sep 17	1		3	1
Lemen (LL)					
Åmotsdalen	sep 17		1		

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

Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Klatremus (MG)								
Lund			1			1	1	
Solhomfjell	10	24	1		9	18	6	
Møsvatn	9	7			11	12	1	
Gutulia	1				3	2		
Åmotsdalen	11	13			6	6	1	
Gråsidemus (MR)								
Møsvatn		2				1		
Åmotsdalen		1			1	2		1
Dividalen							1	
Markmus (MA)								
Lund								
Møsvatn	3	1	1		6	3	1	
Åmotsdalen	4	2	2		7	5	1	
Fjellmarkmus (MO)								
Møsvatn							1	
Åmotsdalen					2		1	2
Lemen (LL)								
Åmotsdalen			1					

Åmotsdalen: Det ble fanget 37 klatremus, fem gråsidemus, 21 markmus, fem fjellmarkmus, ett lemen og én (sannsynligvis) krattspissmus. Bare én eller to hunner ble vurdert som reproduktivt aktive blant hannene av ulike arter. Blant hannene var bare to markmus og det ene lemenet vurdert som reproduktivt aktive. De fleste individene var også små.

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen småpattedyr, noe som viser fortsatt lavt bestandsnivå etter en bestandstopp i 2014.

Dividalen: Det ble kun fanget én gråsidemus, en middels stor reproduktivt aktiv hunn, og én spissmus. Dette indikerer fortsatt lavt bestandsnivå etter den lave toppen i 2014.

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 enkelte smågnagerbestander. I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell, og Åmotsdalen siden ca. 2001, å ha de mest regelmessige bestandstopper. Dette er også de områdene som har de høyeste tetthetene av lemen. Området i Gutulia har bare hatt en tydelig bestandstopp i 2010/2011 (**figur 8.1**), et år med bestandstopper i store deler av Fennoskandia (Ehrich et al. in press). På Finse var det 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 toppe 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.

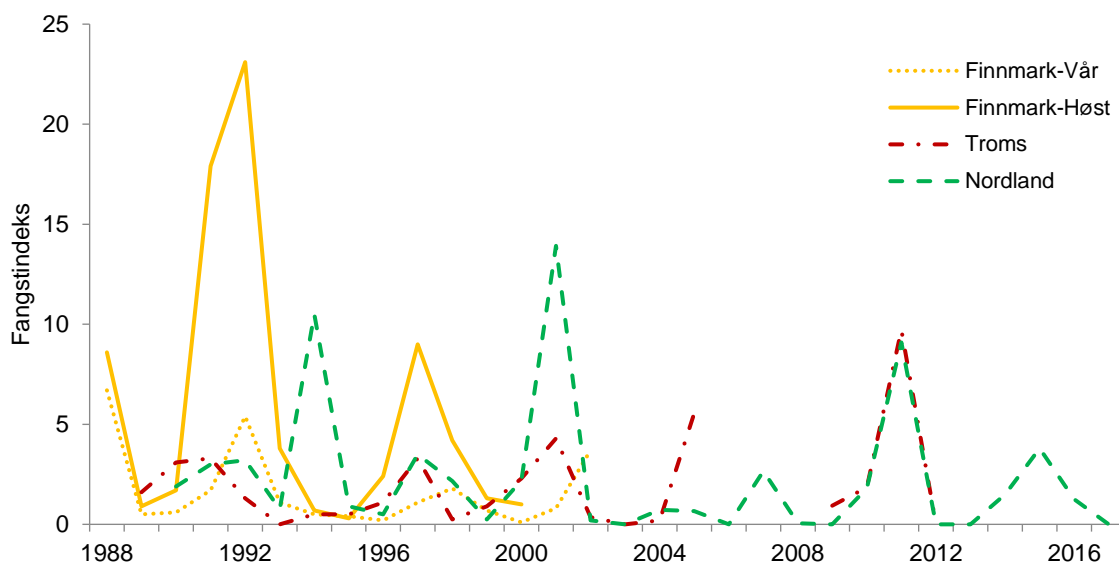
Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 8.1, tabell 8.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 8.2, tabell 8.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

- Sør-Norge sør for Jotunheimen og vest for Gudbrandsdalen: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder i 1991, 1994, 1997/1998, 2001/2002, 2005, dels 2007, 2010/2011, 2014 og 2017, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011, 2014 og dels/stedvis i 2017.
- 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, 2013/2014 og 2017, med bestandstopper av lemen i 2007, 2010/2011 og 2014. Det var særlig utpregete bestandstopper av lemen og andre smågnagere i 2007, 2010/2011 og 2014, med bare lavere bestandstopper i flere av de foregående årene.

Tabell 8.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordbo-reale/lavaltpine TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v = vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr. 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandstopper større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rød mus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 2013/2014	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009, 2014, 2017
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v, 2014, 2017	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v, 2017
Gutulia	1994, 2010/ 2011	2010/2011 , 2013
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010, 2013	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010, 2013/2014, 2017
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010, 2014
Dividalen	1997, 2011	(1993), 1996, 2001, 2004, 2010, 2014

- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til sørlige Nordland: Det var toppår for smånagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007, 2010/2011 og dels i 2014/2015, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smånagere, 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.



Figur 8.2 Smånageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr. 100 felledøgn. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 og etter 2012 ikke tilgjengelige.

Tabell 8.5 Bestandstopper av smånagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen/skoglemen. Angitte bestandstopper er basert på tilgjengelig informasjon; manglende tilgang på informasjon for ulike tidsperioder vil medføre at mulige toppår ikke er registrert.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Øst-Finnmark	2004, 2007 , 2010, 2011 , 2015	RA lms, pers.medd., Ehrich et al. in press
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978 , 1982 , 1987, 1988 , 1992, 1998, 2002, 2007 , 2011 , 2015	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008, Ehrich et al. in press
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 8.2), RA lms pers.medd., avisreportasjer 2011; Hønsefuglportalen
Kilpisjärvi, Finland	1978 , 1983, 1987, 1992, 1997, 2001/02, 2007	Ehrich et al. in press
Kirkesdalen, Tr	Topper ca. hvert 3 år siden 1985	Strann et al. 2002, KB Strann, pers.medd.
Rundhaug, Tr	2001/02, 2005, 2007	NG Yoccoz, pers.medd.
Kvaløya, Tr	1997, 2002, 2004	Frafjord 2009
Indre Troms	1998, 2001	Frafjord 2009
Indre Troms	2015	Hønsefuglportalen
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 8.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Stora Sjöfallet Sverige	2001 , 2004, 2007 , 2010/2011 , 2014/2015	Olofsson et al. 2004, Ehrich et al. in press

Tabell 8.5 (forts.)

Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 8.2), Hønsefuglportalen
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11 , 2014	NE Eide, pers.medd., Ehrich et al. in press
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, pers.medd.
Grødalen, MR	2007, 2010, 2014	NE Eide, pers.medd.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010, 2014	NE Eide, pers.medd.,
Sør-Trøndelag SØ	2014	Hønsefuglportalen
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.
Oppland, Hedmark	2014	Hønsefuglportalen
Gutulia		
Vålådalen, Sverige	2001, 2004, 2007, 2010/ 2011 , 2014	Erich et al. in prep.
Hedmark	2014	Hønsefuglportalen
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/lemen-vandring-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 , 2013/2014 , 2017	Wegge & Rolstad 2018
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA ims, pers.medd.
Hardangervidda Ø, Dagali, Hol, Bu	2014	Egne obs.
Trillemarka, Bu	2014	M Evju pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd., NE Eide pers.medd.
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997 , 2010/11 , 2014	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell		
Aust/Vest-Agder nord	2014	Hønsefuglportalen
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 *Aquila chrysaetos* og jaktfalk *Falco rusticolus*. 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. 2015a).

9.1 Metoder

I 2017 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 planen også bli etablert slik overvåking for Dividalsområdet. 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 imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om 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 terrioriene basert på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser, der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle terrioriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum fire 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, feltinstruks fra Rovdata² og Gjershaug et al. 2018). Med

² http://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/A_intensiv%20overvåking%20av%20kongeørn_09032015.pdf

dette som bakgrunn er hovedmål å fastslå hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk og minst 50 dager gamle for kongeørn for det utvalget av territorier som er inkludert. Antall unger over denne alderen 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 2017 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 14 av de 15 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging og ruging i fem av territoriene. Det ble klekt fram unger i alle disse, og det ble totalt produsert fem unger.

For jaktfalk ble det observert voksne fugler i tre av de ti territoriene som ble undersøkt i 2017, og fra to av disse ble det til sammen produsert fem unger.

Åmotsdalen

I 2017 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i åtte av territoriene. Det ble imidlertid registrert unger over 50 dagers alder for bare fire av disse, til sammen seks unger.

For jaktfalk ble det i 2017 observert voksne fugler i to av de ti undersøkte territoriene. Det var egglegging i begge disse, men bare ett av dem produsert unger (3 stk.).

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 aktuelle kongeørnterritoriene i 2017. Det ble registrert egglegging/ruging i fire av disse, og de produserte én unge hver.

Møsvatn

I 2017 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 13 av de 15 kongeørnterritorier som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i fem av territoriene, og disse produserte til sammen seks unger.

For jaktfalk ble det i 2017 observert voksne fugler ved 11 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging for fem av disse, og det ble her produsert til sammen 11 unger.

Lund

I 2017 ble det observert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble gjort observasjoner som tydet på egglegging/ruging i sju av territoriene. Det ble imidlertid registrert unger med alder over 50 dager for bare tre av territoriene, og med én unge for hvert av disse.

Solhomfjell

I 2017 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble gjort observasjoner som tydet på egglegging/ruging i seks av territoriene, og disse 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.

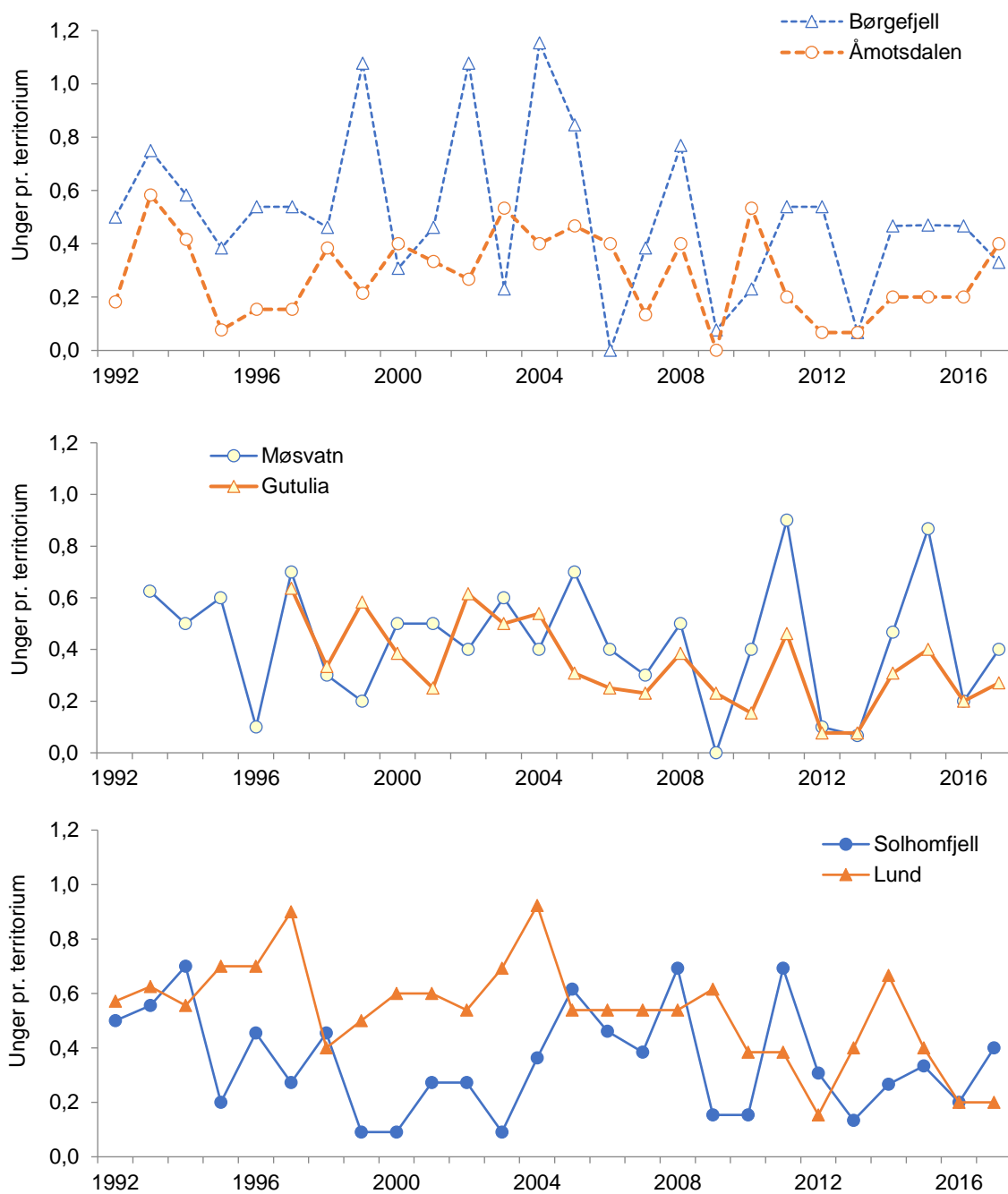
For kongeørn var det i 2017 omtrent lik eller bedre ungeproduksjon enn i 2016 for alle de inkluderte områdene, med unntak av Børgefjell der det var noe lavere produksjonsresultat i 2017 enn i 2016. Produksjonen var under gjennomsnittet for perioden 1992-2016 for Børgefjell, Møsvatn, Gutulia og Lund, mens den var over gjennomsnitt for denne perioden for Åmotsdalen og Solhomfjell. En noe bedre ungeproduksjon for kongeørn i deler av Sør-Norge i 2017 var ikke uventet da smågnagerbestanden var i økning her. Tidsserien for kongeørn (1993-2017) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,53 unger pr. territorium \pm 0,19 SD), etterfulgt av Børgefjell ($0,51 \pm 0,30$ SD), Møsvatn ($0,43 \pm 0,24$ SD), Gutulia (1997-2017, $0,34 \pm 0,17$ SD), Solhomfjell ($0,35 \pm 0,19$ SD) og Åmotsdalområdet ($0,28 \pm 0,16$ SD) (**figur 9.1**).

For jaktfalk målte vi dårligere ungeproduksjon i 2017 enn i 2016 i alle de tre inkluderte områdene. Produksjonen var som gjennomsnittet for perioden 1992-2016 for Møsvatn, mens den var under middels for Børgefjell og Åmotsdalområdet (**figur 9.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2017. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Vårt tallmateriale for perioden 1992-2017 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (0,86 unger pr. territorium, \pm 0,60 SD) etterfulgt av Møsvatn ($0,73 \pm 0,30$ SD) og Børgefjell ($0,63 \pm 0,39$ 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.

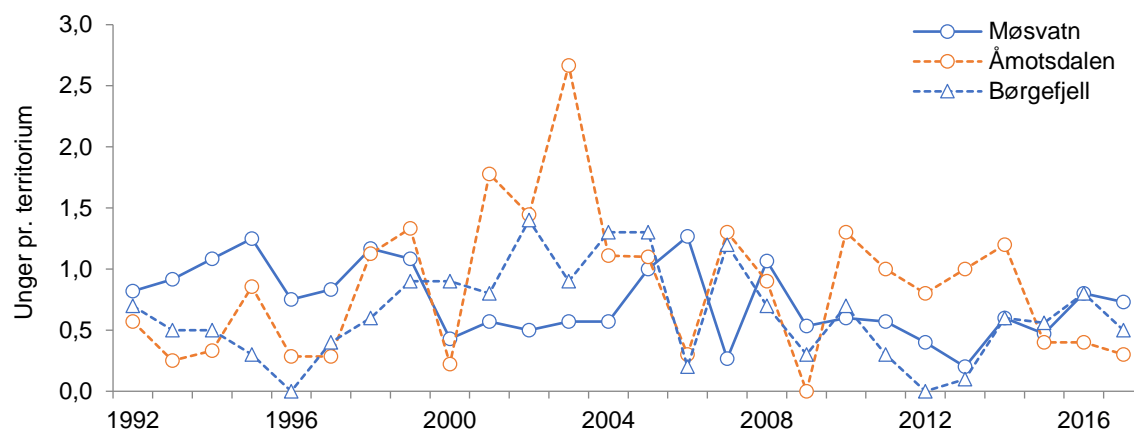
Rype er viktigste føden for jaktfalk og er også viktig føde for kongeørn. Gode forekomstene av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av fjellrype og annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nord-boreale områdene som inngår i TOV (Dividalen, 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 innsamlete 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 reproduksjonsseasonen (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 luftforurensinger. For den aktuelle 26-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert ungeproduksjon for kongeørn i TOV områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992-2017, $r = -0,49$, $p = 0,01$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2017, $r = -0,58$, $p < 0,01$) og Lund (1992-2017, $r = -0,59$, $p < 0,01$). For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 26-årsperioden mer variert med nedgang i Møsvatn (1992-2017, $r = -0,47$, $p = 0,02$), men med mindre tydelige langtidstrender 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 1992-2017, $r = 0,47$, $p = 0,02$), men ingen slik sammenheng mellom produksjonen i disse to områdene og Møsvatn.

Vår informasjon om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2017 gir forventninger om bra forhold for ungeproduksjon for kongeørn og jaktfalk i de sørlige TOV-områdene i 2018.



Figur 9.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992–2017.



Figur 9.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene 1992-2017.

10 Hønsefugl

Erlend B. Nilsen

I TOV dekker overvåking av hønsefugl først og fremst lirype (*Lagopus lagopus*). 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 kadmium i så vel lirype som fjellrype (*Lagopus muta*) (Herredsevela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye blyverdier i lirype fra de sørlige delene av Norge (Kålås et al. 2000, 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'. Som et ledd mot mer kunnskapsbasert og langsiktig forvaltning av våre rypebestander 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 takseringene som presenteres her, når vi skal tolke lirypenes 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 de er ikke nødvendigvis representative for den generelle tettheten av lirype i et område. Dataene er derfor mindre egnet til direkte sammenlikning 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 måned). 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 seinsommer/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 oppdagbarhetssannsynlig-

heten avtar som en funksjon av avstand til takseringslinja. Det har etter hvert blitt opparbeidet en betydelig litteratur knyttet til avstandsmetoden, både 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 liryte 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 ut fra takseringslinja. Denne avstanden kan fastsettes 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.

10.2 Gjennomføring

I 2017 ble det gjennomført rypetaksering etter justert design i fem områder i regi av TOV (Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Lund). Resultatene fra disse rapporteres her. I Lund ble det i 2017 taksert langs nye linjer i 2017. Det er fortsatt i 2017 et behov for å øke omfanget på takseringsinnsatsen i dette området, og dette vil bli implementert fra 2019.

Dividalen

Justerte takseringslinjer i Dividalen ble taksert 11-19 august. Totalt ble det taksert 25 km, fordelt på åtte linjer (seks i Høgskaret, to i Havgavoumbi). 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 taksert i perioden 9-10 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 1-5 august. Totalt ble det taksert 25 km fordelt på sju 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 4-15 august. Totalt ble det taksert 40 km, fordelt på 19 linjer (åtte 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 Bjørn 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>).

Lund

Lund ble delvis taksert etter nytt design i 2016, og de samme linjene ble taksert i 2017. Takseringene skjedde langs fire linjer taksert i perioden 8-13 august. Totalt ble det taksert 20 km, og det ble gjort tre observasjoner. Takseringen ble gjennomført av Erik Skurdal.

10.3 Resultater

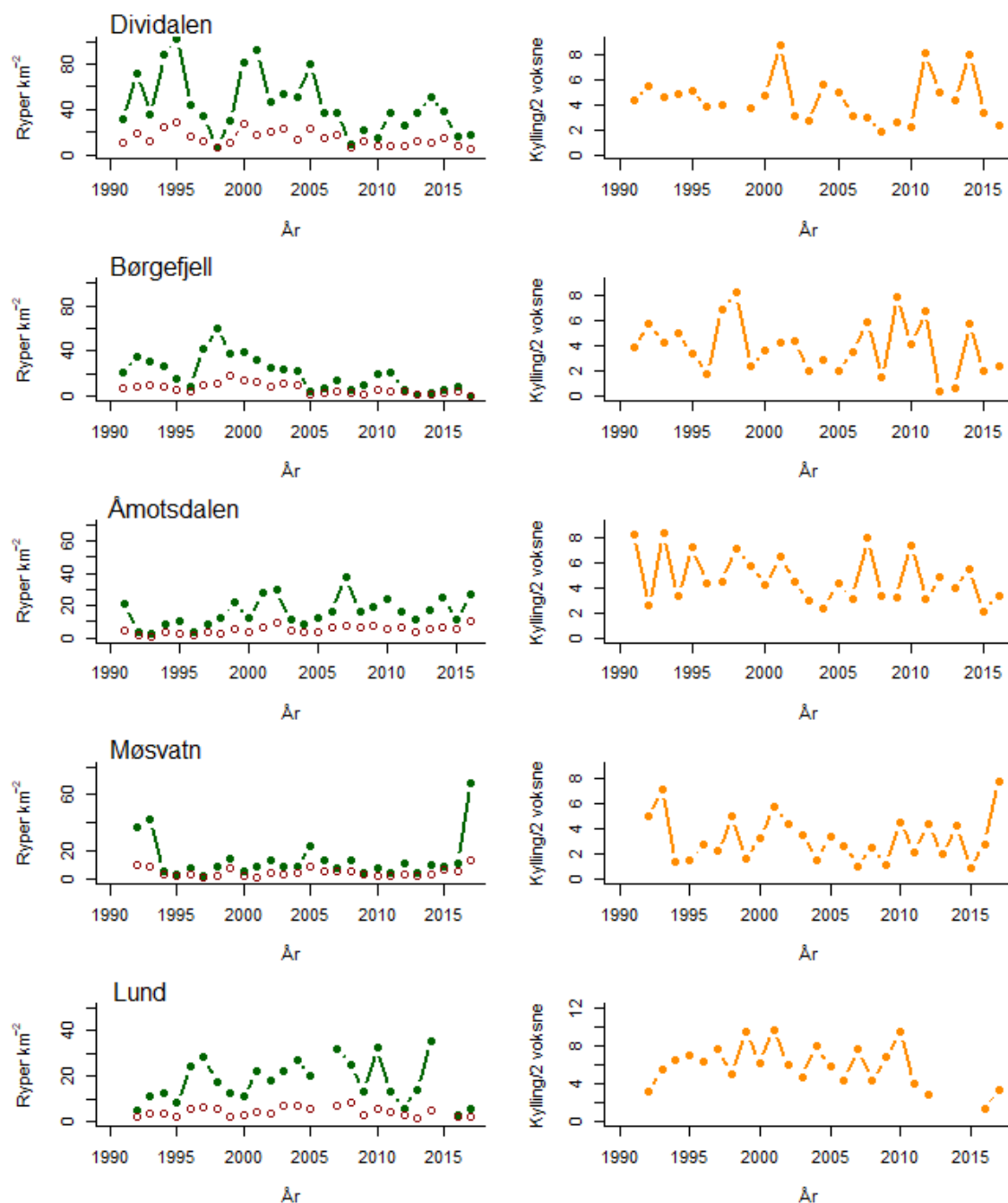
I 2017 ble det totalt gjort 91 observasjoner av liryper (totalt 497 liryper) i forbindelse med lirype-takseringene, men fordelingen mellom områdene var relativt ujevn (**tabell 10.1**). Flest observasjoner ble gjort i Møsvatn, mens det ble gjort færrest observasjoner i Lund og Børgefjell.

Tabell 10.1 Oversikt over antall observasjoner av lirype, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene.

Områdenavn	Høner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	Kylling/par	N obs
TOV-Børgefjell	1	1	1	2	5	Ikke estimert	2
TOV-Dividalen	7	9	1	32	49	3,8	14
TOV-Lund	3	2	0	7	12	Ikke estimert	3
TOV-Møsvatn	27	25	0	202	254	7,8	30
TOV-Åmotsdalen	28	34	2	113	177	3,5	42

Som det framgår av **tabell 10.1**, ble det registrert meget høy produksjon av kyllinger i Møsvatn, mens det var middels produksjon i Dividalen og Åmotsdalen. I Børgefjell og Lund var antall observasjoner under ti, og kyllingproduksjon ble derfor ikke estimert.

Tetthet av ryper, estimert basert på avstandsmetoden, viser at det var en kraftig økning i bestanden i det takserte området i Møsvatn (**figur 10.1**). I Lund og Børgefjell var det fortsatt meget få observasjoner og lave tettheter, mens det i Åmotsdalen var en liten oppgang sammenliknet med året før. Også i Dividalen ble det i 2017 registrert relativt lave tettheter av lirype.



Figur 10.1 Oversikt over estimert tetthet (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksne fugl (rød strek - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert. Merk at y-aksen varierer mellom de ulike områdene.

10.4 Diskusjon

Etter at både liryte og fjellryte ble klassifisert som 'Nær truet' (NT) i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), har det vært betydelig fokus på rypenes bestandssituasjon. De resultatene som presenteres her, inngår som en sikker og langsiktig del av den øvrige rypetakseringen i Norge. TOV-programmet er unikt i denne sammenheng, siden det har blitt taksert ved bruk av omtrent samme metode og takseringslinjer i mer enn 25 år. I fjorårets rapport presenterte vi hvordan estimatene endret seg da vi endret metodikk, og viste at det var meget godt samsvar mellom de to metodene (Nilsen & Kålås 2017). Det er imidlertid flere faktorer som påvirker

sikkerheten i bestandsestimater for lirype, og dette vil kunne påvirke hvor nøyaktig estimatene for et enkelt år gjenspeiler de reelle tetthetene. To viktige faktorer i denne sammenhengen 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 områdene til å estimere egne oppdagbarhetskurver for hvert område hvert år med noenlunde sikkerhet. Selv med såpass store usikkerheter i våre beregninger gir våre tetthets- og produksjonsmål en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik målet er.

Resultatene fra 2017-takseringene viste relativt beskjedne endringer fra 2016 i de fleste områdene. I både Børgefjell og Lund var det fortsatt meget få observasjoner og tilsvarende lave (men usikre) estimerte bestandstettheter. I Dividalen ble det estimert en bestandstetthet som var om lag lik den fra det foregående året, og det er verdt å merke seg at dette er blant de lavere tetthetene som er registrert gjennom perioden. I Åmotsdalen var estimert tetthet høyere enn i 2016, og blant de høyere tettheter som er registret gjennom perioden. Den store endringen i tetthet skjedde imidlertid i Møsvatn, hvor estimert tetthet var det høyeste som er estimert i perioden. Dette skyldes både en økning i tettheten av voksne ryer, men også en veldig høy produksjon (7,8 kyllinger/par). Hvorvidt denne økningen gjenspeiler en generell økning i tettheten av ryer som vil vare over tid i dette området, er ikke klart ut fra de foreliggende dataene.

11 Spurvefugl

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuell langtransportert forurensing og endringer i klima. Effekter av forurensing inkluderer blant annet redusert reproduksjon i forsurete områder (Ormerod et al. 1988, Rosseland et al. 1990, Graveland et al. 1994) og i områder forurenset med metaller (Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensete områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også fordi de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1993, Greenwood et al. 1993). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger skal gi utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi utslag i økt omfang av uklekkede egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. Når det gjelder klimaendringer, forventer vi effekt på tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå også en nasjonal overvåking av terrestriske hekkefugl i Norge (TOV-E, se kap. 12), og det er samordning av overvåking av våre mer vanlig forekommende hekkefugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=631>). 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 vanligvis lagt ut med 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig fem minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl. 0430 til kl. 1000 (sommertid), slik at de omfatter perioden når 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 innen en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov kartlegges på nytt, og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991) samt senere utarbeidete instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2017-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2016. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2017 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 takserte.

Reproduksjonsovervåking

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

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område der slik overvåking pågår. Kassene settes opp i to rekker, 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 rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper på 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på $\leq \pm 1$ dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2017 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2017

Dividalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 16-20 juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen.

Børgefjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22-30 juni av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen, K. Sivertsen og M.B. Brattli.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 9-12 juni av P.W. Bøe, E. Krokan og Ø. Aas. Fuglekassene ble kontrollert seks ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas og Morten Sæterhaug (31 mai, 7, 15, 23, 30 juni og 5 juli). Etter at mesteparten av kassene er skiftet ut i løpet av siste femårsperiode, er mulighetene for mår til å ødelegge reir redusert, og vi hadde ingen slike tilfeller i 2017.

Gutulia: I Gutulia ble 199 av de 200 punktene taksert i perioden 8-12 juni av K. Isaksen og F.N. Bye. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (29 mai, 5, 12, 19, 29 juni og 7 og 15 juli).

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 18-27 juni av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og R. Bergstrøm.

Tabell 11.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	123	248
Gråsisik	91	132
Heipiplerke	63	112
Bjørkefink	78	108
Rødvingetrost	54	64
Rødstjert	43	46
Blåstrupe	24	25
Sidensvans	17	24
Gråtrost	17	20
Steinskvett	18	19
Måltrost	10	12
Kråke	8	11
Jernspurv	9	9
Ringtrost	6	7
SV fluesnapper	6	7
Sivspurv	7	7
Granmeis	6	6
Duetrost	6	6
Lappspurv	4	6
Gråfluesnapper	4	4
Trepiplerke	4	4
Korsnebb	4	4
Grønnsisik	2	3
Kjøttmeis	2	2
Ravn	1	1
Fossefall	1	1
Hagesanger	1	1
Gulerle	1	1
Polarsisik	1	1
Totalt	200	891

Tabell 11.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	158	406
Bjørkefink	109	161
Heipiplerke	55	89
Gråsisik	54	73
Rødvingetrost	44	50
Sivspurv	27	28
Gråtrost	17	21
Rødstjert	18	20
Gulerle	11	16
Blåstrupe	11	14
Steinskvett	9	13
Måltrost	9	10
Jernspurv	9	9
Kråke	7	8
Grønnsisik	4	7
Ringtrost	5	5
Ravn	2	3
Rødstrupe	1	1
Munk	1	1
Bokfink	1	1
Totalt	200	936

Solhomfjell: De 200 punktene i Solhomfjell ble taksert av K. Eie, S. Bruerberg, J.H. Magnussen og E. Klemetsen i perioden 25 mai - 3 juni. Fuglekassene ble kontrollert åtte ganger av Anne Gunn Østerholt og Kåre Dalane (19 og 26 mai, 1, 9, 15, 21 og 28 juni og 4 juli).

Lund: De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 22-28 mai av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, V.D. Lomeland, L.A. Lien og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger av S. Skjærpe (17, 25 og 31 mai og 8, 15, 22 og 29 juni).

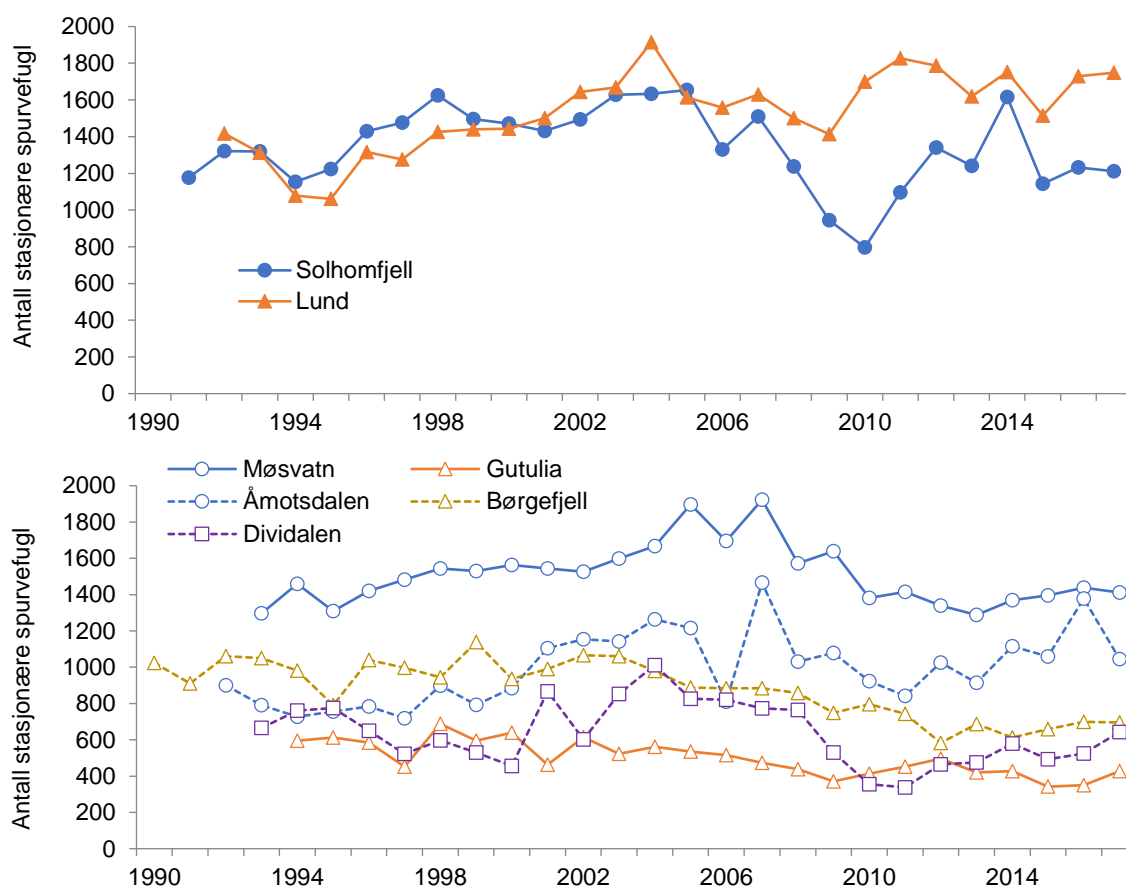
11.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 200 punktene i Dividalen resulterte i 891 registrerte spurvefugler fordelt på 29 arter (**tabell 11.1**). Dette er et klart høyere antall enn i 2016. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 643 individ i 2016. Dette er også klart høyere enn for 2016 og 7 % over median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 200 punktene i Børgefjell i 2017 resulterte i 936 observerte spurvefugler fordelt på 20 arter (**tabell 11.2**). Dette er omtrent samme antall som observert i 2016. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 695 individ i 2017. Også dette er omtrent samme antall som for 2016 og ca. 20 % under median antall observert her for perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).



Figur 11.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2017, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb).

Åmotsdalen

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Åmotsdalen i 2017 resulterte i 1303 observerte spurvefugler fordelt på 29 arter (**tabell 11.3**). Det er klart færre enn for 2016. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1044 individ i 2014. Dette er også klart lavere enn for 2016, men likevel 7 % over median antall observert i dette området for perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Åmotsdalen var det i 2017 fullført egglegging for svarthvit fluesnapper i 28 av de 50 fuglekassene, og for alle disse ble egglegging fullført i perioden 1-14 juni. Median eggleggingsdato var 5 juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,21 egg (**tabell 11.8**). Samtlige reir hadde vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 93 % av eggene, og 98 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var ni kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 8 juni. Fra åtte av disse ble det produsert til sammen 60 flyvedyktige unger. Det var en god del bjørkemålere i Åmotsdalområdet i 2017 (se kapittel 7).

Gutulia

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 533 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 11.4**). Dette er litt mer enn for 2016. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det totalt beregnet 428 individ for 2017. Også dette er en økning fra 2016, men likevel ca. 15 % under median antall observert for denne gruppen av fugl her i perioden 1994-2016 (**figur 11.1**).

Tabell 11.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	147	387
Heipiplerke	83	168
Bjørkefink	92	150
Gråtrost	39	70
Grønnsisik	44	65
Steinskvett	45	60
Gråsisik	38	44
Rødvingetrost	33	43
Jernspurv	33	36
Blåstrupe	31	33
Ringtrost	25	33
Trepiplerke	28	32
Sivspurv	25	30
Gulsanger	22	23
Bokfink	18	23
Måltrost	18	20
Rødstjert	15	17
Svarthvit fluesnapper	14	14
Gjerdsmett	13	13
Ravn	10	11
Kjøttmeis	8	9
Munk	8	9
Kråke	3	3
Gransanger	3	3
Rødstrupe	2	2
Møller	2	2
Granmeis	1	1
Trekryper	1	1
Bøksanger	1	1
Totalt	200	1303

Tabell 11.4 Spurvefugler observert på de 199 takserte punktene i Gutulia, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	93	157
Heipiplerke	53	73
Bjørkefink	60	73
Rødstjert	41	46
Grønnsisik	24	35
Bokfink	29	32
Trepiplerke	19	22
Måltrost	17	18
Duetrost	10	10
Lavskrike	4	6
Rødstrupe	5	6
Steinskvett	6	6
Ringtrost	5	6
Kråke	5	5
Kjøttmeis	4	5
Ravn	4	4
Fuglekonge	4	4
Korsnebb spp.	3	4
Rødvingetrost	3	3
Sivspurv	3	3
Svarthvit fluesnapper	2	2
Jernspurv	2	2
Dompap	2	2
Granmeis	1	1
Fossekall	1	1
Blåstrupe	1	1
Buskskvett	1	1
Gråtrost	1	1
Bøksanger	1	1
Gulerle	1	1
Gråsisik	1	1
Møller	1	1
Totalt	199	533

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2017 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i ni av kassene. I alle disse kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 4-12 juni (median eggleggingsdato 8 juni). Kullstørrelsen var 5,89 egg (**tabell 11.8**). Åtte av disse reirene hadde vellykket produksjon. Det ble for disse klekt fram unger fra 90 % av eggene, og alle de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var hekking for kjøttmeis i to kasser. For disse var egglegging fullført ca. 10 juni, og det ble produsert minimum 13 unger.

Møsvatn

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1696 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 1412 individ i 2017. Dette er en liten nedgang fra 2016 og 6 % under medianverdi for dette området for perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).

Lund

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Lund i 2017 resulterte i 2017 observerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 11.6**). Dette er en klar økning fra 2016 og er særlig forårsaket av flere observasjoner av finkefuglene gråsisik og grønnsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1748 individ i 2017. Dette er omtrent samme antall som for 2016 og er ca. 15 % over medianverdi for dette området for perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).

Tabell 11.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	171	517
Heipiplerke	81	184
Gråtrost	88	160
Bjørkefink	92	157
Rødvingetrost	93	128
Måltrost	70	84
Gråsisik	63	83
Sivspurv	63	82
Bokfink	51	64
Ringtrost	26	36
Grønnsisik	28	31
Gulerle	19	27
Kråke	18	20
Steinskvett	13	19
Jernspurv	15	15
Blåstrupe	13	13
Korsnebb spp.	1	12
Svarttrost	9	10
Gjerdsmett	6	8
Rødstjert	7	7
Trepipplerke	7	7
Munk	4	5
Ravn	3	4
Granmeis	4	4
Kjøttmeis	3	3
Taksvale	1	3
Gulspurv	3	3
Rødstrupe	2	2
Gulsanger	2	2
Hagesanger	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Linerle	1	1
Lappspurv	1	1
Grønnfink	1	1
Kjernebiter	1	1
Totalt	200	1696

Tabell 11.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2017.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	197	648
Bokfink	133	191
Trepipplerke	112	157
Gråsisik	105	140
Rødstrupe	84	101
Måltrost	85	97
Grønnsisik	81	96
Svarttrost	73	83
Gjerdsmett	73	81
Rødvingetrost	70	81
Svarthvit fluesnapper	44	47
Jernspurv	43	46
Kjøttmeis	45	45
Tornsanger	33	36
Korsnebb spp.	7	30
Heipiplerke	15	17
Rødstjert	16	16
Ringtrost	13	15
Sivspurv	12	14
Munk	10	10
Stjertmeis	7	10
Gråfluesnapper	7	8
Duetrost	6	7
Blåmeis	5	5
Granmeis	5	5
Buskskvett	5	5
Ravn	3	4
Kråke	3	3
Trekryper	2	3
Linerle	3	3
Grønnfink	3	3
Svartmeis	2	2
Tornskate	1	2
Spettmeis	1	1
Steinskvett	1	1
Hagesanger	1	1
Fuglekonge	1	1
Låvesvale	1	1
Tornirisk	1	1
Totalt	200	2017

Reproduksjonsovervåking: I Lund var det i 2017 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Alle disse kullene ble ferdiglagd i tidsrommet 21 mai – 3 juni (median eggleggingsdato 27,5 mai), og det var i gjennomsnitt 6,69 egg i hvert kull. I fire reir døde alle ungene ved alder 8-12 dager; årsak til dette er ukjent. I de tolv reirene med vellykket ungeproduksjon ble 98 % av eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på > 10 dager (**tabell 11.8**). I 2017 ble det i perioden 1-25 mai fullført egglegging i elleve av kassene for kjøttmeis og i fire av kassene for blåmeis. Det var svært god ungeproduksjon for meisene også i 2017. Ti av kjøttmeisreirene produserte til sammen 79 flyvedyktige unger, og de fire blåmeisreirene produserte til sammen 40 flyvedyktige unger.

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell i 2017 resulterte i 1471 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 11.7**). Dette er omtrent samme antall som for 2016. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det registrert totalt 1211 individ i 2017. Dette er også omtrent samme antall som for 2016 og er 13 % under medianverdi for dette området for perioden 1993-2016 (**figur 11.1**).

Tabell 11.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2017.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	178	333
Trepiplerke	165	246
Bokfink	116	140
Grønnsisik	86	109
Grankorsnebb	23	103
Rødstjert	78	87
Tornsanger	75	83
Rødstrupe	45	51
Gråsisik	44	48
Toppmeis	25	32
Svarthvit fluesnapper	29	31
Kjøttmeis	28	30
Svarttrost	28	30
Duetrost	29	30
Måltrost	16	16
Gråfluesnapper	14	14
Jernspurv	13	13
Sivspurv	12	12
Trekryper	10	11
Fuglekonge	7	9
Gjerdesmett	7	7
Hagesanger	7	7
Munk	6	6
Buskskvett	5	5
Ravn	4	4
Svartmeis	3	3
Blåmeis	2	2
Granmeis	2	2
Heipiplerke	1	2
Kråke	1	1
Nøtteskrike	1	1
Linerle	1	1
Stjertmeis	1	1
Møller	1	1
Totalt	200	1471

Reproduksjonsovervåking: I Solhomfjell var det i 2017 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Fjorten av disse ble ferdiglagt i tidsrommet 25-30 mai (median eggleggingsdato 29 mai). Kullstørrelse var i gjennomsnitt 6,29 egg. Tre av reirene ble forlatt eller ødelagt i ungeperioden. I de 14 reirene med vellykket klekking ble 98 % av eggene klekt, og for de 11 reirene med vellykket produksjon nådde alle ungene en alder på > 10 dager (**tabell 11.8**). For kjøttmeis var det i perioden 12-20 mai fullført egglegging for seks av kassene. Fem av disse reirene produserte til sammen 43 flyvedyktige unger.

11.3 Diskusjon

I de fem TOV-områdene som ligger i fjellet, ble det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca. 2005-2014, etter at det var en økning i observasjonsantallet i tiårsperioden før det. Deretter har antall observasjoner vært relativt stabilt, og for de fleste av disse områdene ble det registrert lik eller en liten økning i bestandene fra 2016 til 2017. Unntaket var Åmotsdalen der det var klart færre observasjoner enn i 2016. For Åmotsdalen var det for øvrig særlig mange observasjoner i 2016. For de to sørligste og mer lavereliggende områdene var det også liten endring i antall observasjoner i 2017 sammenliknet med 2016 (**figur 11.1**).

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2017 over medianverdi for perioden 1993-2016 for Dividalen, Åmotsdalen og Lund. For de øvrige områdene lå antall observasjoner for slike arter under sine medianer, med Møsvatn ca. 6 %, Solhomfjell ca. 13 %, Gutulia ca. 14 % og Børgefjell ca. 22 %. Den registrerte nedgangen for de mer 'stasjonære' spurvefuglartene viser altså ingen særegne avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenliknet med de nordligere områdene.

Tabell 11.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2017. 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.

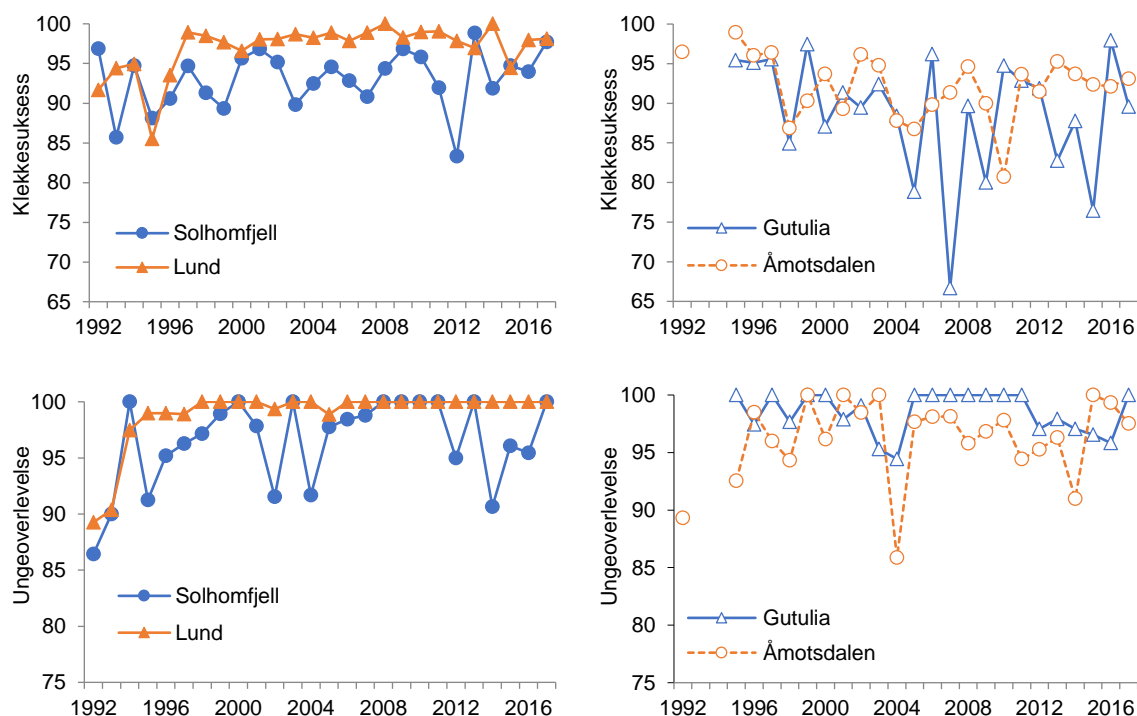
Art	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	6,21	0,83	(28)	93	(174)	98	(162)
Gutulia	5,86	0,90	(9)	90	(48)	100	(43)
Lund	6,69	0,70	(16)	98	(107)	100	(77)
Solhomfjell	6,28	0,73	(14)	98	(88)	100	(67)

For artene med mer invasjonstypet opptreden (summert for bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2017 registrert en økning i Lund, mens endringer fra 2016 var relativt begrenset for de øvrige områdene. Som for de øvrige spurvefuglartene er det for denne gruppen av arter også gjort betydelig færre registreringer i TOV-fjellområdene, med unntak av Dividalen, i siste tiårsperiode sammenliknet med perioden 1993-2004.

Vi ser ingen klar enkeltårsak til nedgangen vi registrerte for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2005-2014. 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. 2014). Når det gjelder endringer for de mer fjellnære TOV-områdene, kan klimatiske forhold være en av årsakene til dette (f.eks. store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden). Dette kan ha medført at økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca. 2005, snudde til tilbakegang.

Ungeproduksjonen for svarthvit fluesnapper fulgte i 2017 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet. For Åmotsdalen, Gutulia og Lund var ungeproduksjonsindeksen (andel av lagte egg som resulterer i unger med alder > 10 dager for kull med vellykket produksjon) for 2017 like over medianverdi for perioden 1995-2016, mens den var klart over medianverdi for Solhomfjell. For alle de fire aktuelle områdene var antall kasser med fluesnapperreir omtrent som median for perioden 1995-2016.

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 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



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.

denne perioden klart lavere ($< 95\%$). For årene 1997-2017 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 årene 90-98 %). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 90\%$) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 11.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1997-2017, er det altså ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensete områdene sammenliknet med de to nordligere områdene.

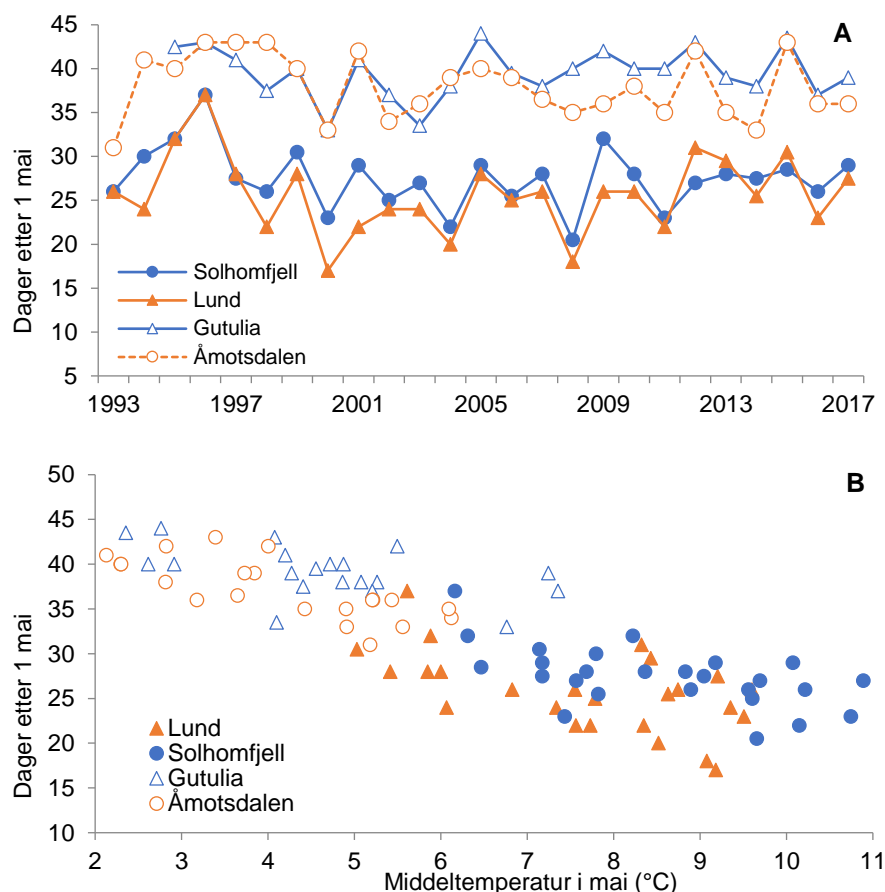
Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et viktig formål med TOV som en sentral komponent i Norges overvåking av biologisk mangfold (se 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)-2017. I 2017 var det litt sen egglegging for svarthvit fluesnapper i de to sørligste TOV-områdene (1,5 dag etter mediandato, **figur 11.3A**), mens det var litt tidlig egglegging i de to nordligste områdene (1-2 dager før mediandato, **figur 11.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er for de fleste områdene en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 11.3B**). For de 4 enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen, $r=-0,82$, $p<0,001$; Gutulia, $r=-0,59$, $p=0,004$; Solhomfjell, $r=-0,62$, $p=0,001$; Lund, $r=-0,57$, $p=0,003$. Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt i løpet av perioden 1993-2017 (Åmotsdalen: $r = -0,24$, $p = 0,26$; Gutulia (1996-2016): $r = 0,12$, $p = 0,61$; Lund: $r = -0,03$, $p = 0,90$; Solhomfjell: $r = -0,22$, $p = 0,30$). 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 ($r = 0,61$, $p < 0,01$). 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 observerte klimavariasjoner 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 hekkforsøk er påbegynt. Med den klimautviklingen vi nå ser, forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile temperaturforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva dette vil resultere i når det gjelder gjennomsnittlig produksjonsresultat gjennom 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 som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca. 40 % over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved tidligere vår, fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkfugl, og det kan på sikt forventes mer gunstige habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.



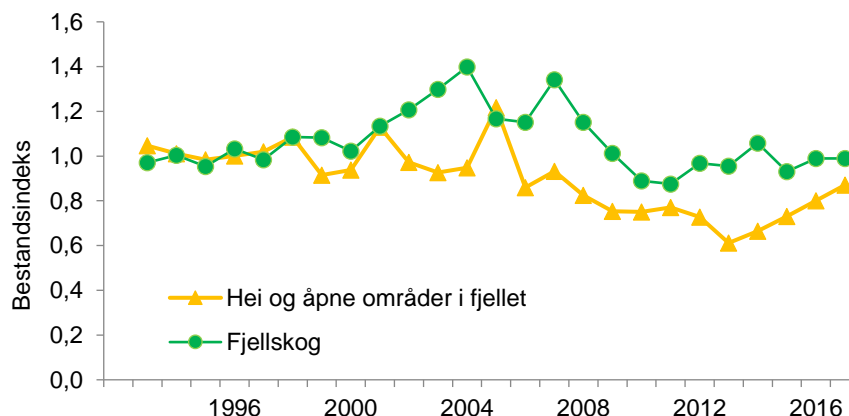
Figur 11.3 A Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca. 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992–2017. **B** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf. kap. 2).

Her presenteres en bestandsindeks for fjellfugl som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: sørøstlig del av Hardangervidda, nordvestlig del av Dovrefjell, sørlig del av Femundsmarka, sørlig 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 fire år med en liten økning igjen etter det. Denne bestandsindeksen for heiområdene antyder at bestandsstørrelsen i 2017 fortsatt var ca. 10 % lavere enn bestandene vi målte på midten av 1990-tallet. For hele tidsperioden 1993-2017 finner vi for fjellskogartene ingen signifikant endring ($r = -0,15$, $p = 0,47$, $n = 25$), mens det er en signifikant nedgang for heiarternene ($r = -0,74$, $p < 0,001$, $n = 25$) (**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, og i TOV data-settet omfatter dette 20 arter, fordelt på 10 spurvefuglarter og 10 vadefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter for hvert område, og det er

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 den ekstensive fugleovervåkingen (TOV-E) (se kap. 12) og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkefuglartene i Skandinavias fjellområder for perioden 2002-2012 (Lehikoinen et al. 2014).



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 fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskog: 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 fem 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 etablering 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, og her rapporterer vi gjennomføring og resultater fra arbeidet som ble utført i 2017. Dette inkluderer i hovedsak rutinemessige opptellinger på etablerte telleruter, men omfatter også endelig etablering for en del ruter som tidligere ikke er besøkt i fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Høsten 2017 og våren 2018 ble det også gjort en oppdatering av TOV-E sin webapplikasjon for kommunikasjon mellom feltpersonell og TOV-E administrasjonen. Dette ble utført etter egen kontrakt med Miljødirektoratet, og rapport for denne oppdateringen inkluderes også i denne rapporten.

Vi sammenstiller her 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 2006-2017, mens for jordbrukslandskapet og skogen benyttes også to andre relevante datasett (NOFs hekkefugltakseringer HFT og TOV-I, jf. kap. 11) for perioden 1996-2008 (se Kålås et al. 2014a for mer informasjon).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2006-2017 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. 2014), for vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015) og for fugl knyttet til myrområder i Nord-Europa (Fraixedas et al. 2017). Data fra TOV-E er også sammen med data fra NOFs hekkefugltakseringer (HFT) brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), og for å belyse effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b), samt en sammenlikning av klimaeffekter på fugl i Europa og USA (Stephens et al. 2016).

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 for de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og at 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 åtte av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall tilgjengelige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat for 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 på grunn manglende tilgjengelighet til tellepunkt. 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 nær inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i re-etablert 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, tre 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. Tidspunktene kan justeres noe hvis våren er svært tidlig eller sen i forhold til normalt. Metode for gjennomføring av disse takseringene er, kort beskrevet: En opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i nøyaktig 5 minutter på hvert tellepunkt, og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell gjort tilgjengelig 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.

Fra og med feltsesongen 2016 ble det etablert mulighet 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 vanlige 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 2017 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge og Sørlandet, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge og Tom Roger Østerås for Nordland, Troms og Finnmark. I denne rapporten har vi ikke inkludert oversikt over navn på personer som har utført takseringene, slik vi har gjort tidligere år. Dette skyldes ny personvernforordning som trådte i kraft 8 mai 2018 (GDPR). For kommende år ønsker vi fortsatt å presentere en slik oversikt, men først etter å ha innhentet samtykke fra den enkelte taksøren.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Det ble høsten 2017 og våren 2018 utført et omfattende arbeid for oppdatering av vårt internett-baserte system for formidling av informasjon om takseringsruter til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles, se <https://tov-e.nina.no/fugl>. Dette arbeidet ble utført med finansiering fra Miljødirektoratet (kontraktsnummer 17040092). For mer informasjon om arbeidet se Resultatdelen. Selve webapplikasjonen består nå av følgende fem hoveddeler:

- 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, pattedyrtaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene).
- Kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater (utføres først av regionkontaktene og endelig godkjenning gjøres av NINA).
- Uttrekk av data fra databasen.
- Formidling av takseringsresultater for enkeltarter.

Feltaktivitet 2017

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 (se fylkesvis fordeling i **tabell 12.1**). For feltsesongen 2017 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 2017 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 17 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 1996-2017

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996-2017, 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 2006-2017), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forenings hekkefugltaksering (HFT, 40-85 telleruter, 80% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009), slått sammen med data fra fugletakseringene i TOVs intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007-2017 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 hekkefugloverbåkingen som rapporterer til EU (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>).

Bestandsindeksen for jordbrukslandskapet inkluderer åtte fuglearter som i hekkeperioden i stor grad er knyttet til naturtyper vi i Norge finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. 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 åtte fuglearter som i stor grad er knyttet til våre fjellområder i hekkeperioden. Dette er artene heilo, liryte, fjellryte, heipiplerke, blåstrupe, ringtost, steinskvett og lappspurv.

12.2 Resultater

Praktisk gjennomføring av takseringene i 2017

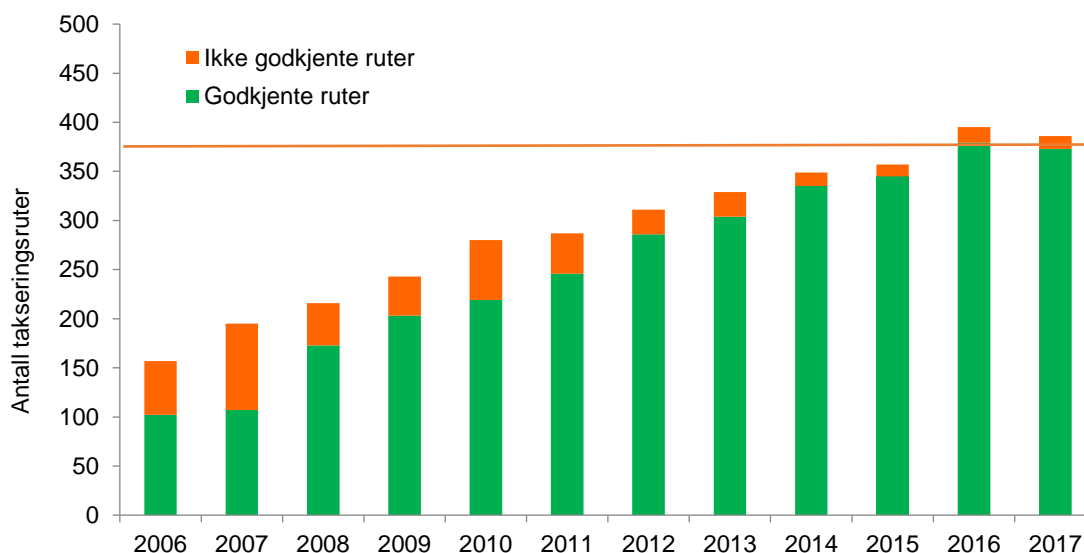
Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for de aller fleste av de aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 159 personer. Av disse rapporterte 128 personer godkjente resultater. Når det gjelder taksører, har det vært noe endring siden TOV-E ble landsdekkende, med en liten nedgang i antall taksører samtidig som noen personer takserer mange ruter (f.eks. hadde de 10 taksørene med flest ruter i 2017 tildelt 125 ruter (27 % av rutene) og sto for 111 (30 %) av de godkjente rutene).

Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for 76 av de aktuelle takseringsrutene. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering for ca. 75 % av disse rutene. For disse angis uegnede værforhold (inkl. stor snødekning og høy vannføring) de dagene som var aktuelle for taksør, som årsak for ca. 60 % av rutene og sykdom eller liknende 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 2018 rapportert takseringsresultater for 386 (84 %) av de 462 rutene som var planlagt taksert i 2017. Dette inkluderer 80 (84 %) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 63 (88 %) av rutene for Sørlandet, 53 (79 %) av rutene på Vestlandet, 80 (90 %) av rutene i Midt-Norge, 43 (74 %) av rutene i Nordland, 25 (93 %) av rutene i Troms og 42 (78 %) av rutene som skulle takseres i Finnmark i 2017 (**tabell 12.1**). Tolv av de 17 rutene i Troms og Finnmark der det i 2017 var planlagt tilgang med helikopter, ble gjennomført etter plan, de øvrige fem måtte avlyses pga. uegnede værforhold. Sesongen 2017 hadde store deler av Sør-Norge rimelig gode værforhold, men det var krevende forhold i høyfjellsområdene og særlig i deler av Nordland og Troms på grunn av mye snø og sen snøsmelting i fjellet. Antall takserte ruter var litt lavere enn for 2016, som foreløpig er året med flest takserte TOV-E ruter.

Tabell 12.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall av disse som ikke er egnet for fugletakseringer pga. vanskelig tilgjengelighet, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr. april 2018, og antall ruter taksert i 2017.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgåar)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr. april 2018	Taksert 2017
Østfold	7	0	0	7	6
Akershus	6	1	0	5	5
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	40
Oppland	37	0	3	37	28
Buskerud	20	0	4	20	18
Vestfold	3	0	0	3	3
Telemark	25	1	2	23	21
Aust-Agder	17	1	2	16	13
Vest-Agder	12	0	3	12	8
Rogaland	16	1	3	14	9
Hordaland	26	0	6	26	24
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	20
Møre og Romsdal	22	0	4	22	21
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	31
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	28
Nordland	67	9	23	56	43
Troms	36	2	13	34	25
Finnmark	79	5	5	74	42
Sum	515	23	74	488	386



Figur 12.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2017 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).

Av de 386 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2016, er 373 (97 %) godkjent for bruk ved 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 taksørene 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 2017

Resultatene fra 2017 viser at det for de 373 godkjente tellerutene ble registrert vel 47 000 par av 191 fuglearter (**tabell 12.2**, med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble 1286 par (88 arter) registrert ved linjetakseringen som utføres ved forflytning mellom tellepunktene (omfatter alle ikke-spurvefuglearter unntatt måker, gjøk og ringdue, samt ni utvalgte spurvefuglearter).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde i 2017 17,5 % av alle observerte par, og arten ble observert i ca. 90 % av tellerutene. Videre følger artene rødvingetrost, gjøk, heipiplerke, måltrost og bokfink for antall telleruter, mens heipiplerke og bokfink følger nærmest for antall observerte par (**tabell 12.2**).

Linjetakseringene resulterte for 2017 i flest observasjonsruter for lirype, fjellrype, heilo og rødstilk 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 nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> som presenterer resultater for hele perioden 2006-2017, samt til tabell 2 i Kålås et al. (2014a) for årene 2006-2013. 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)-2017, indikeres det sterk bestandsnedgang for tre arter (vipe, gjøk og lappspurv) og moderat nedgang for ca. 23 arter. Artene med nedgang er særlig overrepresentert enten i jordbrukslandskapet eller i fjellet eller fjellnære områder, men omfatter også en del skogsarter. Det er for perioden 2006-2017 registrert bestandsvekst for ti arter, med tydeligst vekst for trekryper, gulerle, rødstjert og duetrost.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen, jordbrukslandskapet og fjellet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2017 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,11$, $p = 0,62$, $n = 22$). Denne indeksen inkluderer både barskogsarter og lauvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 6 av de 24 inkluderte artene (rødstjert, duetrost, fuglekonge, grå fluesnapper, gransanger og trekryper), og signifikant nedgang for 6 av artene (rødstrupe, rødvingetrost, munk, tornsanger, løvsanger og granmeis).

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2017 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,95$, $p < 0,001$, $n = 22$). Det var signifikant nedgang for fire av de åtte inkluderte artene (vipe, storspove, linerle 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 2007-2017 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,64$, $p = 0,04$, $n = 11$). 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 fem av de åtte inkluderte artene (lirype, heilo, blåstrupe, steinskvett og lappspurv), mens det er registrert økning kun for heipiplerke.

Tabell 12.2 Oversikt over antall 'par' registrert for alle arter for de 373 TOV-E rutene med godkjente takseringer våren/ forsommeren 2017. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall 'par' summert for punkttakseringene og linjetakseringene. Artene er sortert etter antall ruter med observasjoner.

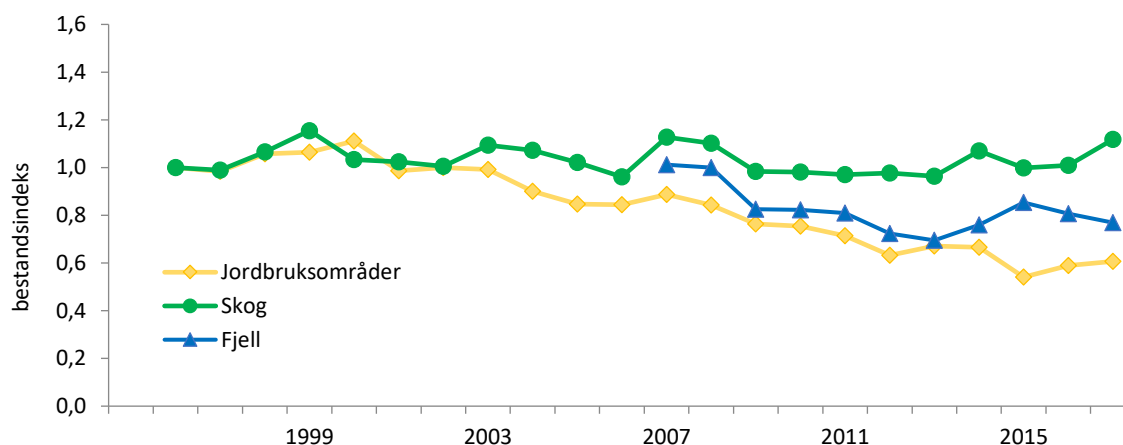
Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'	Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'
Løvsanger	334	89,5	8225	17,5	Grankorsnebb	47	12,6	446	0,9
Rødvingetrost	252	67,6	1743	3,7	Gulerle	46	12,3	125	0,3
Heipiplerke	235	63,0	3511	7,4	Buskskvett	45	12,1	69	0,1
Gjøk	225	60,3	601	1,3	Duetrost	44	11,8	93	0,2
Måltrost	220	59,0	1273	2,7	Toppmeis	42	11,3	95	0,2
Bokfink	218	58,4	3120	6,6	Gråmåke	41	11,0	600	1,3
Gråsisik	214	57,4	1406	3,0	Trane	40	10,7	84	0,2
Trepiplerke	199	53,4	1423	3,0	Stær	39	10,5	229	0,5
Grønnsisik	198	53,1	1288	2,7	Trekryper	39	10,5	65	0,1
Gråtrost	191	51,2	1138	2,4	Snøspurv	35	9,4	136	0,3
Rødstrupe	184	49,3	1133	2,4	Siland	35	9,4	74	0,2
Kråke	172	46,1	596	1,3	Smålom	35	9,4	60	0,1
Bjørkefink	170	45,6	1519	3,2	Møller	34	9,1	40	<0,1
Kjøttmeis	169	45,3	730	1,5	Tornsanger	33	8,8	127	0,3
Jernspurv	169	45,3	489	1,0	Sandlo	33	8,8	78	0,2
Svarttrost	164	44,0	970	2,1	Storlom	33	8,8	43	<0,1
Steinskvett	159	42,6	652	1,4	Tjeld	32	8,6	135	0,3
Rødstjert	158	42,4	704	1,5	Fjellvåk	32	8,6	34	<0,1
Heilo	154	41,3	1181	2,5	Gulsanger	31	8,3	49	0,1
Gjerdesmett	154	41,3	626	1,3	Storfugl	30	8,0	40	<0,1
Svarthvit fluesnapper	138	37,0	349	0,7	Rugde	30	8,0	34	<0,1
Gransanger	131	35,1	790	1,7	Nøtteskrike	29	7,8	39	<0,1
Rødstilk	121	32,4	323	0,7	Krikkand	28	7,5	45	<0,1
Fuglekonge	119	31,9	393	0,8	Fossekall	28	7,5	31	<0,1
Enkeltbekkasin	111	29,8	274	0,6	Kvinand	27	7,2	54	0,1
Sivspurv	110	29,5	409	0,9	Bergirisk	26	7,0	71	0,2
Ringdue	106	28,4	528	1,1	Skogsnipe	26	7,0	28	<0,1
Ravn	105	28,2	158	0,3	Lappspurv	25	6,7	287	0,6
Fiskemåke	103	27,6	577	1,2	Gråspurv	25	6,7	114	0,2
Strandsnipe	101	27,1	140	0,3	Lavskrike	25	6,7	64	0,1
Lirype	99	26,5	218	0,5	Tårnseiler	24	6,4	102	0,2
Blåstrupe	95	25,5	280	0,6	Spettmeis	24	6,4	42	<0,1
Granmeis	92	24,7	191	0,4	Svartbak	23	6,2	143	0,3
Ringtrost	91	24,4	249	0,5	Ubestemtart	23	6,2	65	0,1
Munk	90	24,1	375	0,8	Gråhegre	22	5,9	93	0,2
Fjellrype	90	24,1	177	0,4	Toppand	22	5,9	62	0,1
Flaggspett	84	22,5	150	0,3	Grønnspekk	22	5,9	26	<0,1
Orrfugl	82	22,0	176	0,4	Grågås	20	5,4	503	1,1
Gråfluesnapper	80	21,4	154	0,3	Boltit	20	5,4	32	<0,1
Blåmeis	73	19,6	184	0,4	Myrsnipe	19	5,1	75	0,2
Linerle	68	18,2	128	0,3	Storspove	19	5,1	68	0,1
Småspove	65	17,4	154	0,3	Sangsvane	19	5,1	51	0,1
Grønnfink	64	17,2	170	0,4	Sanglerke	18	4,8	146	0,3
Hagesanger	61	16,4	180	0,4	Havørn	18	4,8	27	<0,1
Skjære	61	16,4	146	0,3	Dvergfalk	17	4,6	17	<0,1
Gluttsnipe	58	15,5	125	0,3	Tårnfalk	16	4,3	17	<0,1
Grønnsstilk	57	15,3	207	0,4	Laksand	15	4,0	236	0,5
Gulspurv	56	15,0	182	0,4	Sildemåke	15	4,0	78	0,2
Låvesvale	55	14,7	177	0,4	Løvmeis	15	4,0	18	<0,1
Dompap	54	14,5	78	0,2	Furukorsnebb	14	3,8	48	0,1
Svartmeis	53	14,2	120	0,3	Taksvale	13	3,5	47	0,1
Svartspett	49	13,1	67	0,1	Pilfink	13	3,5	23	<0,1
Stokkand	48	12,9	116	0,2	Rødnebbterne	12	3,2	61	0,1

Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'	Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'
Jordugle	12	3,2	17	<0,1	Kvartbekkasin	4	1,1	5	<0,1
Musvåk	12	3,2	14	<0,1	Sotsnipe	4	1,1	5	<0,1
Ærfugl	11	2,9	190	0,4	Fiskeørn	4	1,1	4	<0,1
Spurvehauk	11	2,9	11	<0,1	Jaktfalk	4	1,1	4	<0,1
Korsnebbsp	10	2,7	155	0,3	Vintererle	4	1,1	4	<0,1
Tyvjo	10	2,7	34	<0,1	Sandsvale	3	0,8	17	<0,1
Kanadagås	10	2,7	22	<0,1	Polarsisik	3	0,8	6	<0,1
Havelle	10	2,7	21	<0,1	Myrsanger	3	0,8	4	<0,1
Kongørn	10	2,7	10	<0,1	Stillits	3	0,8	4	<0,1
Sidensvans	9	2,4	32	<0,1	Storskarv	3	0,8	4	<0,1
Brushane	9	2,4	30	<0,1	Hønsehauk	3	0,8	3	<0,1
Sivsanger	9	2,4	26	<0,1	Knoppsvane	3	0,8	3	<0,1
Svømmesnipe	9	2,4	26	<0,1	Myrhauk	3	0,8	3	<0,1
Bøksanger	9	2,4	16	<0,1	Bydue	2	0,5	34	<0,1
Vendehals	9	2,4	13	<0,1	Teist	2	0,5	11	<0,1
Kaie	8	2,1	50	0,1	Lappmeis	2	0,5	5	<0,1
Fjelljo	8	2,1	35	<0,1	Tyrkerdue	2	0,5	3	<0,1
Brunnakke	8	2,1	10	<0,1	Lappspove	2	0,5	2	<0,1
Sædgås	7	1,9	22	<0,1	Nattergal	2	0,5	2	<0,1
Hettemåke	7	1,9	14	<0,1	Skogdue	2	0,5	2	<0,1
Vipe	7	1,9	13	<0,1	Steinvender	2	0,5	2	<0,1
Temmincksnipe	7	1,9	12	<0,1	Toppdykker	2	0,5	2	<0,1
Rosenfink	7	1,9	10	<0,1	Vandrefalk	2	0,5	2	<0,1
Gråspett	7	1,9	8	<0,1	Varsler	2	0,5	2	<0,1
Tretåspett	7	1,9	7	<0,1	Havsule	1	0,3	180	0,4
Sjøorre	6	1,6	45	<0,1	Toppskarv	1	0,3	110	0,2
Fjellerke	6	1,6	13	<0,1	Lunde	1	0,3	31	<0,1
Makrellterne	6	1,6	12	<0,1	Kortnebbgås	1	0,3	25	<0,1
Tornirisk	5	1,3	25	<0,1	Fasan	1	0,3	4	<0,1
Svartand	5	1,3	8	<0,1	Lappfiskand	1	0,3	3	<0,1
Gravand	5	1,3	6	<0,1	Hvitkinngås	1	0,3	2	<0,1
Dvergspett	5	1,3	5	<0,1	Rørsanger	1	0,3	2	<0,1
Fjæreplytt	5	1,3	5	<0,1	Sothøne	1	0,3	2	<0,1
Hvitryggspett	5	1,3	5	<0,1	Ternespe	1	0,3	2	<0,1
Jerpe	5	1,3	5	<0,1	Dverglo	1	0,3	1	<0,1
Kjernebiter	5	1,3	5	<0,1	Kattugle	1	0,3	1	<0,1
Nøttekråke	5	1,3	5	<0,1	Lerkefalk	1	0,3	1	<0,1
Stjertmeis	5	1,3	5	<0,1	Perleugle	1	0,3	1	<0,1
Tornskate	5	1,3	5	<0,1	Sivhauk	1	0,3	1	<0,1
Horndykker	4	1,1	8	<0,1	Snadderand	1	0,3	1	<0,1
Lappiplerke	4	1,1	8	<0,1	Svartstrupe	1	0,3	1	<0,1
Skjærpiplerke	4	1,1	8	<0,1	Trelerke	1	0,3	1	<0,1
Dobbeltbekkasin	4	1,1	7	<0,1	Åkerrikse	1	0,3	1	<0,1
Haukugle	4	1,1	6	<0,1	Sum	373		47129	

Observasjoner av pattedyr i 2017

Registreringer av observasjoner av pattedyr ble videreført i 2017 etter at det til 2016-sesongen ble lagt til rette for å kunne rapportere observasjon av pattedyr som ble observert i løpet av fugletakseringene. Dette ble i 2017 rapportert inn for 370 telleruter, det vil si fra nesten alle rutene der det ble utført fugletakseringer etter angitte prosedyrer. For 139 (38 %) av disse rutene ble det ikke observert noen pattedyr.

Det ble observert villlevende pattedyr for 179 av tellerutene, ikke uventet med flest observasjoner av hjortedyr (elg, rådyr og hjort), men det var også en del ruter med observasjoner av hare, ekorn, rødrev og smågnagere (**tabell 12.3**). Det ble observert husdyr i 123 av tellerutene, og her dominerte observasjoner av sau, tamrein og storfe (**tabell 12.3**).



Figur 12.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i jordbrukslandskap, skog og fjell. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 jordbrukslandskapsarter, 23 skogsarter og 8 fjellarter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

Tabell 12.3 Pattedyr observert for de 370 TOV-E tellerutene der slike observasjoner ble innrapportert i 2017.

Art	Ant. ruter.	Ant. ind.	Art	Ant. ruter.	Ant. ind.
Viltlevende dyr			Husdyr		
Elg	36	53	Sau	80	2818
Hare	33	41	Tamrein	27	820
Rådyr	32	58	Storfe	24	400
Hjort	27	112	Hest	10	35
E Korn	23	30	Katt	9	14
Rødrev	16	17	Geit	2	6
Smågnager ubestemt	11	14	Sum	123	4093
Villrein	8	99			
Bever	6	6			
Lemen	5	7			
Spissmus ubestemt	5	6			
Oter	4	4			
Grevling	2	2			
Moskusfe	1	2			
Mink	1	1			
Mår	1	1			
Piggsvin	1	1			
Røyskatt	1	1			
Sørhare	1	1			
Sum	179	456			

Oppdatering av TOV-E web-applikasjonen

Internettssystemet for kommunikasjon mellom feltpersonell og TOV-E administrasjonen ble etablert i 2008. Etter det har det vært mindre endringer og oppgraderinger av denne web-applikasjonen, men hoveddelen av rapporteringsløsningen er den samme som i 2008. Det er høsten 2017 og våren 2018 utført en omfattende oppgradering av denne webapplikasjonen. Den er nå egnet også for taksører som benytter seg av mobile enheter. I tillegg er det gjort en gjennomgang av sikkerhet og personvern hensyn som sikrer at applikasjonen nå tilfredsstiller de seneste kravene.

Arbeidet har inkludert utforming av nye maler for websidene. Dette er basert på Bootstrap 4 som automatisk skalerer etter skjermstørrelse på enheten som brukes. For å gjøre registreringsjobben mest mulig brukervennlig er mange av komponentene som ble benyttet i 2008-versjonen, byttet ut. Videre er brukerhåndteringen tilpasset slik at denne er i henhold til gjeldende standarder, og kryptering av all webtrafikk er implementert. Ny versjon av TOV-E applikasjonen er klar gjort for 2018-sesongen og ble satt i drift 8 mai 2018 (se <https://tov-e.nina.no/Fugl/>).

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 tiårsperiode 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 (eks. sanglerke). Dette er arter som nå er i tilbakegang. 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. ti arter). For et begrenset 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 2018 gjenstår det slikt arbeid for fire telleruter. Dette gjelder ruter som har fått justert/endret utlegging på grunn av vanskelig tilgjengelighet og som ikke er besøkt etter det. Slik litt mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett er gjort for 41 telleruter i de tre nordligste fylkene og for 33 ruter for resten av Norge (**tabell 12.1**). 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 uttrukne 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 vil bli taksert hvert år. I 2017 ble det rapportert resultater fra 386 telleruter. Dette er ti færre enn for 2016 og det nest høyeste antallet vi til nå har hatt i TOV-E (**figur 12.1**). Bare 3,4 % prosent av de takserte

rutene måtte utelates fra tidsserieanalysene fordi standard-prosedyrer ikke var fulgt, og 373 av tellerutene fikk godkjent gjennomføring.

Datatilgangen for 2017 var da ca. som 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 hekkefuglovervåkingen 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 motivasjon for feltarbeidere ble data for bestandsvariasjoner for 76 fuglearter bl.a. presentert i NOFs rapportserie (Kålås et al. 2014a), og informasjon fra denne rapporten ble også presentert i NOFs tidsskrift Vår fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). 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 4 personer og 58 takseringsruter i 2017).

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 2017 hadde 67 % av feltpersonalet godkjent eksamen i Fuglekjennskap. Disse hadde tildelt 79 % av tellerutene og 85 % av de godkjente rutene var utført av dem (Husby 2017).

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 indikatorene for naturmangfold på Miljødirektoratets nettsted Miljøstatus med oversikt over miljødata (se <http://www.miljostatus.no/finn-tallene/>). Her presenteres bestandsindekser for naturtypene jordbrukslandskap og skog som er kombinerte data fra TOV-E 2007-2017 med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2008, og for fjell for perioden 2007-2017 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 fire 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), i 'Budsjettmemda for jordbruket' sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettmemda for jordbruket 2014) og er planlagt inkludert i arbeidet med 'Økologisk tilstand for Norge' (Nybø & Evju 2017).

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 disse 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 vi har hatt for hekkebestander av fugl i disse arealtypene. Fra og med 2009 baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket.

Øvrigt bruk av TOV-E data

TOV-E data er også benyttet i en nordisk sammenstilling av data for endringer av fuglebestander i fjell og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014), hvor det ble dokumentert betydelig bestandsnedgang for flere av de aktuelle artene i perioden 2002-2012. Videre er data fra TOV-E 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. TOV-E data er også benyttet i en undersøkelse av endringer av fuglebestander i myrområder i Fennoscandia (Fraixedas et al. 2017). Ellers er det vist at jordbrukslandskapetets fuglebestander i Trøndelag har hatt signifikant nedgang (Husby et al. 2014a), og at fuglebestandene i Trøndelag ser ut til å ha respondert på klimaendringene i samsvar med artenes klimapreferanser (Husby et al. 2014b).

TOV-E data rapporterer også til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (EBCC, 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' PECBMS³) 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'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

Muligheter for registreringer av pattedyr som observeres under TOV-E fugletakseringene, ble etablert i 2016. Basert på positive tilbakemeldinger fra feltpersonellet i 2016 ble slike registreringer permanent etablert som del av TOV-E fra 2017. Registreringene for 2017 var relativt like de som ble registrert i 2016. Selv om det, ikke uventet, gjøres ganske få observasjoner av villtlevende pattedyr, vil denne informasjonen på sikt kunne 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 for rev, hare og ekorn.

³ https://pecbms.info/trends_2018/

⁴ http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm og <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-7/assessment>

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

13 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV

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 de fleste granskogsområdene og enkelte bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong med milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Dette har gitt fortetting av bunnsjiktet i mange granskogsområder, og er sannsynligvis en viktig årsak til redusert artsmangfold og mengde av mange enkeltarter av moser og karplanter som er påvist i områdene. I alle granskogsområdene er totalt artsmangfold i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Bringen, Gutulia og Urvatnet har størst reduksjonen, Bringen og Urvatnet med ca. fem og Gutulia med seks færre arter pr. analyserute 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 lys-tilgang 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 hekketida 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 forsurening fra svovelforbindelser, gjødsling (eutrofiering) fra nitrogenforbindelser og akkumulering av miljøgifter, kan påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Effektene av slik forurensing kan vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensing og områder 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 forsurening de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mengden av alger på trærne i det sørligste området Lund (Rogaland) 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 (Vest-Agder). Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn (Telemark), Gutulia (Hedmark) og Dividalen (Troms) 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 nitrogentilførselen er størst. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene. I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, samt betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge. Dette har ikke medført 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. Undersøkellesmetodene 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, liryne, gjøk, blåstrupe, sivspurv og taksval (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. Disse naturlige variasjonene kan også bli endret av menneskeskapte påvirkninger som klimaendringer eller arealbruk. 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 (se kap. 8). 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 middels 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 reetablering av moser. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet (se kap. 7). 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 klare indikasjoner på slike endringer i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn, jf. kap. 3).

14 Referanser

- Achermann, B. & Bobbink, R. (eds.) 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164: 1-327. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern.
- 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.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E. Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport M 966 - 2018.
- 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., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn - reanalyser 2002. I: Framstad, E., (red.) Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene. NINA Oppdragsmelding 793: 10-16.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. *Journal of Vegetation Science* 20: 779–790.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 33: 237 pp.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. Academic Press.
- Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2012. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Troms. Ressursoversikt fra Skog og landskap 05/12: VI, 86 s.
- Bobbink, B. & Hettelingh, 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. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM), www.rivm.nl.cce.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 209.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131.
- 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. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. Allforsk rapport 10.

- Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2003. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. NINA Oppdragsmelding 793.
- 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/Utreddinger_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.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der Modernen Pflanzensoziologie. Akad. Abh. Uppsala.
- Eeva, T. & Lehikoinen, 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. & Lehikoinen, 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., Lehikoinen, 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., Lehikoinen, 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.
- Ehrlich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., Alisauskas, R., Clark, K., Ecke, F., Eide, N., Framstad, E., Frandsen, J., Franke, A., Gilg, O., Giroux, M.-A., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Ims, R.A., Kataev, G.B., Kharitonov, S., Krebs, C., Killengreen, S.T., Lanctot, R., Lecomte, N., Menyushina, I.E., Morris, D., Morrisson, G., Oksanen, L., Oksanen, T., Olofsson, J., Pokrovsky, I.G., Popov, I., Reid, D., Roth, J., Samelius, G., Sittler, B., Sleptsov, S., Smith, P., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Soloviev, M. & Solovieva, D. in press. Documenting lemming population change in the Arctic: Are we keeping the pace? *Ambio*
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408.

- 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. 2013. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2012. I Framstad, E., red. *Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 952: 45-54.
- 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.
- 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.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. *Fauna* 62 (1-2): 2-11.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Mellera, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M., Lehtikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation* 214: 223-232.
- Framstad, E. (red.) 2008. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362.
- Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold videreutvikling av dagens naturovervåking. NINA Oppdragsmelding 702.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. *Proceedings of the Royal Society, B*. 264: 31-38.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. NINA Temahefte 24.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E. J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.

- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. *Klima* 2: 2-34.
- Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. *Ambio* 37: 420-424.
- Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.
- Gjershaug, J.O., Brøseth, H., Kleven, O., Kålås, J.A., Mattisson, J. & Torvmo, M. 2018. Monitoring methods for the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Norway. *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2018.1478389
- 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. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2007. I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 362: 45-64.
- 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.
- Hallbäck, L. & Zhang, L.-Q. 1998. Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. *Forest Ecology and Management* 108: 201-213.
- 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. 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., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. Grange-over-Sands: Technical Annex, Institute of Terrestrial Ecology. 46 pp.
- 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.
- 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.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. Allforsk, Trondheim.
- Hindar, A. (red.), Tørseth, K., Aas, W., Heier, L.S., Salbu, B., Standring, W., Teien, H.-C., Bakkestuen, V., Brandrud, T.E., Aarrestad, P.A., Kroglund, F., Larssen, T., Nilsen, P. & Krokan, P.S. 2012. Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport. DN-utredning 5-2012. 150 s.
- 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. 1998. Masseforekomst av bjørkemåler - årsaker og konsekvenser. *Fauna* 51: 68-76.
- 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.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- Husby, M. 2017. Overvåking av terrestriske hekkefugler i Norge i 2017. NOF-notat 2017-24, pp. 9. Trondheim.
- 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.
- 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.
- 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.
- Hörsfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. *Ecology* 75: 791-806.
- Hörsfeldt, 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.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. *PNAS* 108: 1970-1974.

- 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 matching with sub-arctic birch. *Global Change Biology* 17: 2071-2083.
- 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. *Ecosystems* 16: 561-575.
- 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.
- Kielland-Lund, J. 1972. Gutulia nasjonalpark: Landskap og historie. Vegetasjon og skogforhold. *Norges Nasjonalparker* 4: 74-80.
- 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.
- Korsmo, H. & Larsen, H.E. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Hedmark. *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 261.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- 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* 155: 891-903.
- 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.
- Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. NINA Oppdragsmelding.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. *Environ. Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014a. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. *NOF Rapport* 4-2014.
- 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., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. & Strøm, H. 2015a. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Fugler>
- Kålås, J.A., Jepsen, J.U., Bakkestuen, V., Myklebost, H. & Aarrestad, P.A. 2015b. Bjørkemålere i TOV-områdene. Metodemanual 2015. Versjon 1.0. Intern NINA-rapport. Upubl.
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2016. TOV-E artsindekser på nett. *Vår Fuglefauna* 39: 24-28.
- 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 2013. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2011 – 31. mars 2012. Reindriftsforvaltningen.
- Landbruksdirektoratet 2016. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2015 – 31. mars 2016. Landbruksdirektoratet Rapport 24/2016.
- Landbruksdirektoratet 2018. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2017 – 31. mars 2018. Landbruksdirektoratet Rapport 30/2018.
- 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.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2018. Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology* DOI: 10.1111/gcb.14522
- Lindström, Å., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lehikoinen, A. 2015. Largescale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. *Ardea* 103: 3-15. doi:10.5253/arde.v103i1.a1
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. T & A.D. Poyser, London.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 1989,8.
- 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.
- Meld. 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.
- Nilsen, E.B. & Kålås, J.A. 2017. Hønsefugl. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 84-90.
- Nobis, M. & Hunziker, U. 2005. Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agricultural and forest meteorology* 128: 243-250.
- Nordbakken, J.F., Økland, T., Røsborg, I. & Engan, G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. NINA Rapport. 580: 28-39.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. *Functional Ecology* 12: 691-699.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. *Ambio* 34: 20-24.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. DN-utredning 3-2010.

- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21.
- 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. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergalk. NINA Oppdragsmelding 232.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergalk i Norge. NINA Forskningsrapport 56.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701.
- 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., Eijssackers, H. & Heimback, F. (eds) *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee. S. 373-382.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. *Oikos* 29: 336-341.
- Nystuen, J.P. & Trømborg, D. 1972. Berggrunn, l0 savsetninger og landformer. Norges Nasjonalparker 4: 14-25.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norwegian Forest Research Institute.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K.J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. *Nature Geoscience* 2: 692-695.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. *Ecography* 15: 226-236.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 58: 179-194.

- Pedersen, A.O., Bårdsen, 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., 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Schroeder, D. 1984. Soil, facts and concepts. International Potash Institute, Bern.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Framstad, E., Sonerud, G.A., Wegge, P. & Wiig, Ø. 2018. Voles and climate in Norway: Is the abundance of herbivorous species inversely related to summer temperature? *Acta Oecologica*. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.12.002>
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. *European Journal of Wildlife Research* 77: 523-535.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. *Population Ecology* 53: 361-371.
- 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
- Solbu, E.B., Diserud, O.H., Kålås, J.A., Engen, S. 2018. Heterogeneity among species and community dynamics - Norwegian bird communities as a case study. *Ecological Modelling* 388: 13-23.
- 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.
- 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., Nordin, A., Nasholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15: 451-457.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogenexposed boreal forest vegetation. *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- 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.
- 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., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on plant pathogen. *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. *Planta* 27: 30-60.
- Stålfelt, M.G. 1969. Växtekologi. Balansen mellan växtvärldens produktion och beskatning. Svenska bokförlaget, Stockholm.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvetsen, 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.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. NIVA Rapp. 1997.
- van Dobben, H.F., ter Braak, C.J.F. & Dirkse, G. M. 1999. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *Forest Ecology and Management* 114: 83-95.
- 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.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2018. Cyclic small rodents in boreal forests and the effects of even-aged forest management: Patterns and predictions from a long-term study in southeastern Norway. *Forest Ecology and Management* 422: 79-86.
- Wold, Ø. 1989. Botaniske undersøkelser i Gutulia nasjonalpark 1988. Fylkesmannen Hedmark Miljøvernadv. Rapp. 29.
- 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. 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. & 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.
- 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.
- Økland, T. 1993. Overvåking: Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging Rapp. 1993: 6.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22.
- 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., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. *NIJOS-rapport* 08/01.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, E. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. *NIJOS Rapport* 06/2004.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. 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., 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 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* NINA Rapport 702: 26-37.
- 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., 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. & Engan, G. 2017a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. I: Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 36-48.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2017b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2016. I: Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 49-54.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. Raval-sjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2012. Feltmetodemanual TOV-bjørkeskog 2012. Analyser av vegetasjon og beitepåvirkning. Målinger av trekrone, solinnstråling, bladareal, temperatur og fuktighet. Innsamling av jordprøver. Bruk av dataloggere og programvare: OneWireViewer, ThermoTrack og HEMlv8. NINA intern TOV rapport.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. I: Framstad, E., (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362. s. 15-28.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. s. 17-26.
- 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.
- 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.
- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2005. NILU OR 36/2006.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. NILU OR 72/2008.
- 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.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. NILU Rapport OR33/2010.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. NILU OR 41/2012.
- Aas, W., Hjelmbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3349-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 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