

1692

NINA Rapport

Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

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.

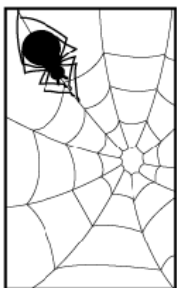
Annen publisering

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

Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 151

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

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

Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, september 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3442-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

OPPDRAAGSGIVERS REFERANSE

M-1468|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ole Einar Butli Hårstad (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Undersøkelse av epifytter på bjørketrær i Dividalen © Magni Olsen Kyrkjeeide

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 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.

Program for terrestrisk naturovervåking startet i 1990 og omfatter undersøkelser av vanlige planter og dyr i seks områder i bjørkeskog og elleve i granskog. Her ses resultatene fra 2018 i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

Markvegetasjonen i bjørkeskog i Gutulia har siden 1993 endret seg fra fattige lyng- og bærlyngdominerte typer til svakt rikere lågurttyper med større innslag av urter, gras og starr. Dette skyldes trolig at lengre og mildere vekstsesong på høsten har ført til noe mer baserikhet i jorda og økt næringstilgangen til plantene. I Dividalen har bregner og urter økt i mengde, mens blåbær, fjellplanter, moser og lav har avtatt. Endringene skyldes trolig mildere klima og økt næringstilgang.

Markvegetasjonen i granskog i Paulen viste betydelig tilbakegang i antall registrerte arter av karplanter og moser pr. analyseflate, både fra begynnelsen av overvåkingen i 1990 og siden forrige registrering (2010). Totalt antall registrerte plantearter er også redusert, fra 87 i 1990 til 79 i 2018. Siden 1990 var det tilbakegang i mengde for ni karplantearter og ti mosearter; ingen arter økte i mengde. Artssammensetningen har blitt mer homogen, med større likhet mellom 'fattig' og 'rik' vegetasjon.

I perioden 2013–18 viste markvegetasjonen i granskog i Solhomfjell redusert mengde for moderat mineralnæringskrevende arter i rikere granskog, som på slutten av 1900-tallet. Økningen i bunnsjiktdeknning stoppet opp, men store mosearter synes å ha nådd en mengde, og mosemattene en tetthet, som har gitt vedvarende reduksjon for små moser. Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i sju granskogsområder bekrefter at populasjonsøkningen stagnerer i områder med høy bunnsjiktdeknning, men det er fortsatt tendens til at store moser som etasjemose øker noe i mengde på bekostning av små moser. Disse mønstrene antas å ha blitt forsterket av mangelen på toppår i smågnagerbestander, slik at mosemattene blir fortettet gjennom mangel på forstyrrelse. I furuskogen i Solhomfjell ble det funnet redusert artstetthet og redusert mengde for mange lavarter og andre arter med tyngdepunkt i den mer tørkeutsatte furuskogen.

Både i Gutulia og Dividalen har mengden epifytter på bjørketrær økt over overvåkingsperioden, men økningen synes nå å ha stagnert. Generelt øker dominansen av svakt varmekjære arter. Andel skadd lav er betydelig redusert fra 1993, men varierer med klimaforholdene om vinteren. Endringene reflekterer mindre svovelnedfall og gunstig klimautvikling med lengre vekstsesong, økt temperatur og nedbør.

Siden 2014 har det vært utbrudd av bjørkemålere i 2014 i Dividalen, 2018 i Børgefjell og 2017 i øvrige fjellområder. Det var betydelige beiteskader på bjørkeblader i 2017/2018 i alle områdene utenom Dividalen.

Smågnagere viser nokså regelmessige bestandstopper i Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, men mer uregelmessige og lavere topper i øvrige TOV-områder (Lund, Solhomfjell, Gutulia, Dividalen). I 2018 var det stor bestand av smågnagere (særlig gråsidemus, rødmus og markmus) i Dividalen, men lav eller svært lav bestand i øvrige områder.

Ungeproduksjonen for kongeørn lå i 2018 noe under gjennomsnittet for overvåkingsperioden i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia, omtrent som snittet i Solhomfjell og noe over i Lund. Produksjonen i 2018 var noe lavere enn i 2017 for alle områdene unntatt Lund. Ungeproduksjonen for jaktfalk var betydelig lavere i 2018 enn gjennomsnittet for overvåkingsperioden for Børgefjell og Åmotsdalen, men godt over snittet for Møsvatn.

Rypetakseringene viste kraftig økning i bestanden for Møsvatn og dels i Åmotsdalen og Gutulia, mens det ble observert forholdsvis få til svært få ryer i Dividalen, Børgefjell og Lund. Alle områdene hadde imidlertid god produksjon av kyllinger.

Antall observasjoner av stasjonære spurvefugler i 2018 lå vesentlig under medianen for overvåkingsperioden for Dividalen og Solhomfjell, men noe over for øvrige områder. For de fem områdene i fjellet var antall observasjoner i 2005-2013 lavere enn i tiåret før 2005, men noe høyere etter 2013. Nedgang i spurvefuglbestander er også dokumentert for andre fjellområder i Fennoskandia. Ungeproduksjonen hos svarthvit fluesnapper i 2018 var noe lavere enn medianen for overvåkingsperioden, særlig for Åmotsdalen. Det er god sammenheng mellom klekketidspunkt og maitemperatur, men verken maitemperatur eller klekketidspunkt viser noen klar endring gjennom overvåkingsperioden.

Den arealrepresentative overvåkingen av hekkefugler viste flest observasjoner av løvsanger (18,0 %), heipiplerke (7,9 %) og bokfink (6,6 %). Siste drøyt ti år viser takseringene klar nedgang for 27 av 76 fuglearter med tilstrekkelige data og bestandsvekst for åtte arter. Arter med bestandsnedgang er særlig knyttet til henholdsvis jordbrukslandskapet og fjellet/fjellnære områder, men også noen arter i skog har gått tilbake.

I tillegg til å framskaffe kunnskap om endringer i norsk natur og mulige årsaker til endringer, inngår overvåkingsresultater fra TOV i naturindeks og planlagt fagsystem for økologisk tilstand. Resultater fra hekkefugltakseringen inngår også i internasjonal rapportering om biologisk mangfold.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2019. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2018: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. NINA Report 1692. Norwegian Institute for Nature Research.

The terrestrial nature monitoring program started in 1990 and includes surveys of common plants and animals in six areas in birch forests and eleven in spruce forests. Here are the results from 2018, seen in relation to the results from previous years.

The ground vegetation in birch forests in Gutulia has since 1993 changed from poor *Calluna* and *Vaccinium*-dominated types to somewhat richer low-herb types with herbs and grasses. This is probably due to longer and milder growing seasons in the autumn which have resulted in rather more base cations in the soil and increased access to plant nutrients. In Dividalen, ferns and herbs have increased in quantity, while blueberries, mountain plants, bryophytes and lichens have declined. The changes are probably due to a milder climate and increased access to nutrients.

The ground vegetation in spruce forest in Paulen showed a significant decline in the number of recorded species of vascular plants and bryophytes, both from the monitoring started in 1990 and since the previous survey (2010). The total number of recorded plant species has also declined, from 87 in 1990 to 79 in 2018. Since 1990 there has been a decline in abundance of nine vascular species and ten bryophytes; no species increased in abundance. The species composition has become more homogeneous, with greater similarity between 'poor' and 'rich' vegetation.

During 2013–18, the amount of moderately nutrient-demanding species of the ground vegetation in richer spruce forest in Solhomfjell declined, as it did during the end of the 1900s. The increase in the cover of the bottom layer ended. Large mosses appeared to have reached an amount and density that resulted in continuous decline for small bryophytes. The population studies of *Hylocomium splendens* in seven spruce forest areas confirmed that the population increase is stagnating in areas with high cover of the bottom layer, men large mosses like *Hylocomium* still tend to increase the cost of small bryophytes. These patterns are assumed to have been reinforced by a lack of population peaks in small rodents, leading to a lack of disturbance of steadily denser moss mats. In pine forests in Solhomfjell, species density and amounts of many lichens and other species of the drier pine forest declined.

In both Gutulia and Dividalen, the amount of epiphytes on birch trees has increased over the monitoring period, but the increase now seems to have stagnated. The dominance of slightly heat-loving species has increased. The proportion of damaged lichens is significantly reduced from 1993, but varies with climate conditions in winter. These changes reflect less sulphur deposition and a more favourable climate with longer growing season, increased temperature and rainfall.

Since 2014 there have been outbreaks of birch-defoliating moths in 2014 in Dividalen, 2018 in Børgefjell, and 2017 in the other mountain areas. There was significant damage to birch leaves in 2017/2018 in all areas except Dividalen.

Small rodents show fairly regular population peaks in Møsvatn, Åmotsdalen and Børgefjell, but more irregular and lower peaks in other TOV areas (Lund, Solhomfjell, Gutulia, Dividalen). In 2018, there was a large population of small rodents (especially *Myodes rufocanus*, *M. rutilus*, *Microtus agrestis*) in Dividalen, but low or very low populations in other areas.

In 2018, golden eagle production of young was slightly below average for the monitoring period in Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn and Gutulia, roughly the same as average in Solhomfjell, and

slightly above in Lund. Production in 2018 was somewhat lower than in 2017 for all areas except Lund. Production of young for gyrfalcons in 2018 was significantly lower than average for the monitoring period for Børgefjell and Åmotsdalen, but well above average for Møsvatn.

The grouse surveys showed a sharp increase in the population for Møsvatn and partly in Åmotsdalen and Gutulia, while relatively few to very few grouse were observed in Dividalen, Børgefjell and Lund. However, all areas had good production of chicks.

The number of observations of stationary passerine birds in 2018 was significantly below the median for the monitoring period for Dividalen and Solhomfjell, but somewhat above for other areas. For the five mountain areas, the number of observations in 2005-2013 was lower than in the previous ten-year period, but somewhat higher after 2013. Declines in passerine bird populations have also been documented for other mountain areas in Fennoscandia. Production of young in pied flycatchers in 2018 was slightly lower than the median for the monitoring period, especially for Åmotsdalen. There is good correlation between hatching time and mean May temperature, but these do not show any clear change during the monitoring period.

The spatially representative monitoring of nesting birds showed the most sightings of willow warblers (18.0%), meadow pipits (7.9%) and chaffinches (6.6%). During the last ten years, the surveys show a clear decline for 27 of 76 bird species with sufficient data and population growth for eight species. Species with population decline are particularly linked to agricultural landscapes and mountain areas, respectively, but also some forest species have declined.

In addition to provide insights into the changes in Norwegian nature and possible causes of such changes, results from the TPV programme are included in the Norwegian Nature Index and in the planned system for assessment of ecosystem condition. Results from the survey of breeding birds are included in international reporting on biodiversity.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo (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 Gutulia og Dividalen	22
3.1 Metoder	22
3.2 Endringer i Gutulia 1993–2018	24
3.2.1 Miljøendringer	24
3.2.2 Vegetasjonsendringer	25
3.2.3 Oppsummering og konklusjon	33
3.3 Endringer i Dividalen 1993–2018	33
3.3.1 Miljøendringer	33
3.3.2 Vegetasjonsendringer	35
3.3.3 Oppsummering og konklusjon	43
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2018.....	46
4.1 Metoder	46
4.2 Resultater	51
4.3 Diskusjon	72
4.4 Konklusjon	77
5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018.....	80
5.1 Områdebeskrivelse og metoder	80
5.2 Vegetasjonsendringer i Paulen i perioden 1990–2018	82
5.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Paulen	92
6 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2018	96
7 Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2018	103
7.1 Metoder	104
7.2 Resultater	107
7.3 Diskusjon	116
8 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2018.....	119
8.1 Metode	119
8.2 Resultater fra Gutulia	119
8.3 Resultater fra Dividalen	125
8.4 Oppsummering	131
9 Bjørkemålere	133
9.1 Metoder	133
9.2 Resultater	135
9.3 Konklusjon	137

10 Smågnagere	139
10.1 Metoder	139
10.2 Resultater	140
10.3 Konklusjon	143
11 Rovfugler	146
11.1 Metoder	146
11.2 Resultater	147
11.3 Diskusjon	148
12 Hønsefugler	150
12.1 Metoder	150
12.2 Gjennomføring	151
12.3 Resultater	152
12.4 Diskusjon	154
13 Spurvefugl	155
13.1 Metoder	155
13.2 Resultater	157
13.3 Diskusjon	161
14 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E	166
14.1 Metoder	166
14.2 Resultater	169
14.3 Diskusjon	174
15 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV	177
16 Referanser	180

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 10, 15	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3, 9	Per Arild Aarrestad, NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen (per.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 7	Rune Halvorsen, Seksjon for forskning og samlinger, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo (rune.halvorsen@nhm.uio.no)
Kap. 5, 6	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 8	Magni Olsen Kyrkjeeide, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (magni.kyrkjeeide@nina.no)
Kap. 11, 13, 14	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)
Kap. 12	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 nå studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsnivå av bjørkemålere, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Miljødirektoratet har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV, og i 2014-2018 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, Universitetet 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. Formålet med overvåkingen er å avdekke eventuelle effekter av langtransportert forurensing og klimaendringer på vegetasjon og fauna.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2018, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog i TOV-områdene Gutulia (Hedmark) og Dividalen (Troms) og i barskog i Solhomfjell (Aust-Agder) og Paulen (Vest-Agder), epifytter på bjørke-trær i Gutulia og Dividalen, bjørkemålere i Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, samt smågnagere og fugler i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2018, 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, Rune Halvorsen for markvegetasjonen i barskog i Solhomfjell, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog i Paulen, Magni Olsen Kyrkjeeide for epifytter, Erik Framstad og Nina E. Eide 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 2018 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- Jan Erik Jacobsen ved NIBIO takkes for kjemiske analyser av jordprøver fra Gutulia og Dividalen.
- Anette Edvardsen takkes for medvirkning ved feltarbeidet i Solhomfjell.
- Rune Halvorsen takkes for artsbestemmelser av moser som ikke kunne bestemmes i felt. Setesdalsbanen ved Vestagdermuseum og Agder energi takkes for logistikkassistanse/parke-ringstillatelse.
- For undersøkelsene av epifytter takkes Håkon Holien for hjelp til bestemmelse av innsamlet materiale og Jarle W. Bjerke, Rakel Blaaid og Bård Pedersen for hjelp i felt.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividalen takkes Statskog ved John Lambella og Kjetil Letto, for Børgefjell Røyrvik Auto ved Kent Mikkelsen, for Åmotsdalen 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 smågnagere takkes Sondre Dahle, Kristine Ulvund og Dag Svalastog (Solhomfjell, Møsvatn), Jan Nordvålen (Gutulia), Lars Lorentzen (Børgefjell), Kjetil Letto, Fredrik Jenssen og John Lambella (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 for fangstdata og informasjon om egne smågnagerobservasjoner fra ulike områder og tidsperioder.

- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen. I Børgefjell er fugleundersøkelsene utført av Statskog Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen, Lars Lorentzen og Gjørn Stenberg (spurvefugl (rovfugl og spurvefugl), samt Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Emil Krokan, Audun Eriksen og Fredrik Schevig, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført av Jan Ove Gjershaug og Nils Olav Talgøy. 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 Eirik Klemetsen. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Møsvatn. I Solhomfjell er slike takseringer utført av Knut Eie, Simon Bruerberg, Eirik Klemetsen og Jørn Helge Magnussen, og Knut Hagelia har kontrollert fuglekassene her. 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 Johansen, Torgeir Ekseth, Steinar Karlsen, Tone Rønning, Per Dahle og Eirik Skurdal.

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

Oslo, august 2019

Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå 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 sju 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 rovfuglegg, 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 Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) 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 åtte av de opprinnelig ti 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)).

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.

Bjørkemålere (lauvmakk) overvåkes i flere TOV-områder, da de til tider kan angripe lauvverket i fjellbjørkeskog og føre til avdøing av trær og dermed påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV, bl.a. fugler, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttiske lav.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for kongeørn, jaktfalk og en rekke spurvefuglarter som kan indikere effekter av endringer i klima og påvirkning av langtransporterte luftforurensinger. 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 vitenskapelig 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 de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Ohlson et al. (2009) og Rydgren et al. (2007). Data fra TOV for øvrige økosystemkomponenter er også publisert i flere vitenskapelige artikler: Ehrich et al. (2019), 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) og 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) og 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 faglige aktivitetene, 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.

Her rapporterer vi resultatene fra TOVs aktiviteter i 2018. Hovedvekten er lagt på å dokumentere gjennomføring og resultater, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugler i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen (jf. **tabell 2.1**), bjørkemålere i Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, markvegetasjon i bjørkeskog og epifytter på bjørkestammer i Gutulia og Dividalen, markvegetasjon i barskog i Solhomfjell og populasjonsdynamikk hos etasjemose i barskog utført av NHM-UiO, og markvegetasjon i granskog i Paulen 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

TOV-områdene er plassert fra sør til nord (jf. **figur 2.1**) med store forskjeller i nedfall av langtransportert forurensning (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. Flere av områdene er lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Seks av områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog (men epifytter undersøkes på bjørketrær). Se **tabell 2.1** for karakteristika ved de sju opprinnelige områdene og T. Økland (1996) for øvrige granskogsområder.

2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevattnet. Området består hovedsakelig av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 moh. Berggrunnen i området veksler i rikhet, med sure bergarter (granitt) i de sørlige og østlige delene og rikere bergarter (glimmerskifer, leirskifer og amfibolitt) i de nordlige og vestlige delene. I de lavereliggende 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 (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, 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

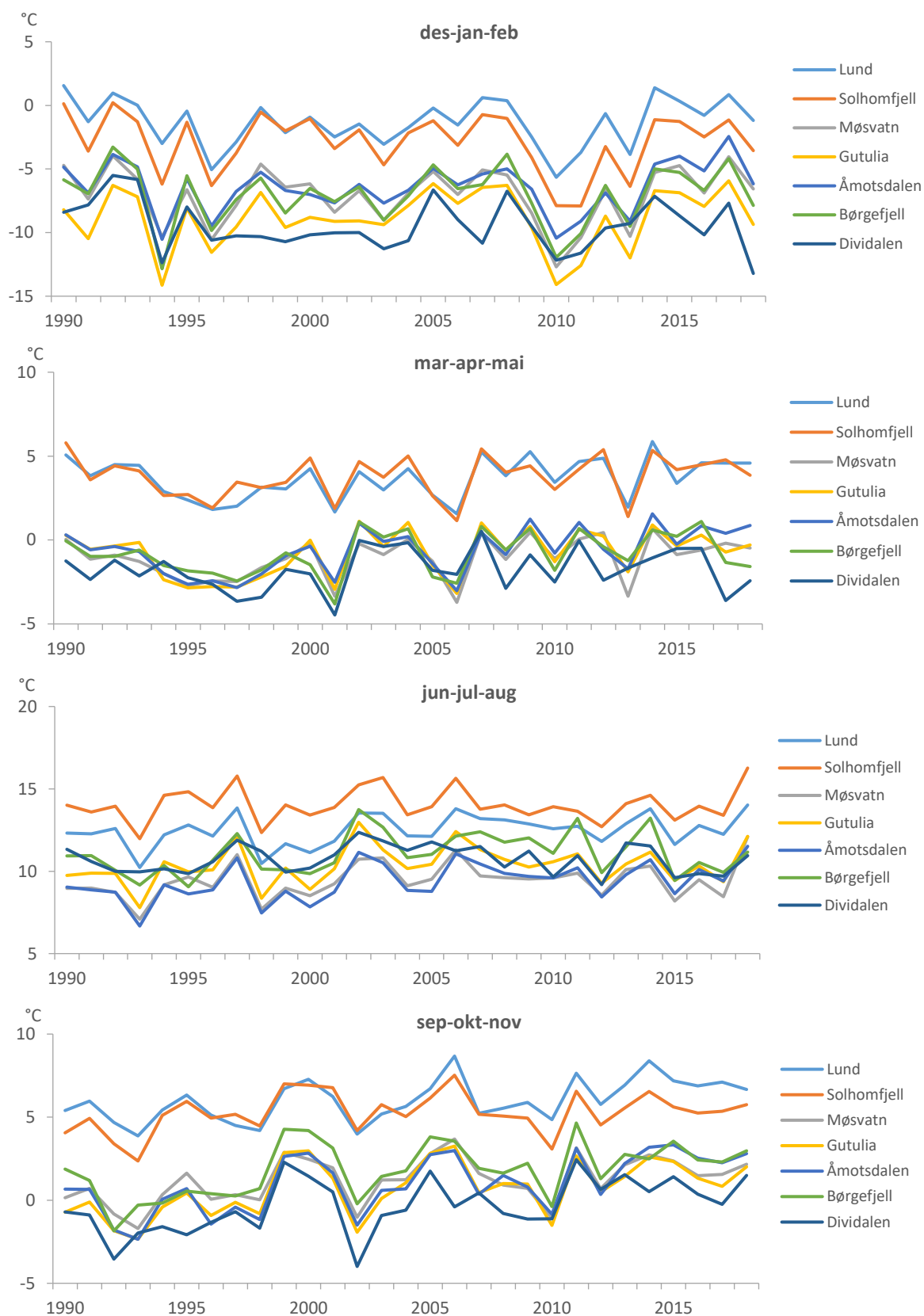
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjærmotjønnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra varmekjære skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng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

Barskogsområdene som er aktuelle i denne rapporten, henholdsvis Solhomfjell og Paulen, er nærmere beskrevet i kapittel 4 og 5.

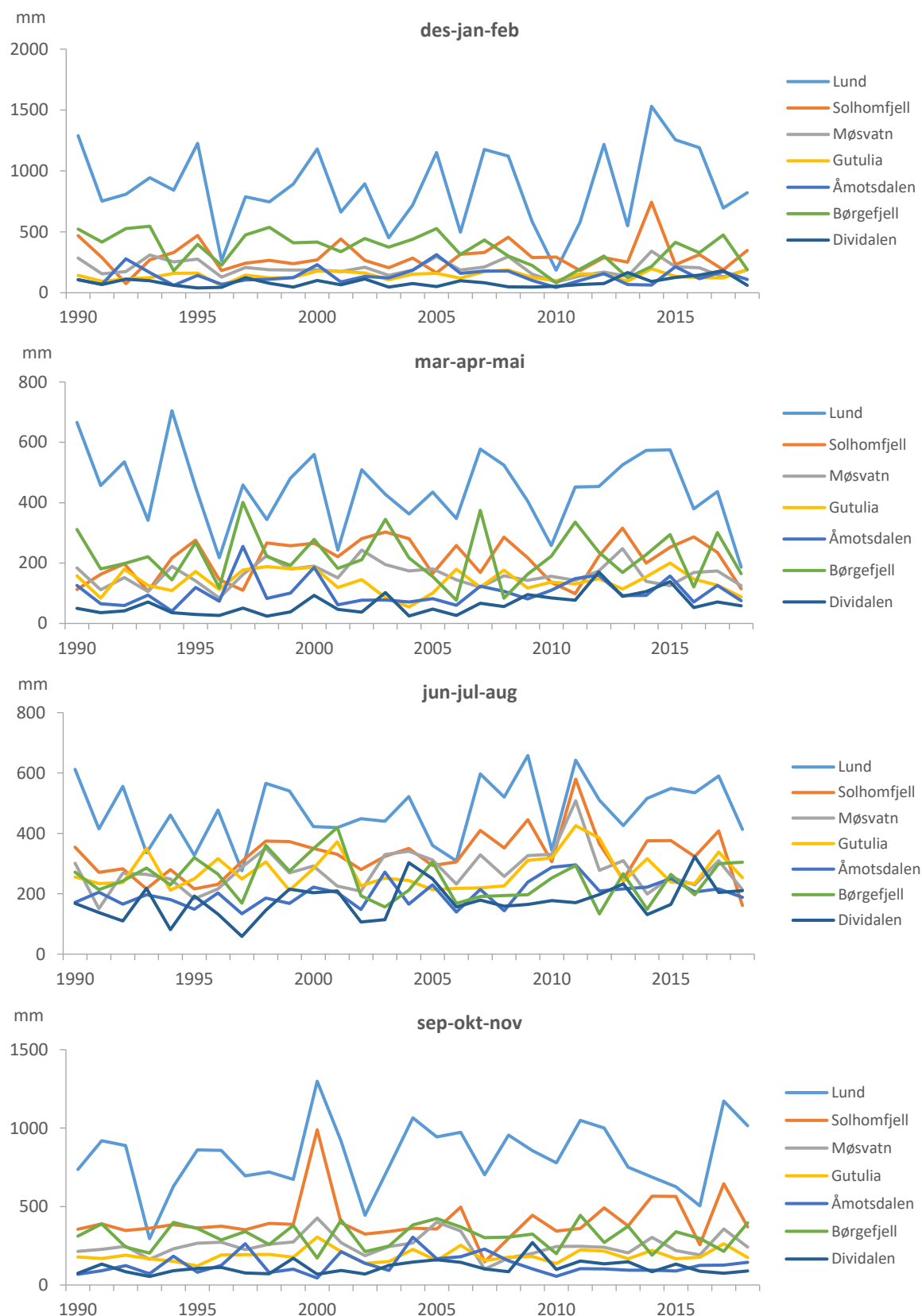
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene

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, døgnnedbør og snødyb pr. dag for mest sentrale km² for hvert TOV-område. 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 TOV-områdene.
- Middeltemperaturen om vinteren lå vesentlig under snittet for overvåkingsperioden for minst tre av TOV-områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1990, 1992, 2005, 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, 2004, 2007, 2009, 2011 og 2014 (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i TOV-perioden for alle områder; tendensen var signifikant for Åmotsdalen.



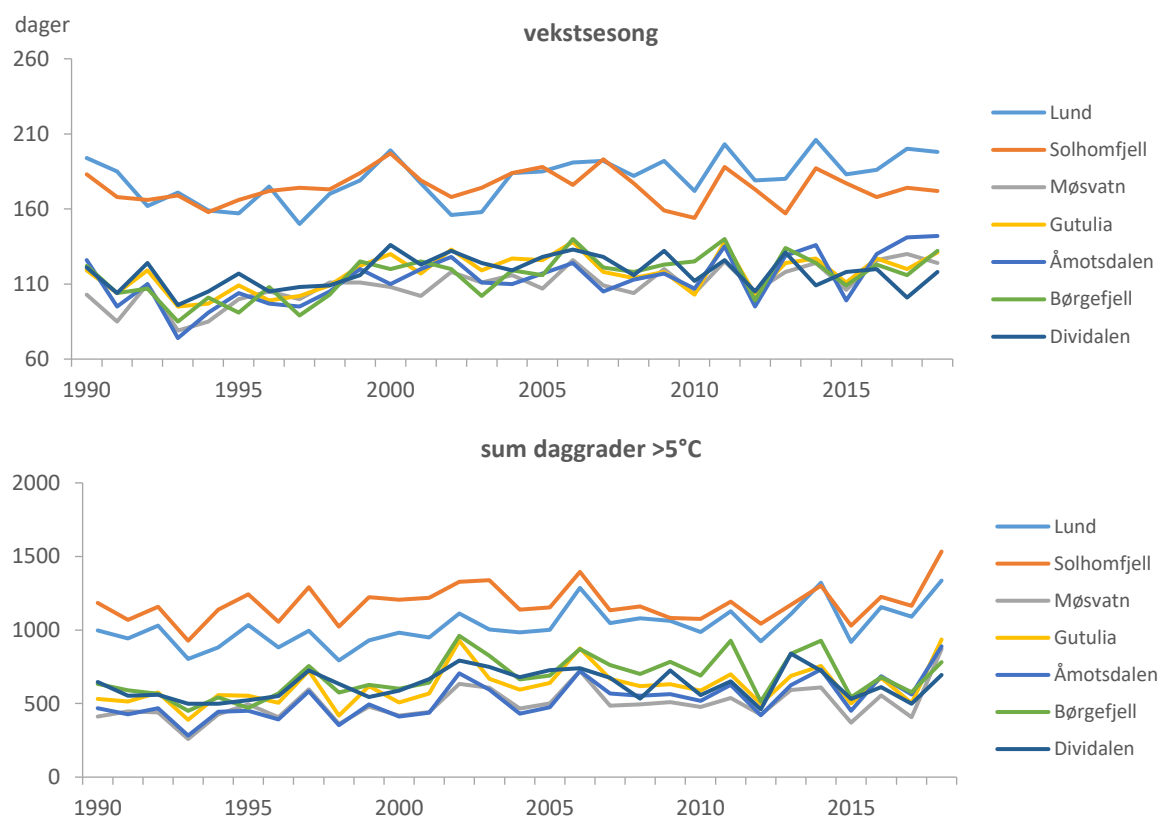
Figur 2.2 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1989 til og med november 2018.



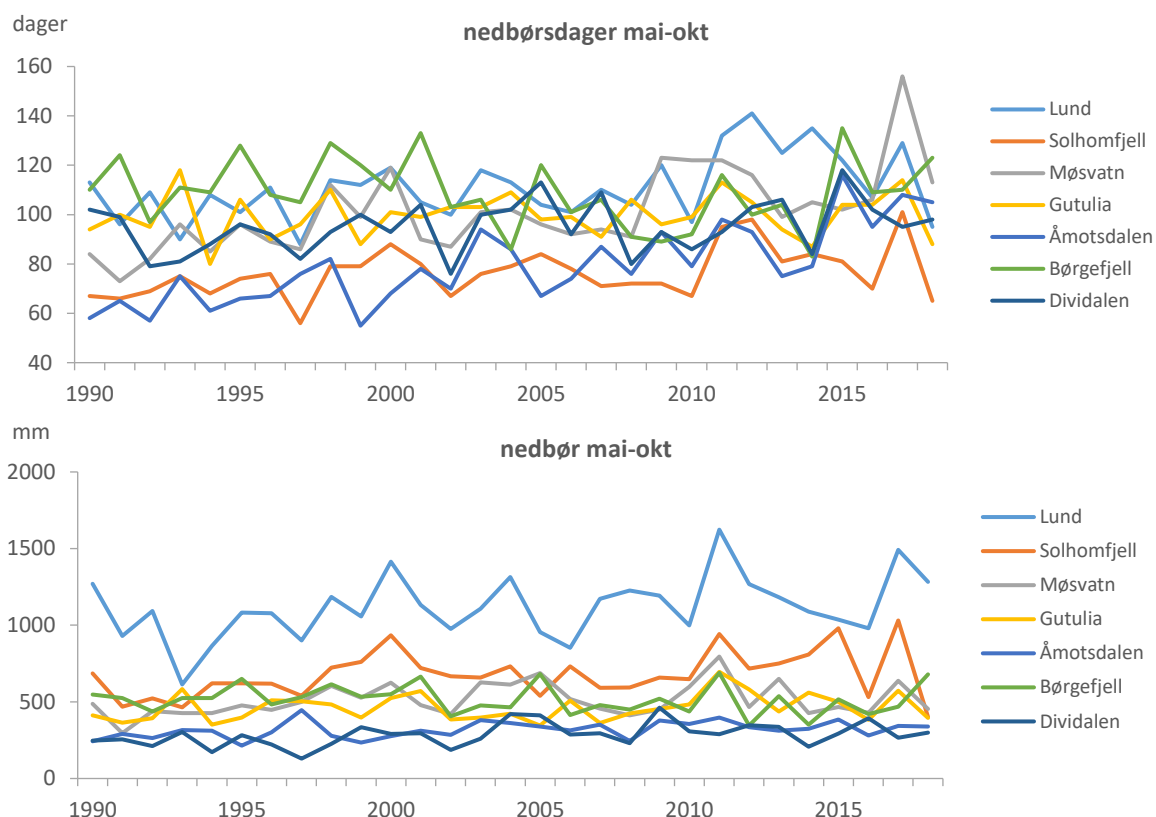
Figur 2.3 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved nedbørsmengde (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2018.

Tabell 2.2 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1990-2018. 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.

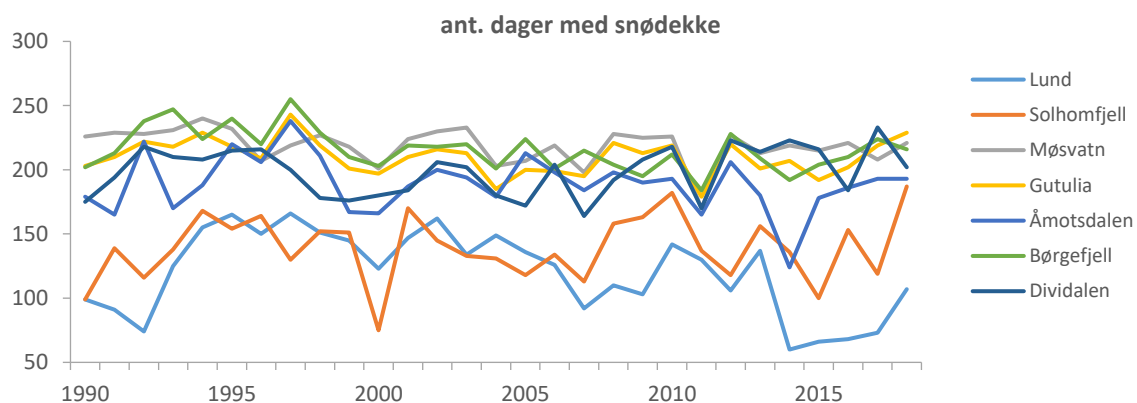
	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Middeltemperatur							
Vinter	-0,007	-0,177	-0,034	0,087	0,115	0,002	-0,218
Vår	0,270	0,141	0,296	0,311	0,447	0,279	0,151
Sommer	0,341	0,077	0,318	0,248	0,465	0,248	-0,064
Høst	0,534	0,286	0,465	0,520	0,602	0,484	0,528
Nedbørsmengde							
Vinter	0,051	0,098	-0,203	0,225	-0,014	-0,476	0,282
Vår	-0,181	0,196	0,045	-0,075	0,097	-0,049	0,534
Sommer	0,230	0,299	0,204	0,190	0,425	-0,177	0,391
Høst	0,192	0,127	0,035	0,183	0,013	-0,014	0,217



Figur 2.4 Utvikling i lengde på vekstsesongen (definert som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) og temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom året) i TOV-områdene. Det er signifikant økning i både vekstsesongens lengde og temperatursum for Lund, Møsvatn, Gutulia, 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 Lund, 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 og Børgefjell, og klar reduksjon også for Møsvatn.

- 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, dels 2014 og 2018 (**figur 2.2**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen om sommeren i TOV-perioden for Åmotsdalen og klar 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 signifikant økning i middeltemperaturen om høsten i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell.
- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten 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 som imidlertid også vist klar tendens til økning i temperatursummen (**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 i 1990, 1995 (i sør), 2005, 2008, 2014 og dels 2015. Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Børgefjell.
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, dels også i 2018, mens noen av områdene hadde relativt mye nedbør i 1997, 2003 og 2015. Det var signifikant økning i vårnedbøren i TOV-perioden for Dividalen.
- Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i noen områder og år på midten av 1990-tallet og i 2002 og 2006, mens det var forholdsvis mye nedbør i 2011. Det var signifikant økning i sommernedbøren i TOV-perioden for Åmotsdalen og Dividalen.
- 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 i høstnedbør 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 Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Åmotsdalen, tendens til økning også for Dividalen, men tendens til nedgang for Børgefjell (**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 og Børgefjell), men ikke for Solhomfjell og Dividalen.

2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

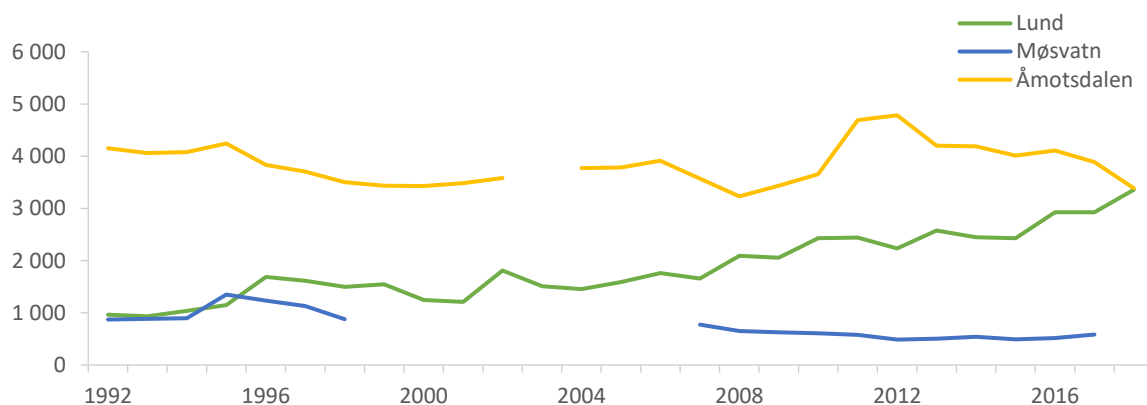
TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste bjørkeskogsområdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk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

Husdyrbeite, i hovedsak av sau, men i de senere årene også dels av storfe, foregår i overvåkingsområdene i Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens tamrein bruker områdene i Gutulia,

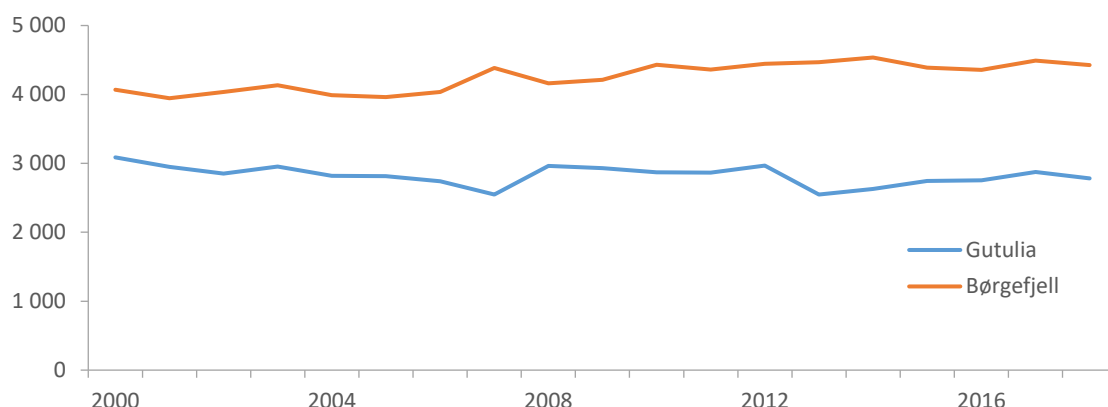
Børgefjell og Dividalen. Det er ikke organisert beitebruk i Solhomfjell. **Figur 2.7** viser utviklingen i husdyrbeite for beitelagene som omfatter henholdsvis Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens **figur 2.8** viser reintallene for reinbeitedistriktene rundt Gutulia og Børgefjell. I Dividalen har svenske 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. arealenheter, 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, samt for 2018.

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; storfe bare i Lund og Åmotsdalen). Tallene gjelder for områdene til de relevante beitelagene: Lund nordre sankelag, Vestfjorddalen sankelag (Møsvatn), Soløyfjellet beitelag (Åmotsdalen). Brudd i dataseriene 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 Gutulia og Dividalen

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Joseph Chipperfield, Mari Jokerud, Jørn Olav Løkken, Heidi Myklebost, Anders Often og Siri Lie Olsen.

TOV-feltene for markvegetasjon i Gutulia og Dividalen ble etablert i 1993 (Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Bratt-bakk 1994) og senere reanalysert i 1998 (Bakkestuen et al. 2000), i 2003 (Bakkestuen et al. 2004), i 2008 (Aarrestad et al. 2009) og sist i 2013 (Aarrestad et al. 2014). Formålet i 2018 var reanalyse av markvegetasjonen i begge områdene, klarlegge eventuelle endringer og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensing, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 25-årsperiode fra 1993 til 2018.

3.1 Metoder

Feltarbeidet i Gutulia ble utført i slutten av juli 2018, mens feltarbeidet i Dividal ble utført 6.-10. august. Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo. En fullstendig beskrivelse av feltmetodikk og databearbeiding er sammenstilt for alle TOV-feltene i Bakkestuen et al. (2010) og i Aarrestad & Bakkestuen (2012).

Vegetasjonsanalyser

De vegetasjonsøkologiske analysene i hvert område omfatter studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm² i 50 analyseflater à 1 m². De 50 analyseflatene er lagt ut tilfeldig innen 10 subjektivt valgte vegetasjonsfelt (makroruter, som oftest 5 x 10 m), med fem analyseflater i hvert felt. Registreringene gir grunnlag for å vurdere artssammensetning og mengde av de ulike artene i analyseflatene. Vegetasjonsfeltene dekker opp 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 analyseflate, noe som bedre fanger opp endringer for vanlige arter. I tillegg registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng og tresjikt.

Skader på planter

Skader av parasittiske sopp- og frost/tørkeskader på blåbær ble registrert i hver analyseflate samtidig med vegetasjonsanalysene, både ved prosent dekning av analyseflata og ved frekvensmetodikk i 16 småruter. Skader av soppen *Valdensinia heterodoxa* ble registrert for seg, mens skader av soppene *Podosphaera myrtilini* og *Pucciniastrum vaccinii* ble registrert samlet. Frostskader på blåbærskudd ble registrert etter samme metodikk som soppskader.

Smågnagerpåvirkning og herbivori

For hver analyseflate ble det utført registreringer av påvirkning av smågnagere og større herbivorer etter metodikk vist i Aarrestad & Bakkestuen (2012).

Lysinnstråling

Det ble tatt ett hemisfærisk bilde i analyseruta som ligger nærmest midtpunktet i hvert felt. Bildet ble tatt med et Canon EOS 50D kamera med 4,5 mm Sigma linse. Bildene vil bli analysert for trekronedekning, solinnstråling ('solar radiation' - SR) og bladarealindeks ('Leaf Area Index' - LAI) ved hjelp av trekronereanalyseprogrammet HEMiv8 ('Forest Canopy Image Analysis System') når vi får en lengre tidsserie. Målingene ble startet i 2013.

Jordsmonnsanalyser

Fra 2013 ble jordsmonnsanalysene i tilknytning til markvegetasjonen i bjørkeskog redusert i både antall og analyser av kjemiske parametere. En jordprøve ble samlet inn fra hvert felt, totalt 10 prøver fra hvert område. 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 (vannekestraksjon), total mengde nitrogen (Kjeldahl-metoden), ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-), i henhold til metoder i Ogner et al. (1999). Analyser av ammonium og nitrat er ikke utført før 2013. Jordsmonnsparametrene pH, glødetap og total mengde nitrogen er sammenlignet med tidligere analyser tilbake til 1993. Det ble ikke analysert jordprøver fra Gutulia og Dividalen i 2003.

Jordtemperatur

Jordtemperatur måles kontinuerlig i hvert vegetasjonsfelt og avleses en gang hvert år ved hjelp av én datalogger (iBCod 22L) plassert 5 cm under jordoverflaten. Registreringene er målt hver tredje time (se Aarrestad & Bakkestuen 2012) og vil bli rapportert når vi får lengre tidsserier. Målinger startet i 2013.

Databehandling

Fordelingen av skadeomfang på blåbær av frost, soppangrep og spor etter smågnagere er vist som boksplott ved bruk av R-pakken 'ggplot2' (Wickham 2016, R Core Team 2019).

Tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ('paired samples') ble brukt for å teste hvorvidt endringer i mengde av arter mellom analyseårene var statistisk signifikante. Nullhypotesen i denne testen er at parameterens verdi ikke er endret. Samme metodikk er benyttet for analyser av forflytninger av analyseflatenes ordinasjonsskår langs DCA-aksene mellom analyseår, som viser endring i artssammensetning. Analysen er utført i R (R Core Team 2019).

Mønstret i artenes forekomst i analyseflatene ble analysert ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis-DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 50 analyseflatene i hvert område som er undersøkt i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018, er det utført en DCA-ordinasjon der analyseflatene fra hvert år er behandlet som separate enheter. For metoder for testing av endringer i artsantall i analyseflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning vises for øvrig til R. Økland & Nordbakken (2004). Analysene er utført i R (R Core Team 2019).

Endringen i artssammensetning ble også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. For vurdering av arters relasjoner til ulike miljøforhold har vi benyttet Hills reviderte Ellenberg-indikatorverdier (Ellenberg et al. 1992) for lys, fuktighet, reaksjon (baserikhet, jord-pH) og nitrogen (næring) (Hill et al. 1999, 2000, 2007). Disse verdiene er laget for Storbritannia, der miljøforholdene er mer sammenlignbare med forholdene i Norge enn det Ellenbergs sentraleuropeiske indikatorverdier er. Ellenbergs temperatur er utelatt fra Hills indikatorliste, da Ellenberg definerte temperatur etter plantenes geografiske utbredelse og ikke etter klima (Hill et al. 1999). Vektete Hill-verdier for gjennomsnittlig dekningsprosent eller kvadrat-seksjon forekomstfrekvens pr. art pr. analyseflate er benyttet (se Diekmann 2005). Vi testet om vektet gjennomsnitt av Hill-verdier (responsvariabel) endret seg med tid ved bruk av en 'linear mixed effects model' parameterisert under Bayesiansk inferens ved bruk av INLA metoden (Rue et al. 2009). Vi brukte årstall som forklarende variabel ('fixed effect'), mens analyseflate ble brukt som tilfeldig faktor ('random effect') for å ta høyde for tilfeldig variasjon mellom flatene. For modellavvikene brukte vi en Beta-fordeling fordi Ellenberg-indikatorverdiene bare tar verdier mellom 1 og 9 (eller 1 og 12 for fuktighetsindikatoren). Analysene er utført i R (R Core Team 2019).

Nomenklatur

Vitenskapelige og norske navn på arter følger Artsdatabankens navneregister fra 2018 (www.artsdatabanken.no/). Norske og vitenskapelige navn for registrerte arter er gitt i **vedlegg 3.1** for Gutulia og **vedlegg 3.2** for Dividalen.

3.2 Endringer i Gutulia 1993–2018

3.2.1 Miljøendringer

Området i Gutulia (**figur 3.1**) har vært overvåket for endringer i bakkevegetasjon siden 1993. Det har ikke vært registrert større angrep av bjørkemålere i denne perioden og heller ikke en betydelig død av trær (se kap. 9). Etablering av tre-vekster er imidlertid liten. Området har over lengre tid vært påvirket av beite fra tamrein. Beitetrykket har vært nokså konstant i TOV-perioden med ca. 3000 beitende dyr i Elgå reinbeiteområde (**figur 2.8**).



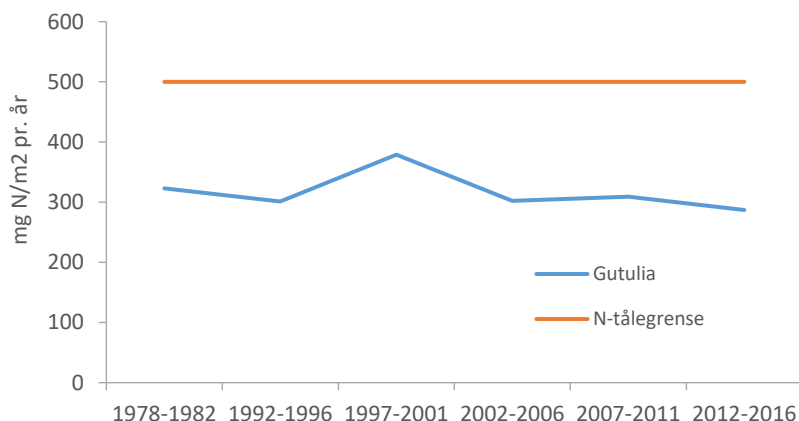
Figur 3.1 Analyser av markvegetasjon i Gutulia i 2018. Foto: Siri L. Olsen.

Endringer i klima og vekstsesong

I Gutulia har det i TOV-perioden vært en klar tendens til økning av middeltemperaturen om sommeren, og i 2018 lå denne temperaturen godt over gjennomsnittet for perioden (kap. 2.2). Temperatursummen (summen av daggrader $>5^{\circ}\text{C}$) og vekstsesongens lengde (antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) har også økt. Det er dermed grunnlag for å anta at klimaet i Gutulia har blitt varmere. Det har vært liten variasjon i årlige nedbørsmengder i TOV-perioden, men det er en svak tendens til økning av nedbørsummen i vekstsesongen (mai-oktober). Sommeren 2018 var imidlertid relativt nedbørfattig.

Endringer i nitrogenbelastning

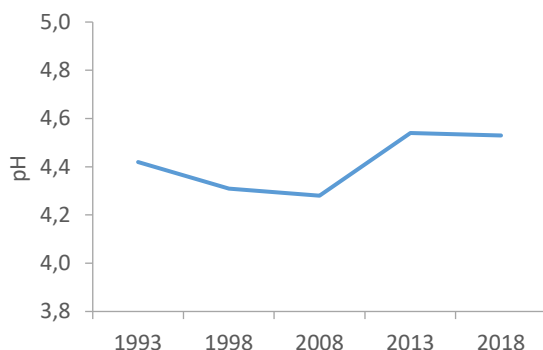
Figur 3.2 viser den totale nitrogenavsetningen i Gutulia gjennom overvåkingsperioden, basert på data fra norske målestasjoner (Tørseth & Semb 1997, Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006, 2008, 2012, 2017). Avsetningen har vært lav og relativt stabil siden 1970-tallet med ca. 300 mg N/m² pr. år. Nitrogenavsetningen har hele tiden ligget godt under tålegrensen for fattige boreale løvskoger på 500 mg N/m² pr. år (Bobbink & Hetteling 2011, Austnes et al. 2018).



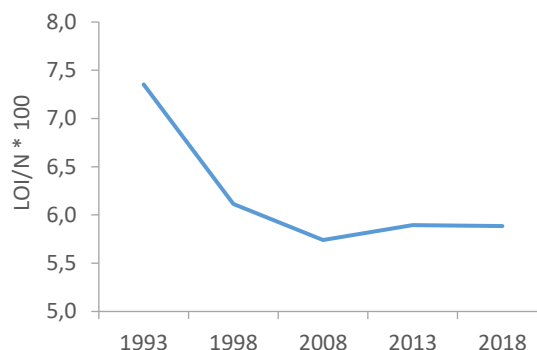
Figur 3.2 Total nitrogenavsetning i Gutulia og tålegrensen for fattig boreal løvskog for ulike måleperioder.

Endringer i jordsmonnparametere

pH i øvre jordlag har, som i de fleste andre TOV-områdene, økt svakt fra starten av overvåkingen i 1993 (**figur 3.3**). En gjennomsnittssøkning fra 4,4 til nærmere 4,6 i TOV-perioden tyder på utvikling mot et mer baserikt jordsmonn med noe bedre næringstilgang av basekationer for plantene. Avtakende karboninnhold i jorda sammenlignet med nitrogen (LOI/N) (**figur 3.4**) indikerer økt mineralisering av nitrogen i jordsmonnet, dvs. at nedbrytning av organisk nitrogen til nitrogenkomponenter som er tilgjengelig for plantene, har økt over tid. Målingene av tilgjengelig NO_3^- viser særdeles lave verdier som ligger under deteksjonsgrensen for nitratanalysen. NH_4^+ målingene er bare utført to ganger (i 2013 og 2018) og viser ingen trend over tid.



Figur 3.3 pH-endringer i jord i Gutulia fra 1993 til 2018. Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i 1993 til 2008 og ti prøver i 2013 og 2018.



Figur 3.4 Endring i forholdstallet glødetap delt på nitrogen (LOI/N, som er et uttrykk for hvor mye nitrogen som er tilgjengelig for opptak i plantene, dess lavere verdier dess mer tilgjengelig N). Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i Gutulia i 1993 til 2008, ti prøver i 2013 og 2018.

3.2.2 Vegetasjonsendringer

Endringer i antall arter

Artsdiversiteten i Gutulia er relativt konstant, og godt over 90% av artene blir gjenfunnet hvert analyseår (**tabell 3.1**). Totalt antall arter/taxa i analyseflatene i Gutulia fra 1993 til 2018 har variert fra 86 i 1993 til maksimalt 96 i 2013 og 87 i 2018. Endring i antall arter skyldes hovedsakelig forekomster av svært lavfrekvente arter som enten overses, eller dukker opp og bli borte underveis. Dette gjelder hovedsakelig små moser og lav. Men noen arter kan også forsvinne pga. endrede miljøforhold (se senere).

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper registrert i analyseflatene i Gutulia fra 1993 til 2018.

Artsgruppe	Antall arter					
	1993	1998	2003	2008	2013	2018
Lyng og busker	11	12	12	12	12	11
Urter og karsporeplanter	19	19	21	20	20	18
Graminider	13	13	13	13	13	13
Bladmoser	18	18	19	18	23	21
Levermoser	11	11	11	11	13	10
Lav	16	18	16	15	15	14
Totalt pr år	86	91	92	89	96	87

Endring i mengde av arter

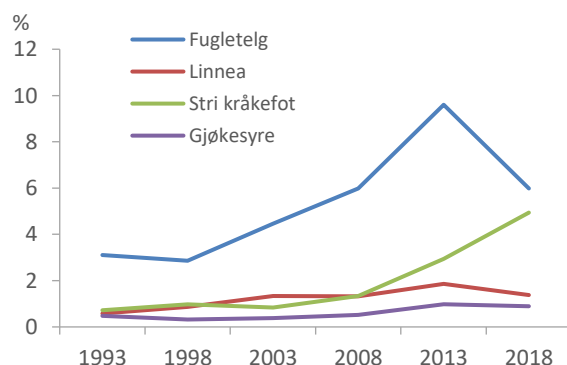
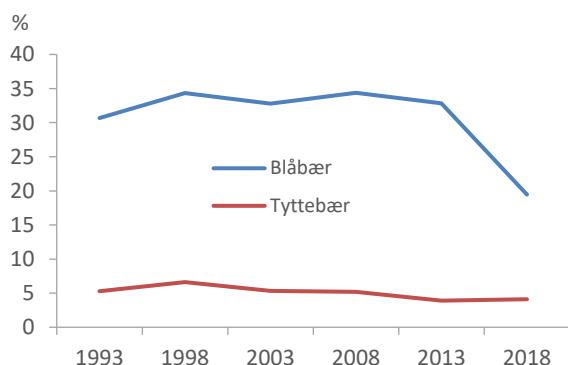
Artsmengdene i overvåkingsflatene i Gutulia fra 1993 til 2018 er relativt stabile, men det finnes noen signifikante endringer i materialet (**tabell 3.2** og **3.3**). Generelt viser karplanter en generell framgang, mens det er en betydelig tilbakegang av moser og lav (**figur 3.5** til **3.11**).

Det har vært små endringer i mengde av lyng og busker i 25-årsperioden (**tabell 3.2** og **3.3**). Blåbær har imidlertid gått betydelig tilbake siste femårsperiode, mens tyttebær har vist en svak nedgang siden 1998 (**figur 3.5**). Karsporeplantene stri kråkefot og fugletelg, samt urtene linnea, skogstjerne og gjøkesyre viser en signifikant framgang fra 1993 til 2018 (**tabell 3.2** og **3.3**, **figur 3.6**). De ettårige urtene stormarimjelle og småmarimjelle viser imidlertid en svak tilbakegang.

Mange graminider viser signifikant framgang fra 1993 til 2018, særlig grasene smyle og sølvbunke, samt hårfrytle (**figur 3.7** og **3.8**). Graset engkvein viser også framgang i frekvens ($p = 0,059$). Smyle, sølvbunke og hårfrytle har imidlertid gått noe tilbake etter 2003.

Av bladmosene er det først og fremst ribbesigd og furumose som har gått tilbake. Begge viser sterk tilbakegang fram mot 2003, men deretter har mengden stabilisert seg noe (**figur 3.9**). Furumose har økt noe de siste 10 årene. Eneste bladmose som viser signifikant framgang er etasjemose, der økningen har skjedd etter 2003 (**figur 3.9**). Hele syv levermoser viser en signifikant tilbakegang over hele perioden, enten i dekning og/eller i frekvens (**figur 3.10**). Nesten alle lav har gått betydelig tilbake, både i dekning og i frekvens (**figur 3.11**). To arter, gulskinn og traktbeger, har blitt borte i overvåkingsperioden.

De prosentvise endringene til artene kan virke små (**figur 3.2-3.11**), men mengdedata for artene baserer seg på et gjennomsnitt av 50 analyseflater, der artene forekommer i et begrenset antall flater. Den reelle mengdeendringen av artene, der de finnes, er derfor betydelig større.



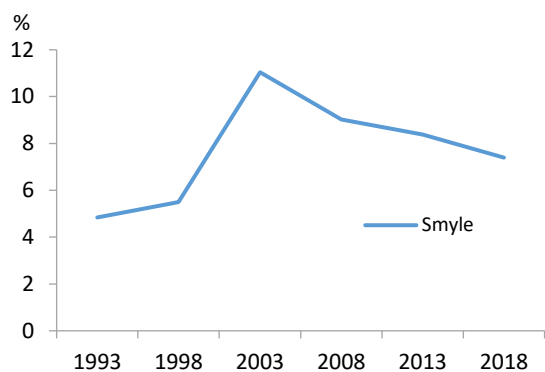
Figur 3.5 Endringer i gjennomsnittsdekning av blåbær og tyttebær i Gutulia fra 1993 til 2018. **Figur 3.6** Endringer i gjennomsnittsdekning av fugletelg, linnea, stri kråkefot og gjøkesyre i Gutulia fra 1993 til 2018.

Tabell 3.2 Arter som viser en signifikant endring i prosent dekning fra 1993 til 2018 og fra 2013 til 2018 i Gutulia. Snitt er gjennomsnitt prosent dekning for arten i 50 analyseflater i analyseåret. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, der V er estimatoren). $p \leq 0,05$ er uthevet. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. Rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. – betyr ingen endringer mellom år i alle flater.

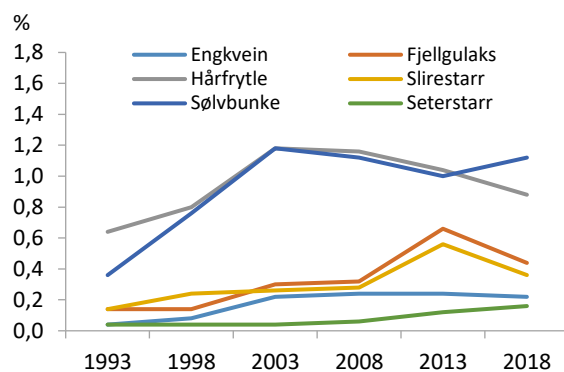
Arter	1993-2018				2013-2018			
	Snitt		V	p	Snitt		V	p
	1993	2018			2013	2018		
Lyng og busker								
<i>Vaccinium myrtillus</i>	30,70	19,46	912,5	0,003	32,86	19,46	821,0	0,000
Urter og karsporeplanter								
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	3,10	5,98	58,0	0,016	9,60	5,98	200,5	0,014
<i>Linnaea borealis</i>	0,58	1,38	18,0	0,000	1,86	1,38	92,0	0,071
<i>Lycopodium annotinum</i>	0,72	4,94	28,5	0,000	2,94	4,94	56,0	0,007
<i>Melampyrum pratense</i>	0,98	0,68	137,0	0,002	0,96	0,68	98,0	0,002
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0,42	0,24	34,5	0,160	0,36	0,24	15,0	0,048
<i>Solidago virgaurea</i>	0,70	0,72	19,0	0,717	1,08	0,72	91,5	0,013
<i>Trientalis europaea</i>	0,94	1,46	22,5	0,001	1,36	1,46	136,0	0,471
Graminider								
<i>Avenella flexuosa</i>	4,84	7,40	180,5	0,010	8,38	7,40	285,5	0,278
<i>Carex brunnescens</i>	0,04	0,16	0	0,048	0,12	0,16	0	0,346
<i>Carex vaginata</i>	0,14	0,36	3,0	0,037	0,56	0,36	4,0	0,854
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,36	1,12	0	0,014	1,00	1,12	5,0	0,588
<i>Luzula pilosa</i>	0,64	0,88	4,5	0,009	1,04	0,88	75,0	0,144
Bladmoser								
<i>Dicranum scoparium</i>	4,92	2,04	465,5	0,000	1,54	2,04	18,0	0,005
<i>Hylocomium splendens</i>	2,40	4,90	147,0	0,046	3,06	4,90	12,0	0,001
<i>Plagiothecium laetum/ denticulatum</i>	0,50	0,30	84,0	0,032	0,38	0,30	38,5	0,227
<i>Pleurozium schreberi</i>	3,52	2,32	279,5	0,028	2,22	2,32	32,0	0,602
<i>Pohlia nutans</i>	0,26	0,06	110,5	0,014	0,06	0,06	5,0	1,000
Levermoser								
<i>Barbilophozia floerkei</i>	0,74	0,34	348,0	0,000	0,34	0,34	22,5	1,000
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	1,88	1,28	262,5	0,023	1,26	1,28	38,5	1,000
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	0,24	0,02	66,0	0,001	0,04	0,02	1,0	1,000
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	0,46	0,20	187,0	0,005	0,24	0,20	7,5	0,424
<i>Lophozia obtusa</i>	0,40	0,16	66,0	0,002	0,26	0,16	15,0	0,037
<i>Ptilidium ciliare</i>	0,18	0,04	28,0	0,011	0,10	0,04	12,0	0,233
Lav								
<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	0,38	0,18	28,0	0,015	0,20	0,18	2,0	1,000
<i>Cladonia coccifera</i> coll.	0,58	0,22	240,0	0,004	0,26	0,22	3,0	0,346
<i>Cladonia sulphurina/ deformis</i>	0,22	0,04	45,0	0,003	0,04	0,04	0	-
<i>Cladonia cornuta</i>	0,22	0,12	15,0	0,037	0,12	0,12	1,5	1,000
<i>Cladonia crispata</i>	0,14	0	28,0	0,011	0	0	0	-
<i>Cladonia</i> sp.	0,18	0,04	40,0	0,023	0,02	0,04	0	1,000

Tabell 3.3 Arter som viser en signifikant endring i frekvens (% forekomst i 16 småruter) fra 1993 til 2018 og fra 2013 til 2018 i Gutulia. Snitt er gjennomsnitt frekvens for arten i 50 analyseflater i analyseåret. *p* angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, der *V* er estimatoren). $p \leq 0,05$ er uthevet. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. Rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. – betyr ingen endringer mellom år i alle flater.

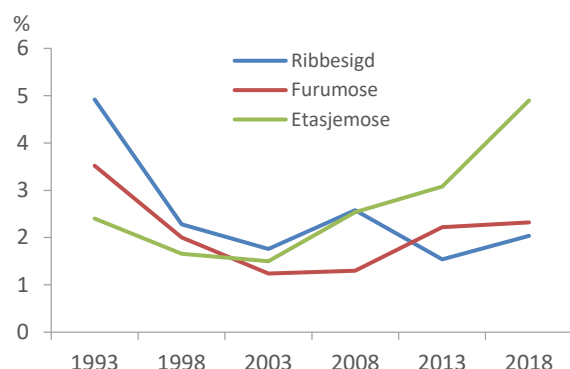
Arter	1993-2018				2013-2018			
	Snitt		V	p	Snitt		V	p
	1993	2018			2013	2018		
Lyng og busker								
<i>Sorbus aucuparia</i>	3,50	3,26	35,0	0,779	4,38	3,26	33,5	0,033
<i>Vaccinium myrtillus</i>	98,28	93,54	83,0	0,009	96,92	93,54	72,0	0,010
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	84,46	74,60	487,0	0,016	79,60	74,60	344,5	0,059
Urter og karsporeplanter								
<i>Lycopodium annotinum</i>	11,34	27,96	40,5	0,001	24,32	27,96	96,0	0,124
<i>Melampyrum pratense</i>	42,98	12,68	823,0	0,000	25,40	12,68	649,0	0,001
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	16,26	7,26	83,5	0,009	11,40	7,26	51,0	0,019
<i>Oxalis acetosella</i>	11,68	14,88	10,0	0,045	16,52	14,88	23,0	0,149
<i>Solidago virgaurea</i>	11,94	10,32	82,5	0,467	14,70	10,32	86,0	0,005
<i>Trientalis europaea</i>	35,52	45,06	200,5	0,014	38,44	45,06	212,0	0,092
Graminider								
<i>Avenella flexuosa</i>	94,28	94,22	61,5	0,955	97,02	94,22	90,5	0,018
<i>Carex brunnescens</i>	0,64	2,00	0	0,031	1,38	2,00	0	0,17
<i>Luzula pilosa</i>	24,42	24,52	134,5	0,927	28,82	24,52	277,5	0,009
Bladmoser								
<i>Dicranum scoparium</i>	57,16	43,08	666,5	0,001	41,36	43,08	344,0	0,705
<i>Pohlia nutans</i>	2,64	0,74	84,0	0,048	0,36	0,74	5,0	0,572
<i>Polytrichum commune</i>	27,28	20,76	192,0	0,035	20,64	20,76	82,0	0,896
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	26,22	15,68	524,0	0,009	22,54	15,68	263,0	0,027
Levermoser								
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	4,90	0,12	91,0	0,002	0,38	0,12	3,0	0,371
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	8,54	3,12	233,0	0,004	3,12	3,12	13,5	1,000
<i>Lophozia longidens</i>	0,72	0	21,0	0,020	0	0	0	-
<i>Lophozia obtusa</i>	7,76	2,26	157,0	0,002	3,88	2,26	45,0	0,008
<i>Ptilidium ciliare</i>	2,16	0,24	28,0	0,022	1,26	0,24	19,0	0,090
Lav								
<i>Cetraria islandica</i>	1,76	0,64	28,0	0,020	1,12	0,64	3,0	0,371
<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	9,66	4,64	71,0	0,013	6,26	4,64	13,5	0,134
<i>Cladonia coccifera</i> coll.	9,54	4,52	292,5	0,012	5,42	4,52	24,0	0,106
<i>Cladonia bellidiflora</i>	3,48	0,76	36,0	0,013	1,52	0,76	6,0	0,181
<i>Cladonia macrophylla</i>	1,24	0	21,0	0,031	0	0	0	-



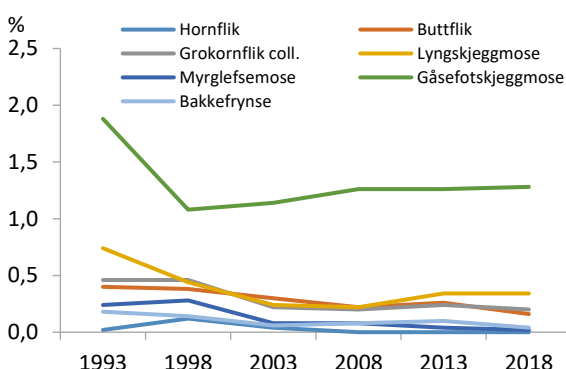
Figur 3.7 Endringer i gjennomsnittsdekning av graset smyle i Gutulia fra 1993 til 2018.



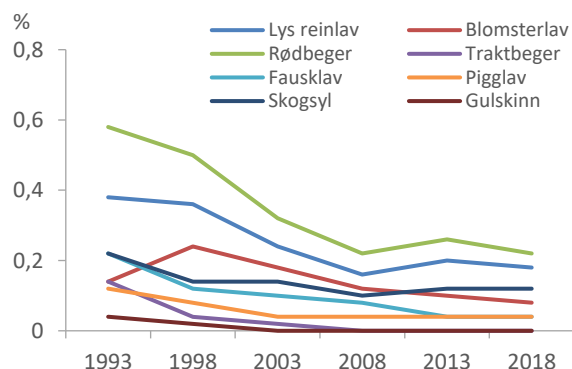
Figur 3.8 Endringer i gjennomsnittsdekning av graminidene engkvein, fjellgulaks, hårfrytle, slirestarr, sølvbunke og seterstarr i Gutulia fra 1993 til 2018.



Figur 3.9 Endringer i gjennomsnittsdekning av bladmosene ribbesigd, furumose og etasjemose i Gutulia fra 1993 til 2018.



Figur 3.10 Endringer i gjennomsnittsdekning av levermosene hornflik, buttflik, grokornflik coll., lyngskjeggmoser, myrglefsemose, gåsefotskjeggmoser og bakkefrynse i Gutulia fra 1993 til 2018



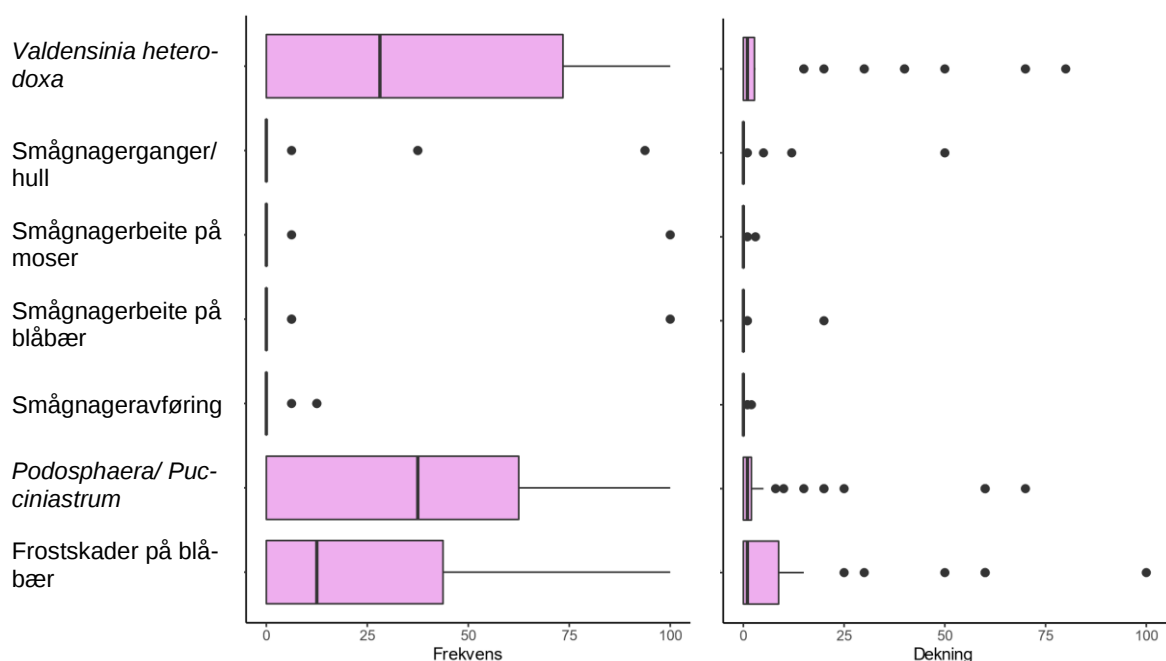
Figur 3.11 Endringer i gjennomsnittsdekning av lavene lys reinlav/fjellreinlav, blomsterlav, rødbeger, traktbeger, fausklav/begerfausklav, piggelav, skogsyl og gulskinn i Gutulia fra 1993 til 2018.

Skader på blåbær og spor etter smågnagere

Det ble registrert tydelige skader på blåbær, både av frost og soppene *Valdensinia heterodoxa* og gruppen *Podosphaera myrtilini/Pucciniastrum vaccinii* i svært mange av analyseflatene (**tabell 3.4** og **figur 3.12**). I tillegg ble det registrert mindre spor etter smågnagere, både ved registrering av avføring, beite på moser og gnagerhull i bakken. Disse ble imidlertid registrert i et fåtall analyseflater.

Tabell 3.4 Skader på blåbær og spor etter smågnagere i Gutulia 2018. Frekvens- og dekningsdata fra 50 analyseflater i %. 1/2/3.kvartil angir henholdsvis 1., 2. (median) og 3. kvartil.

	Blåbærskader				Smågnagere		
	Frost	<i>Podosphaera Pucciniastrum</i>	<i>Valdensinia heterodoxa</i>	Beite smågnagere	Avføring	Beite moser	Gangerhull
Frekvens							
Snitt (SD)	30,9 (39,4)	38,0 (34,3)	40,5 (37,9)	2,3 (14,2)	0,6 (2,6)	2,1 (14,2)	3,5 (15,0)
1/2/3.kvartil	0/12,5/43,8	0/37,5/62,5	0/28,1/73,4	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Dekning							
Snitt (SD)	10,2 (20,5)	7,7 (17,3)	9,8 (20,1)	0,4 (2,8)	0,1 (0,3)	0,1 (0,4)	1,4 (7,3)
1/2/3.kvartil	0/1,0/8,8	0/1,0/2,0	0/1,0/2,8	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0



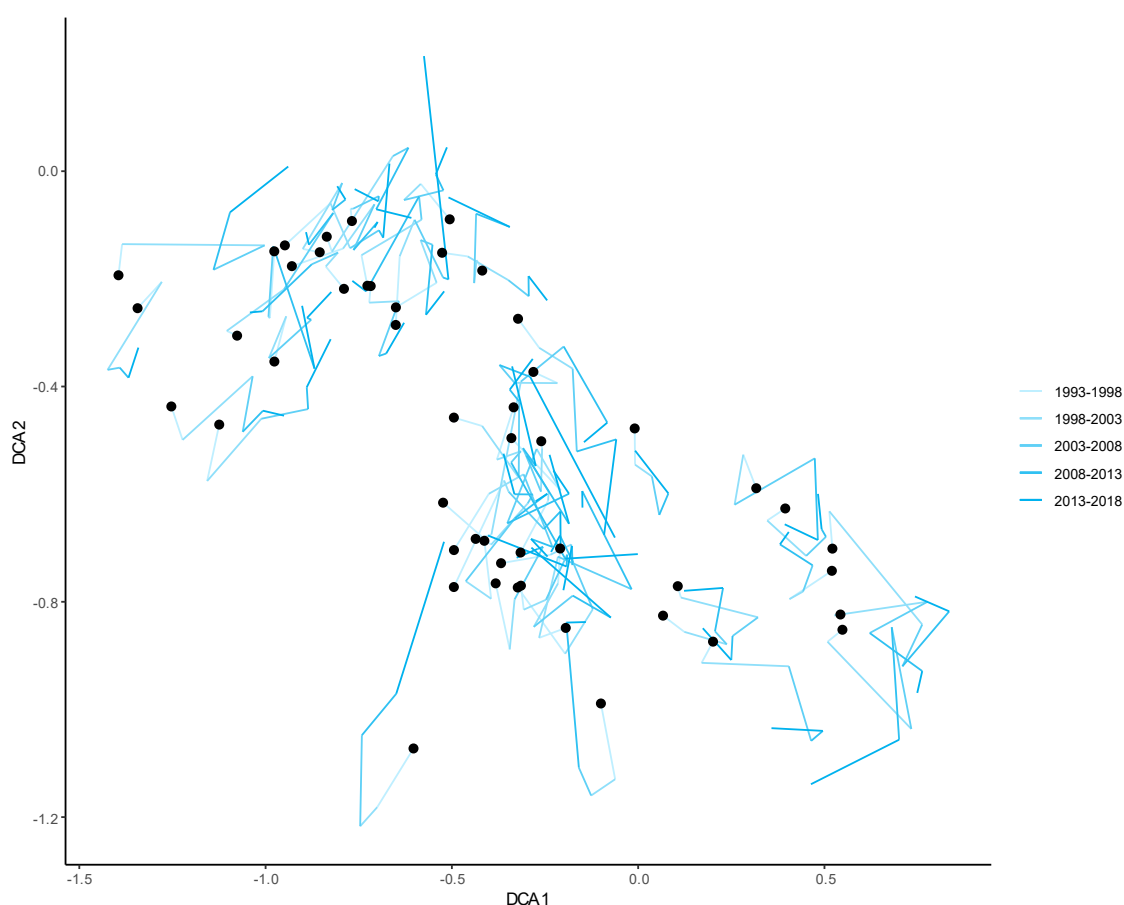
Figur 13 Boksplott av skader på blåbær og spor etter smågnagere i Gutulia i 2018, ved henholdsvis frekvensdata (venstre) og dekningsdata (høyre) av variablene. Boksenes bredde strekker seg fra første kvartil til tredje kvartil. Den tykke, vertikale, svarte streken er medianen. Haler (horisontal strek) representerer den laveste og/eller høyeste verdien definert av første kvartil minus 1,5 ganger kvartilområdet og tredje kvartil pluss 1,5 ganger kvartilområdet (Tukey plott). Avvik utenfor dette området er representert som punkter.

Endringer i artssammensetning

Det er en signifikant forflytning av analyseflater fra 1993 til 2018 langs DCA-akse 1, basert på frekvensdata av arter. Hele 40 flater viser en forflytning mot høyere verdier, mens 10 flater forflytter seg mot lavere verdier (**tabell 3.5** og **figur 3.13**). Analyseflatenes skår langs aksene er avhengig av hvilke arter som vokser sammen i flatene, samt artenes mengde, og aksene reflekterer økologiske gradienter i de ulike feltene. Det er dermed tydelig at det har skjedd en mer eller mindre rettet endring av markvegetasjonens sammensetning fra 1993 til 2018.

Tabell 3.5 Forflytning av analyseflater langs de fire første DCA-aksene for perioden 1993-2018 (ordinasjon av 50 analyseflater (n) fra seks analysetidspunkter) basert på frekvensdata fra Gutulia. $n+$ og $n-$ antall analyseflater med henholdsvis høyere og lavere ordinasjonsskår i 2018 enn i 1993. M angir middel av analyseflatenes ordinasjonsskår. p er sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p < 0,05$ er uthevet).

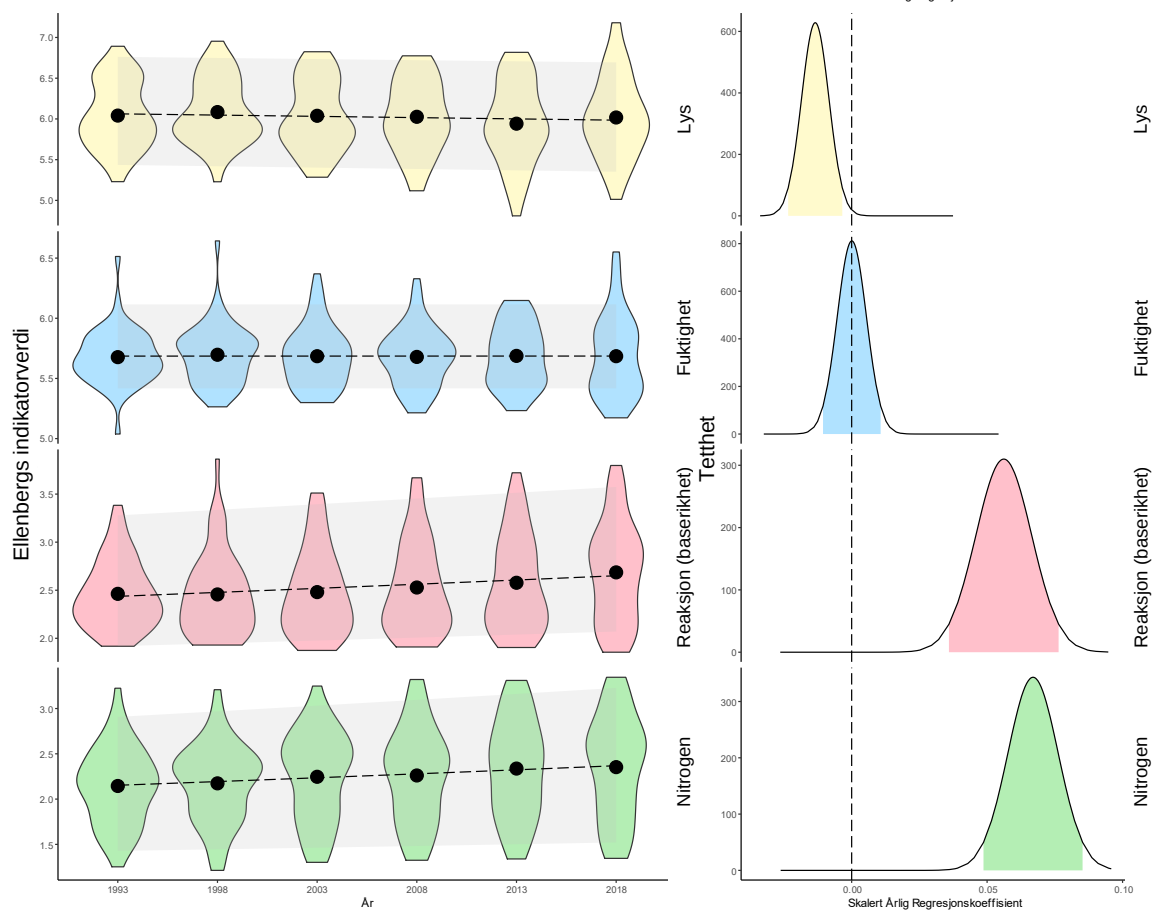
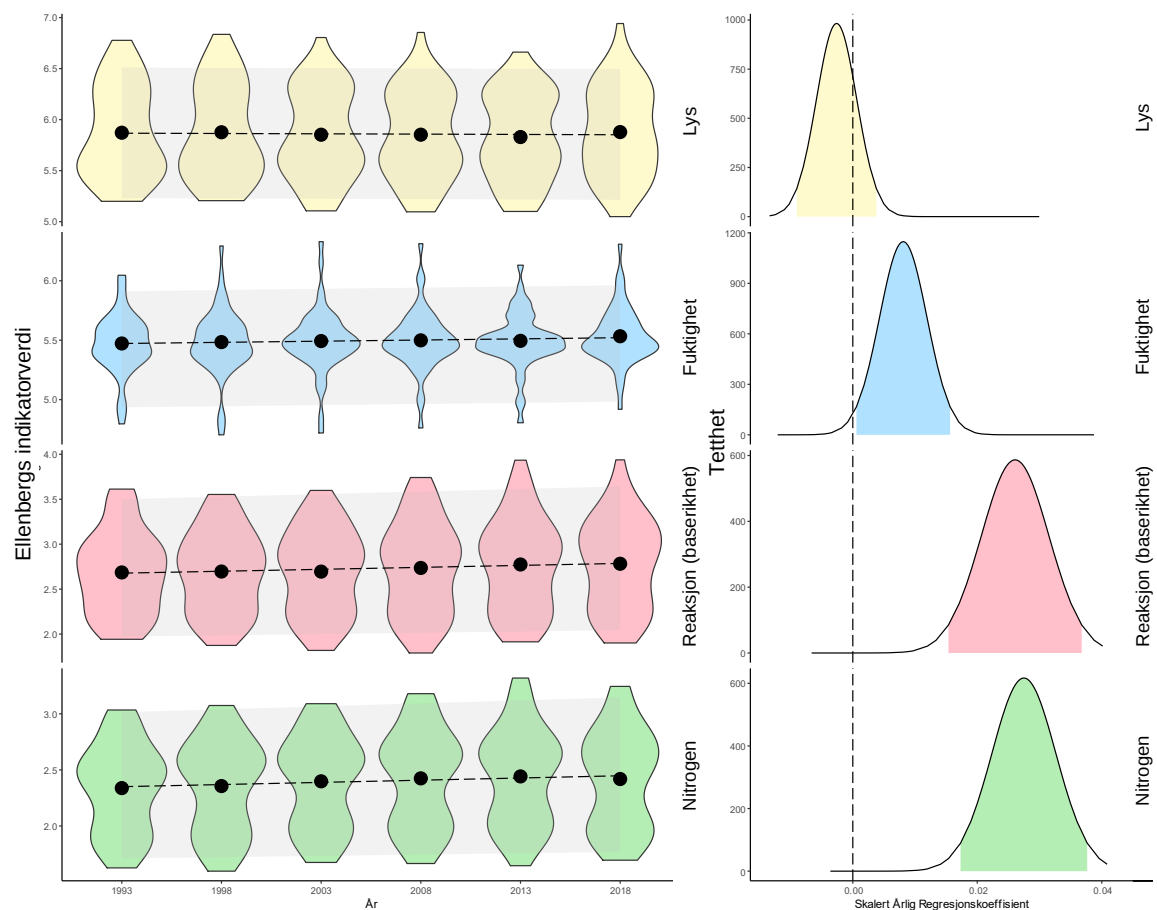
	n	Forflytning 1993-2018				
		$n+$	$n-$	$M-1993$	$M-2018$	p
DCA-akse 1	50	40	10	-0,427	-0,285	0,000
DCA-akse 2	50	31	19	-0,486	-0,526	0,095
DCA-akse 3	50	37	13	-0,026	0,129	0,000
DCA-akse 4	50	32	18	-0,026	0,051	0,019



Figur 3.13 DCA-ordinasjon av overvåkingsflatene i Gutulia basert på frekvensen av arter i 50 analyseflater i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018. Figuren viser forflytning av analyseflatenes DCA-skår fra oppstart i 1993 til 2018, med flatenes posisjon i 1993 vist som punkter.

Endringer i Ellenbergs indikatorverdier

Analysene av analyseflatenes frekvensverdier for Ellenbergs indikatorer viser en signifikant økning for baserikhet, fuktighet og nitrogen fra 1993 til 2018 og en svak tendens til tilbakegang for lys (**figur 3.14 øverst**). Prosent dekningsdatasettet viser et lignende resultat, men her viser indikatorverdien for lys signifikant tilbakegang, og fuktighet viser ingen endring (**figur 3.14 nederst**). Samlet sett indikerer dette at arter som krever mye lystilgang, har gått tilbake i mengde, mens næringskrevende arter har gått fram, både de med høyere pH-krav og de som responderer positivt på nitrogen. Høyst sannsynlig har også fuktighetskrevende arter gått noe fram.



Figur 3.14 (forrige side) Estimert årlig endring i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen i Gutulia fra 1993 til 2018 ved bruk av henholdsvis frekvensdata (øverst) og dekningsdata (nederst). Venstre kolonne: Fiolinfigurer av tetthetene av Ellenbergs indikatorverdier observert i flatene hvert år. Den stiplede linjen representerer modellprediksjonens gjennomsnitt og det grå området er prediksjonens 95% sannsynlighetsintervall (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Høyre kolonne: Figurene viser en 'posterior'-tetthet av de årlige regresjonskoeffisientene av Ellenbergs indikatorverdier (et mål på den relative sannsynligheten for hver regresjonskoeffisient). De fargede områdene er 95% sannsynlighetsintervall (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Den stiplede null-linjen representerer verdien der ingen endring i tid er oppdaget. Fordeling på høyre side av null-linjen viser økning i Ellenbergverdi, på venstre side nedgang. Hvis hele intervallet ikke krysser null-linjen, kan resultatet anses som 'signifikant'.

3.2.3 Oppsummering og konklusjon

1. Klimaet er blitt varmere med økt gjennomsnittstemperatur sommerstid, samtidig som vekstsesongen for planter er blitt lengre.
2. Jordsmonnet viser en svak økning i pH og økt mineralisering av nitrogen.
3. Blåbær viser en tilbakegang de siste fem år.
4. Karsporeplanter, urter og graminider øker noe i mengde.
5. Etasjemose viser framgang, mens andre bladmoser går tilbake.
6. Levermoser og lav viser en generell tilbakegang.
7. DCA-ordinasjon viser at artssammensetningen har endret seg signifikant langs hovedgradienten (DCA-akse 1).
8. Endringer i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen tyder på tilbakegang av lyskrevende arter, mens næringskrevende arter med høyere krav til pH og nitrogen øker i mengde.

Trolig skyldes endringen av vegetasjonen i Gutulia et varmere klima som bidrar til raskere nedbrytning av næringsstoffer i jord. Dette fører til økt biomasseproduksjon i feltsjikt av karsporeplanter, urter og graminider, som igjen gir mindre lystilgang til bakken, med tilbakegang av lyskrevende arter som levermoser og lav. Frost og angrep av patogene sopper kan forklare noe av tilbakegangen av blåbær fra 2013 til 2018. Etasjemose øker i mengde da den begünstiges av et varmere klima og lengre vekstsesong.

3.3 Endringer i Dividalen 1993–2018

3.3.1 Miljøendringer

Området i Dividalen (**figur 3.15**) har vært overvåket for endringer i bakkevegetasjon siden 1993. Det har tidligere vært større bjørkemålerangrep i lia utenfor overvåkingsfeltene, der skog har dødd ut, men i selve feltene er det få tegn på at tidligere bjørkemålerangrep har ført til tap av trær. I 2014 ble det i bjørkemålerovervåkingen registrert til dels større angrep innen feltene (se kapittel 7), men senere år har det ikke vært tegn til angrep. Etablering av trevekster er imidlertid liten, som i alle TOV-feltene. Området har over lengre tid vært påvirket av beite fra tamrein, men det finnes ikke tilgjengelige data på antall beitende dyr (kap. 2.3). Trolig er beitetrykket lavt.

Endringer i klima og vekstsesong

I Dividalen har det i TOV-perioden vært en signifikant økning i middeltemperaturen om høsten, men ikke sommerstid (kap. 2.2). Vekstsesongens lengde viste ingen signifikant økning. Temperatursummen viste imidlertid en klar økende tendens. Det er dermed grunn til å anta at klimaet har blitt noe varmere.

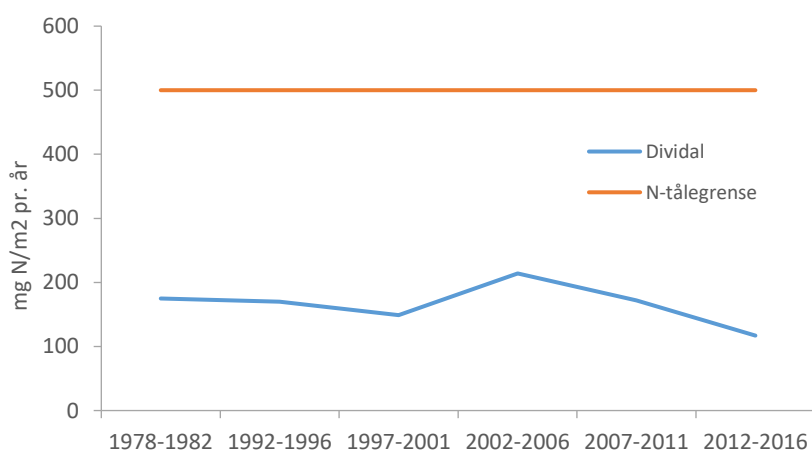
Dividalen er relativt nedbørfattig, men det har i TOV-perioden vært en signifikant økning i sommernedbør. Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste også en signifikant økning, og det er en tendens til økning i antall dager med nedbør i samme periode. Det er dermed grunn til å anta at jordsmonnet kan ha blitt noe fuktigere, men dette kan motvirkes av et varmere klima med økt fordampning fra jordsmonnet.



Figur 3.15 Fjellbjørkeskog i Dividalen 2018. Foto: Mari Jokerud.

Endringer i nitrogenbelastning

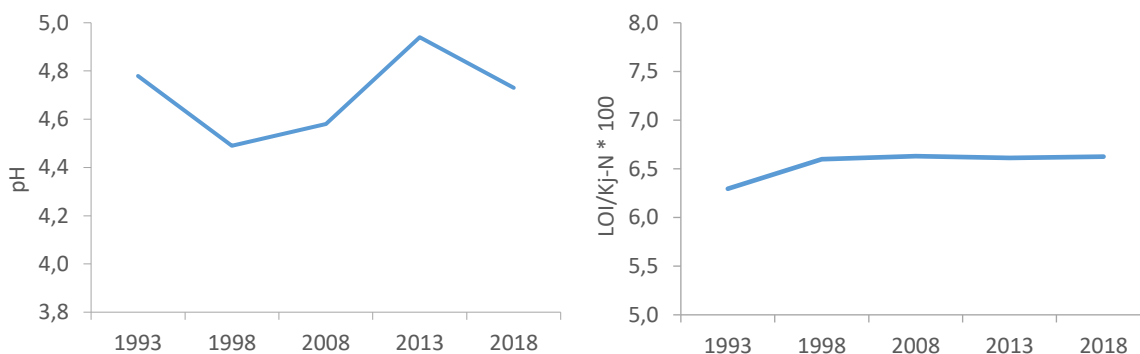
Figur 3.16 viser den totale nitrogenavsetningen i Dividalen gjennom overvåkingsperioden, basert på data fra norske målestasjoner (Tørseth & Semb 1997, Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006, 2008, 2012, 2017). Avsetningen har vært lav i hele overvåkingsperioden og vist en svak nedgang de siste 10 årene, fra ca. 200 mg N/m² pr. år til ca. 100 mg N/m² pr. år. Nitrogenavsetningen har hele tiden ligget godt under tålegrensen for fattige boreale løvskoger på 500 mg N/m² pr. år (Bobbink & Hettelingh 2011, Austnes et al. 2018).



Figur 3.16 Total nitrogenavsetning i Dividal og tålegrensen for fattig boreal løvskog.

Endringer i jordsmonn

pH i øvre jordlag har variert noe mellom analyseårene og viser ingen klar utviklingstrend (**figur 3.17**). Det er imidlertid store forskjeller i pH mellom feltene (4,0–5,3 i 2018), da øvre del av lia har rikere bergarter. Forholdet mellom glødetap (indikasjon på karboninnhold) og total nitrogen i jord, LOI/N (**figur 3.18**), viser liten variasjon gjennom overvåkingsperioden, noe som indikerer en stabil mineralisering av nitrogen i jordsmonnet, dvs. at nedbrytningshastigheten av organisk nitrogen til nitrogenkomponenter som er tilgjengelig for plantene, ikke har endret seg. Målingene av tilgjengelig NO_3^- er særdeles lave og ligger under deteksjonsgrensen for nitratanalysen. NH_4^+ målingene er bare utført to ganger (i 2013 og 2018) og viser ingen trend over tid.



Figur 3.17 pH-endringer i jord i Dividalen fra 1993 til 2018. Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i 1993 til 2013 og ti prøver i 2013 og 2018.

Figur 3.18 Endring i forholdstallet glødetap delt på nitrogen (et uttrykk for hvor mye nitrogen som er tilgjengelig for opptak i plantene, dess lavere verdier dess mer tilgjengelig N). Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i Dividalen i 1993 til 2013, ti prøver i 2013 og 2018.

3.3.2 Vegetasjonsendringer

Endringer i antall arter

Dividalen har høyest artsdiversitet av alle TOV-feltene, noe som skyldes innslag av rik berggrunn i deler av området. Totalt har det vært registrert ca. 180 arter/taxa fra 1993 til 2018. De fleste artene gjenfinnes hvert analyseår, men antall arter varierer noe mellom år (**tabell 3.6**). Dette skyldes i hovedsak forekomster av svært lavfrekvente arter som enten kan oversees eller har blitt borte underveis, mens nye arter kommer til.

Arter som har forsvunnet fra analyseflatene i Dividalen i løpet av overvåkingsperioden, er vedvekstene småtranebær, lappvier, rogn; urtene/karsporeplantene hundekjeks, åkersnelle, dverg-snelle, kildemjølke, mjøddurt, kranskonvall, rød jonsokblom, grasstjerneblom; bladmosene bergsigd, blanksigd, matteflette, stjernetornemose, brembinnemose, bekkerundmose; levermosene rødpistremose, piskflik, rødmuslingmose, storhoggtann; og lavene traktlav, gulskjerpe, gulskinn og flere åreneverarter.

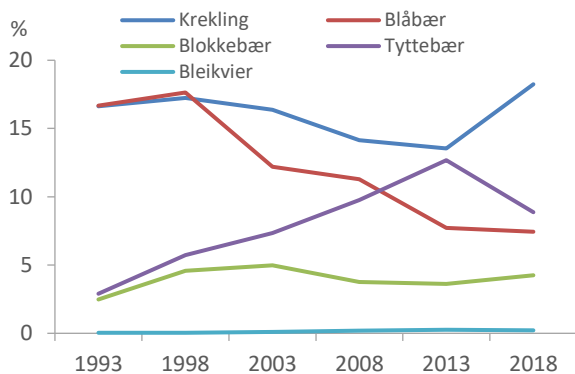
Tabell 3.6 Antall arter av ulike artsgrupper registrert i analyseflatene i Dividalen fra 1993 til 2018.

Artsgruppe	Antall arter					
	1993	1998	2003	2008	2013	2018
Lyng og busker	14	13	14	14	13	12
Urter og karsporeplanter	47	49	49	52	48	49
Graminider	17	15	16	16	17	18
Bladmoser	24	16	20	27	25	25
Levermoser	17	13	14	14	16	17
Lav	25	24	20	23	23	23
Totalt pr år	144	130	133	146	142	144

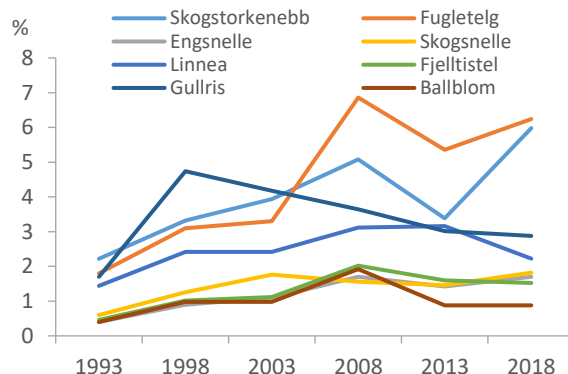
Endringer i mengde av arter

Det er en generell trend at urter og karsporeplanter øker i mengde fra 1993 til 2018, mens blåbær, store bladmoser, levermoser og lav avtar i mengde i samme tidsrom (**tabell 3.7** og **3.8**). Mens blåbær avtar, øker mengden av andre forvedede arter som blokkebær, tyttebær og bleikvier (**figur 3.19**). Krekling har økt betraktelig siste femårsperiode. Framgang av urter og karsporeplanter gjelder for skogstorkenebb, fugleteig, engsnelle, skogsnelle, linnea, fjelltistel, gullris og ballblom, se **figur 3.20**. Fjellartene fjellfiol, fjellgulaks, stivstar, fjellminneblom, setergråurt og bleikmyrkelegg har alle vist en signifikant tilbakegang fra 1993 til 2018 (**tabell 3.7** og **3.8**, **figur 21** og **22**).

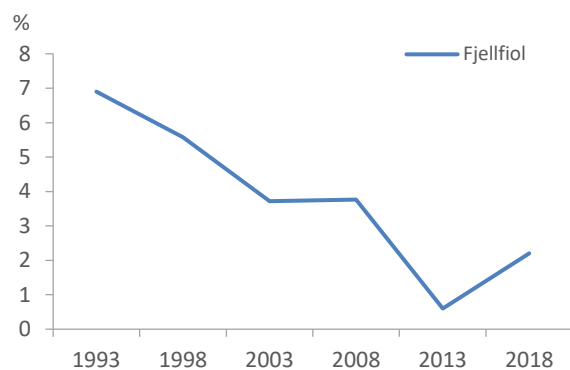
Noen av bladmosene som ribbesigd, etasjemose og sprikelundmose har vist tilbakegang, mens furumose har vist framgang fra 1993 til 2018 (**figur 3.23**). Levermosen gåsefot-skjeggmoser har gått betydelig tilbake (**figur 3.24**). De mest markante endringene har skjedd med lavartene, der så å si alle har gått signifikant tilbake (**figur 3.25** og **3.26**) og noen har også blitt borte (jf. over).



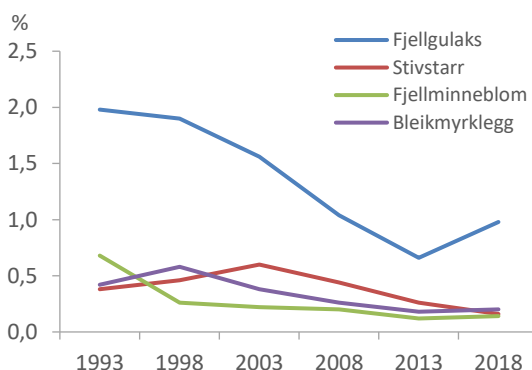
Figur 3.19 Endringer i gjennomsnittsdekning av lyngartene krekling, blåbær, blokkebær, tyttebær og bleikvier i Dividalen fra 1993 til 2018.



Figur 3.20 Endringer i gjennomsnittsdekning av karplantene skogstorkenebb, fugleteig, engsnelle, skogsnelle, linnea, fjelltistel, gullris og ballblom i Dividalen fra 1993 til 2018.



Figur 3.21 Endringer i gjennomsnittsdekning av fjellplanten fjellfiol i Dividalen fra 1993 til 2018.



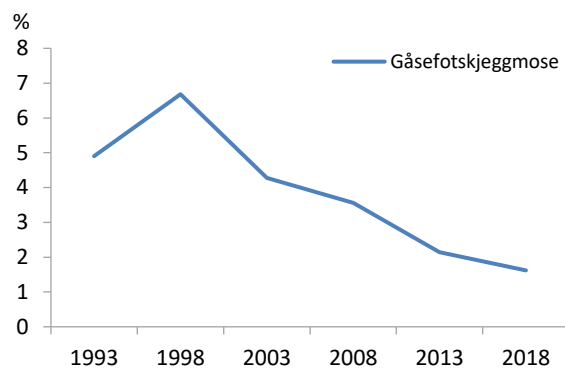
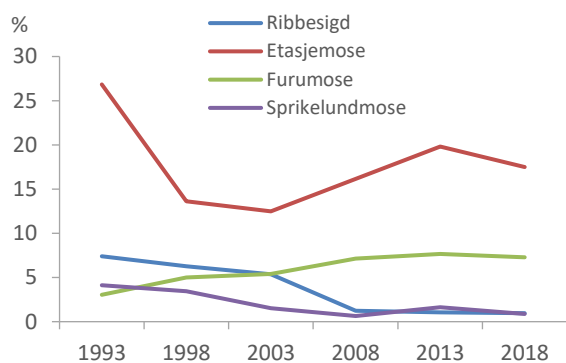
Figur 3.22 Endringer i gjennomsnittsdekning av fjellplantene fjellgulaks, stivstarr, fjellminneblom og bleikmyrkelegg i Dividalen fra 1993 til 2018.

Tabell 3.7 Arter som viser en signifikant endring i prosent dekning fra 1993 til 2018 og fra 2013 til 2018 i Dividalen. Snitt er gjennomsnitt prosent dekning for arten i 50 analyseflater i analyseåret. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, der V er estimatoren). $p \leq 0,05$ er uthevet. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. Rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. – betyr ingen endringer mellom år i alle flater.

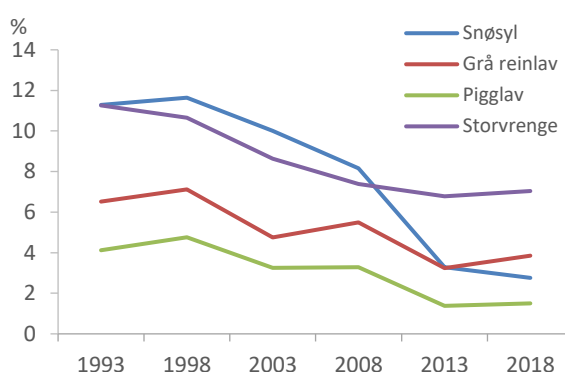
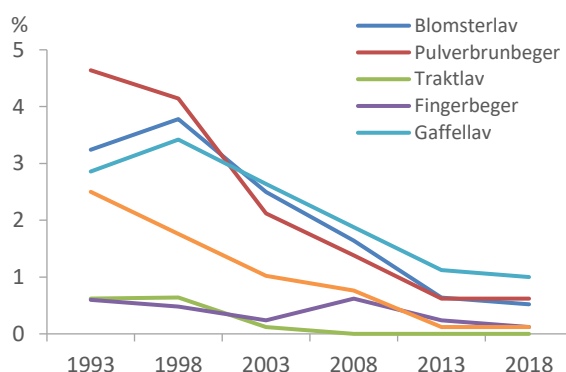
Arter	1993-2018				2013-2018			
	Snitt		V	p	Snitt		V	p
	1993	2018			2013	2018		
Lyng og busker								
Empetrum nigrum	16,62	18,24	326,5	0,527	13,54	18,24	65,0	0,000
Salix hastata	0,04	0,22	0	0,048	0,26	0,22	4,0	0,789
Vaccinium myrtillus	16,68	7,44	596,0	0,000	7,72	7,44	250,0	0,726
Vaccinium uliginosum	2,48	4,26	60,5	0,001	3,62	4,26	37,0	0,062
Vaccinium vitis-idaea	2,90	8,86	111,5	0,000	12,68	8,86	522,0	0,003
Urter								
Alchemilla glabra	0,40	0,84	0	0,034	1,02	0,84	16,5	0,734
Equisetum pratense	0,40	1,7	0	0,000	1,42	1,70	30,0	0,282
Equisetum sylvaticum	0,60	1,82	24,5	0,005	1,46	1,82	33,5	0,136
Geranium sylvaticum	2,22	5,98	8,0	0,000	3,38	5,98	30,5	0,006
Gymnocarpium dryopteris	1,80	6,24	16,0	0,013	5,36	6,24	35,0	0,285
Hieracium sec. Hieracium	0,06	0,3	0	0,002	0,24	0,30	0	0,149
Linnaea borealis	1,44	2,22	82,5	0,030	3,16	2,22	174,0	0,010
Myosotis decumbens	0,68	0,14	21,0	0,036	0,12	0,14	2,0	0,773
Pedicularis lapponica	0,42	0,2	127,5	0,008	0,18	0,20	4,0	0,850
Pyrola minor	0,20	0,18	42,	0,830	0,30	0,18	31,5	0,041
Ranunculus acris	0,74	0,3	28,	0,022	0,38	0,30	6,0	0,174
Saussurea alpina	0,46	1,52	9,5	0,007	1,60	1,52	35,0	0,894
Solidago virgaurea	1,70	2,88	19,5	0,000	3,02	2,88	139,0	0,694
Stellaria borealis	0	0,36	0	0,048	0,06	0,36	0	0,174
Trollius europaeus	0,40	0,88	2	0,016	0,88	0,88	7,5	0,598
Viola biflora	6,90	2,02	84,0	0,008	0,60	2,02	0	0,004
Graminider								
Anthoxanthum nipponicum	1,96	0,98	136,5	0,027	0,66	0,98	9,5	0,131
Carex bigelowii	0,38	0,16	50,5	0,015	0,26	0,16	3,0	0,371
Carex vaginata	0,60	1,22	19,0	0,000	1,22	1,22	33,5	1,000
Festuca ovina	0,26	0,46	16,5	0,035	0,44	0,46	12,0	0,777
Poa pratensis	1,26	0,42	88,0	0,028	1,08	0,42	42,0	0,022
Bladmoser								
Brachythecium salebrosum	0,42	1	47,0	0,265	1,76	1,00	45,0	0,009
Dicranum scoparium	7,40	0,96	305,0	0,000	1,04	0,96	38,5	0,627
Hylocomium splendens	26,84	17,5	419,0	0,004	19,80	17,5	231,5	0,157
Mnium spinosum	0,22	0,16	12,0	0,233	0,36	0,16	28,0	0,018
Pleurozium schreberi	3,04	7,28	106,0	0,003	7,66	7,28	137,5	0,228
Polytrichum commune	0,50	1,1	17,0	0,000	1,20	1,10	46,0	0,598
Sciuro-hypnum reflexum	4,12	0,86	97,5	0,033	1,64	0,86	39,0	0,054
Sciuro-hypnum starkei	2,88	0,52	105,5	0,170	0,96	0,52	47,0	0,044
Levermoser								
Barbilophozia lycopodioides	4,90	1,62	307,0	0,001	2,14	1,62	111,0	0,026
Lav								
Cladonia chlorophaea	0,24	0,04	55,0	0,002	0,04	0,04	0	-
Cladonia ecmocyna	0,28	0,18	15,0	0,037	0,18	0,18	0	-
Cladonia furcata	0,20	0,06	40,0	0,023	0,01	0,06	7,5	0,424
Cladonia sulphurina	0,12	0,02	15,0	0,037	0,02	0,02	0	-

Tabell 3.8 Arter som viser en signifikant endring i frekvens (% forekomst i 16 småruter) fra 1993 til 2018 og fra 2013 til 2018 i Dividalen. Snitt er gjennomsnitt frekvens for arten i 50 analyseflater i analyseåret. p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, der V er estimatoren). $p \leq 0,05$ er uthevet. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. Rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. – betyr ingen endringer mellom år i alle flater.

Arter	1993-2018				2013-2018			
	Snitt		V	p	Snitt		V	p
	1993	2018			2013	2018		
Lyng og busker								
<i>Empetrum nigrum</i>	71,20	60,20	283,5	0,006	56,80	60,20	19,0	0,021
<i>Vaccinium myrtillus</i>	75,28	68,08	165,0	0,026	62,68	68,08	38,5	0,014
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	65,02	92,04	66,5	0,000	89,72	92,04	51,0	0,128
Urter og karsporeplanter								
<i>Cerastium fontanum</i>	6,66	4,76	48,5	0,180	1,52	4,76	0	0,014
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	59,30	47,80	144,0	0,050	44,70	47,80	25,5	0,008
<i>Equisetum pratense</i>	15,18	22,54	45,5	0,009	22,82	22,54	123,5	0,793
<i>Geranium sylvaticum</i>	22,80	29,58	9,5	0,001	27,02	29,58	42,5	0,063
<i>Hieracium sec. Hieracium</i>	0,36	3,66	0	0,002	4,02	3,66	27,5	0,592
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	21,82	14,84	261,5	0,186	10,62	14,84	61,5	0,036
<i>Myosotis decumbens</i>	9,24	5,40	34,0	0,029	3,40	5,40	2,5	0,223
<i>Omalotheca norvegica</i>	1,88	0,90	21,0	0,034	1,12	0,90	10,0	1,000
<i>Pedicularis lapponica</i>	15,42	4,12	218,5	0,000	3,98	4,12	7,5	1,000
<i>Ranunculus acris</i>	14,94	7,4	89,5	0,002	6,06	7,40	11,5	0,394
<i>Taraxacum sp.</i>	5,64	4,12	18,0	0,547	2,02	4,12	0	0,036
<i>Trientalis europaea</i>	27,96	19,00	239,5	0,039	14,70	19,00	69,0	0,064
<i>Trollius europaeus</i>	12,04	12,12	26,0	0,918	9,52	12,12	5,5	0,028
<i>Viola biflora</i>	24,50	23,26	11,5	0,343	11,28	23,26	8,0	0,010
Graminider								
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	28,64	18,06	167,0	0,000	17,80	18,06	47,0	0,753
<i>Carex bigelowii</i>	14,14	5,28	76,0	0,004	6,62	5,28	10,0	0,588
<i>Calamagrostis neglecta</i>	13,06	14,28	35,0	0,783	16,68	14,28	50,5	0,021
<i>Festuca ovina</i>	4,88	10,42	38,0	0,023	8,96	10,42	46,0	0,442
<i>Poa alpina</i>	2,62	1,90	15,0	0,933	4,40	1,90	43,0	0,017
<i>Poa pratensis</i>	19,04	10,16	75,0	0,042	15,66	10,16	45,0	0,083
Bladmoser								
<i>Brachythecium salebrosum</i>	6,52	11,64	30,0	0,052	15,92	11,64	58,5	0,026
<i>Dicranum scoparium</i>	36,28	23,56	450,0	0,001	21,32	23,56	123,0	0,184
<i>Mnium spinosum</i>	9,24	6,88	35,0	0,153	9,90	6,88	36,0	0,014
<i>Polytrichum juniperinum</i>	26,06	10,14	306,5	0,000	12,34	10,14	83,5	0,055
<i>Rhodobryum roseum</i>	8,16	7,76	28,5	0,959	10,14	7,76	49,5	0,027
Levermoser								
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	62,32	52,96	580,5	0,022	52,20	52,96	217,0	1,000
Lav								
<i>Cladonia chlorophaea</i>	4,64	0,62	78,0	0,002	0,62	0,62	0	-
<i>Cladonia arbuscula coll.</i>	9,90	3,86	36,0	0,014	4,62	3,86	18,5	0,106
<i>Cladonia bellidiflora</i>	3,24	0,52	21,0	0,036	0,64	0,52	1,0	1,000
<i>Cladonia ecmocyna</i>	11,28	2,76	91,0	0,002	3,28	2,76	11,5	0,343
<i>Cladonia rangiferina</i>	6,52	2,76	55,0	0,006	3,24	2,76	4,0	0,789
<i>Cladonia sulphurina</i>	2,50	0,12	21,0	0,036	0,12	0,12	0	-
<i>Nephroma arcticum</i>	11,26	7,04	72,0	0,011	6,78	7,04	2,0	0,345



Figur 3.23 Endringer i gjennomsnittsdekning av bladmosene ribbesigd, etasjemose, furu- og sprikelundmose i Dividalen fra 1993 til 2018. **Figur 3.24** Endringer i gjennomsnittsdekning av levermosen gåsefotskjeggmosen i Dividalen fra 1993 til 2018.



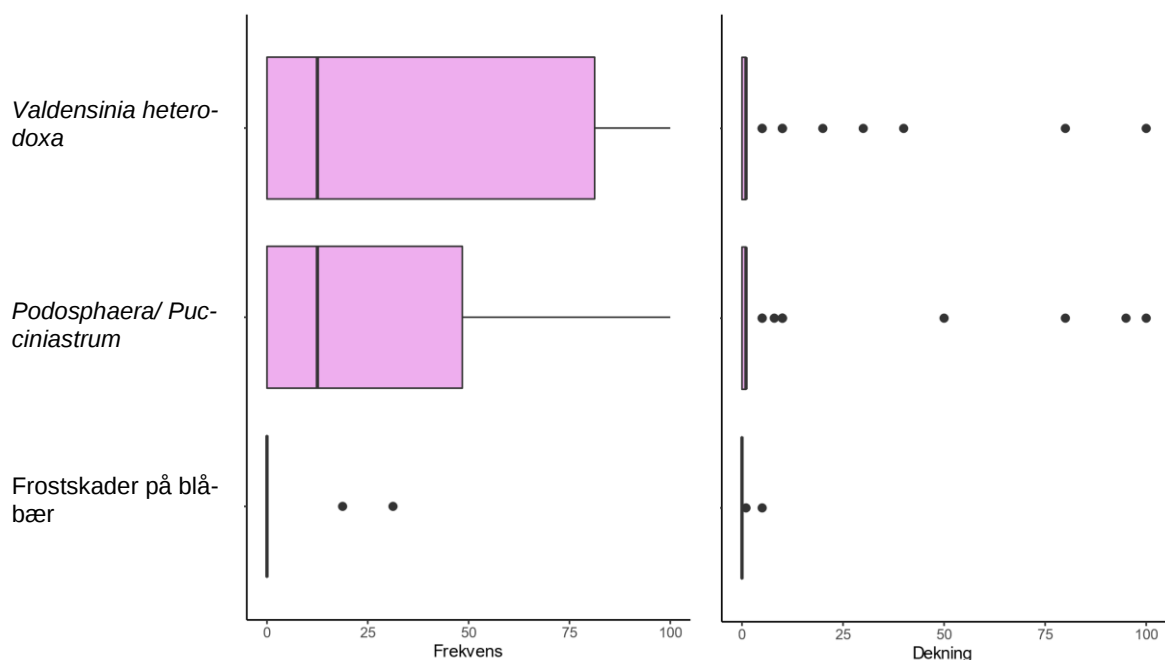
Figur 3.25 Endringer i gjennomsnittlig smårute-frekvens av lavene blomsterlav, pulverbrunbeger, traktlav, fingerbeger, gaffellav og fausk-lav i Dividalen fra 1993 til 2018. **Figur 3.26** Endringer i gjennomsnittlig smårute-frekvens av lavene snøsyl, grå reinlav, pigglav og storvreng i Dividalen fra 1993 til 2018.

Skader på blåbær og spor etter smågnagere

Det ble registrert tydelige skader på blåbær av soppene *Valdensinia heterodoxa* og gruppen *Podosphaera myrtilini/Pucciniastrum vaccinii* i de fleste analyseflatene ved frekvensmetodikk, men dekningen av skadde blader var lav. Mindre frostskaider ble kun registrert i et fåtall analyseflater (**tabell 3.9**, **figur 3.27**). Det ble ikke registrert spor etter smågnagere i noen av analyseflatene.

Tabell 3.9 Skader på blåbær og spor etter smågnagere i Dividalen i 2018. Frekvens- og dekningsdata fra 50 analyseflater. 1/2/3.kvartil angir henholdsvis 1., 2. (median) og 3. kvartil.

	Blåbærskader				Smågnagere		
	Frost	<i>Podosphaera Pucciniastrum</i>	<i>Valdensinia heterodoxa</i>	Beite smågnagere	Avføring	Beite moser	Gangerhull
Frekvens							
Snitt (SD)	1,0 (5,1)	27,6 (35,2)	37,0 (39,8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1/2/3.kvartil	0/0/0	0/12,5/48,3	0/12,5/81,3	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Dekning							
Snitt (SD)	0,1 (0,7)	8,0 (22,7)	6,7 (18,9)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1/2/3.kvartil	0/0/0	0/1,0/1,0	0/1,0/1,0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0



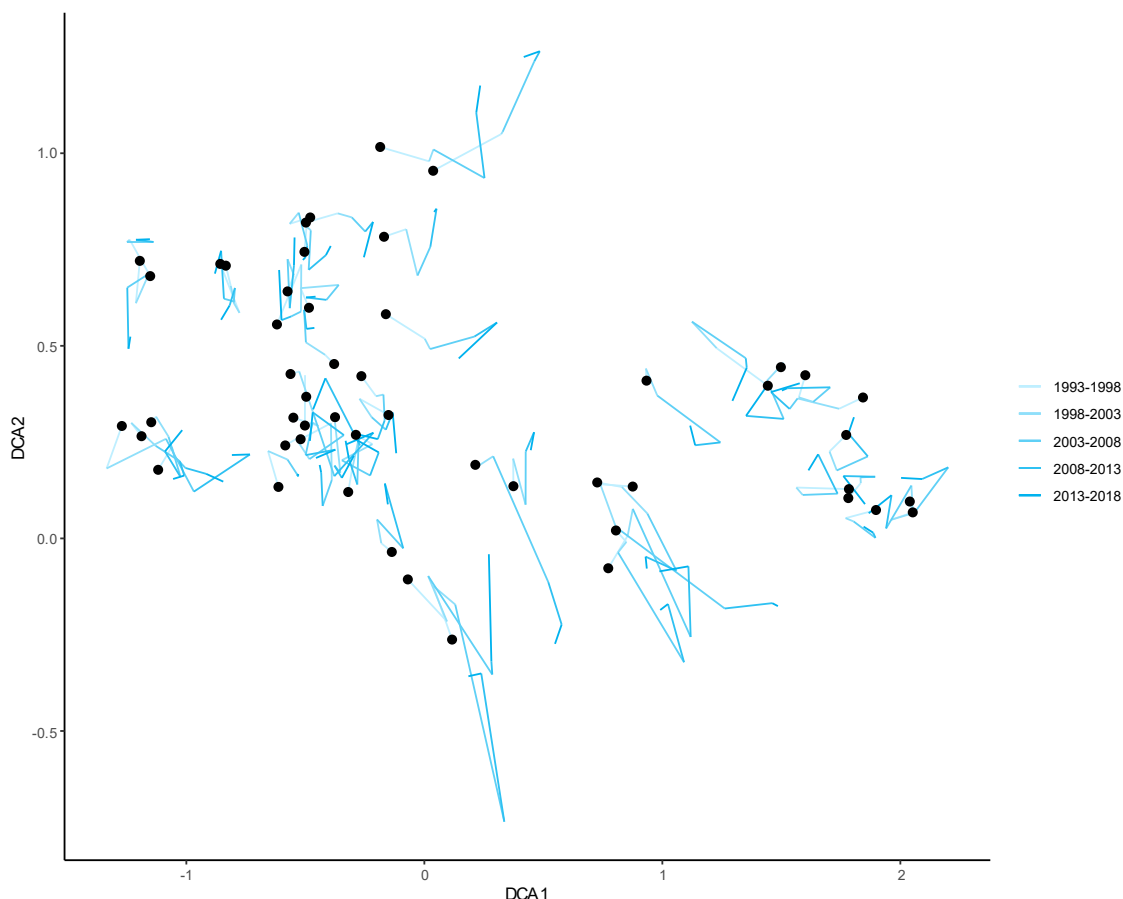
Figur 3.27 Boksplott av skader på blåbær i Dividalen 2018, ved henholdsvis frekvensdata (venstre) og dekningsdata (høyre) av variablene. Boksenes bredde strekker seg fra første kvartil til tredje kvartil. Den tykke, vertikale, svarte streken er medianen. Haler (horisontal strek) representerer den laveste og/eller høyeste verdien definert av første kvartil minus 1,5 ganger kvartilområdet og tredje kvartil pluss 1,5 ganger kvartilområdet (Tukey plott). Avvik utenfor dette området er representert som punkter.

Endringer i artssammensetning

Det er en signifikant forflytning av analyseflater langs DCA-akse 1 ($p = 0,001$) der 34 flater flytter seg mot høyere ordinasjonsskår, mens 16 flytter seg mot lavere verdier (**tabell 3.10** og **figur 3.28**). Forflytninger langs DCA-akse 2, 3 og 4 er imidlertid ikke signifikante. Analyseflatenes skår langs aksene er avhengig av hvilke arter som vokser sammen i flatene, samt artenes mengde, og aksene reflekterer økologiske gradienter i de ulike feltene. DCA-akse 1 er en gradient fra dvergbjørk/lavhei, via blåbær-/kreklingsdominert lyngvegetasjon til høgstaudevegetasjon. Det er dermed tydelig at det har skjedd en mer eller mindre rettet endring av markvegetasjonens sammensetning fra 1993 til 2018 mot en mer frodig vegetasjon.

Tabell 3.10 Forflytning av analyseflater langs de fire første DCA-aksene for perioden 1993-2018 (ordinasjon av 50 analyseflater (n) fra seks analysetidspunkter) basert på frekvensdata fra Dividalen. $n+$ og $n-$ antall analyseflater med henholdsvis høyere og lavere ordinasjonsskår i 2018 enn i 1993. M angir middel av analyseflatenes ordinasjonsskår. p er sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p < 0,05$ er uthevet).

	Forflytning 1993-2018					
	n	$n+$	$n-$	$M-1993$	$M-2018$	p
DCA-akse 1	50	34	16	-0,225	-0,204	0,001
DCA-akse 2	50	20	30	0,306	0,255	0,127
DCA-akse 3	50	22	28	-0,002	-0,050	0,517
DCA-akse 4	50	16	34	0,022	0,016	0,142

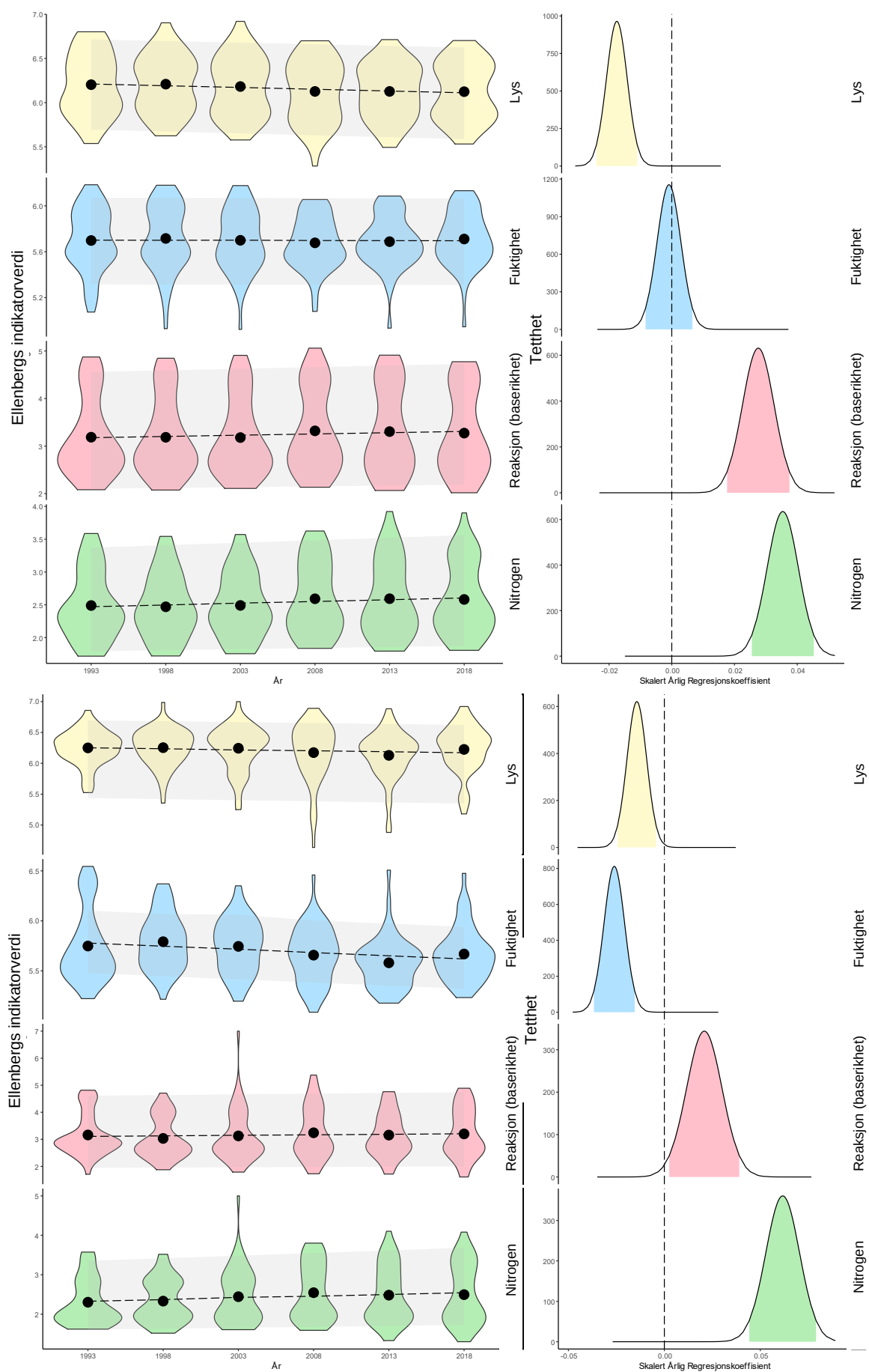


Figur 3.28 DCA-ordinasjon av overvåkingsflatene i Dividalen basert på frekvensen av arter i 50 analyseflater i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018. Figuren viser forflytning av flatenes DCA-skår fra oppstart i 1993 til 2018, med flatenes posisjon i 1993 vist som punkter.

Endringer i Ellenbergs indikatorverdier

Analysene av Ellenbergs indikatorverdier viser en signifikant tilbakegang for Ellenberg lys fra 1993 til 2018 og en signifikant framgang for baserikhet og nitrogen i samme tidsrom. Dette gjelder for både bruk av frekvens- og prosent dekningsdata (**figur 3.29**). Mens frekvensdatasettet ikke viser endring for Ellenberg fuktighet, viser prosent dekningsdatasettet en signifikant tilbakegang. Dette indikerer at arter som krever mye lystilgang, har gått tilbake, mens næringskrevende arter har gått fram, særlig de som foretrekker nitrogen. Samtidig har det trolig over tid blitt tørrere vokseforhold for artene.

Figur 3.29 (neste side) Estimert årlig endring i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen i Dividalen fra 1993 til 2018 ved bruk av henholdsvis frekvensdata (øverst) og dekningsdata (nederst Venstre kolonne: Fiolinfigurer av tetthetene av Ellenbergs indikatorverdier observert i flatene hvert år. Den stiplede linjen representerer modellprediksjonens gjennomsnitt og det grå området er prediksjonens 95% sannsynlighetsintervall (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Høyre kolonne: Figurene viser en 'posterior'-tetthet av de årlige regresjonskoeffisientene av Ellenbergs indikatorverdier (et mål på den relative sannsynligheten for hver regresjonskoeffisient). De fargede områdene er 95% sannsynlighetsintervallet (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Den stiplede null-linjen representerer verdien der ingen endring i tid er oppdaget. Fordeling på høyre side av null-linjen viser økning i Ellenbergverdi, på venstre side nedgang. Hvis hele intervallet ikke krysser null-linjen, kan resultatet anses som 'signifikant'.



3.3.3 Oppsummering og konklusjon

1. En økende temperatursum sammen med en signifikant økning av middeltemperaturen om høsten indikerer en utvikling mot et varmere klima.
2. Det har ikke skjedd endringer i jordsmonnet som indikerer endret næringstilgang til plantene.
3. Blåbær viser en betydelig tilbakegang i overvåkingsperioden, mens tyttebær øker i mengde.
4. Karsporeplanter og urter øker i mengde.
5. Fjellplanter går tilbake.
6. Bunnslaget viser en generell tilbakegang av bladmoser, levermoser og lav.
7. DCA-ordinasjon viser at artssammensetningen har endret seg signifikant langs hovedgradienten (DCA-akse 1).
8. Endringer i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen tyder på tilbakegang av lyskrevende arter og fuktighetskrevende arter, mens næringskrevende arter, særlig de med krav til nitrogen, øker i mengde.

Trolig skyldes endringen av vegetasjonen i Dividalen en utvikling mot et varmere klima. Jordsmonnet er relativt rikt fra før og påvirkes lite av svakt høyere temperaturer. Et varmere klima gir imidlertid økt biomasseproduksjon i feltsjiktet av bregner, urter og flere graminider. Dette gir mindre lystilgang til bakken med tilbakegang av lyskrevende arter som bladmoser, levermoser og lav, men også blåbær kan påvirkes negativt ved endrede konkurranseforhold. I tillegg bidrar angrep av patogene sopper til blåbærs tilbakegang. Tilbakegangen av fjellarter kan forklares med at de er konkurransesvake og foretrekker mer åpen vegetasjon med høyere lystilgang.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Gutulia i 1993–2018

Plantearter registrert i en eller flere av de 50 analyseflatene (1 m²) i bjørkeskog i Gutulia.

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
Lyng og dvergbusker		Bladmoser (forts.)	
<i>Andromeda polifolia</i>	Kvitlyng	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
<i>Arctous alpinus</i>	Rypebær	<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	Glans-/Flakjamnemoser
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemoser
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemoser
<i>Juniperus communis</i>	Einer	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjørmoser
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmoser
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmoser
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Rhytidadelphus squarrosus/subpinnatus</i>	Eng-/Fjørkransmoser
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (Skinntryte)	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmoser
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmoser
Urter og karsporeplanter		<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmoser
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmoser
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmoser
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmoser
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Splachnum rubrum</i>	Raudmøkkmoser
<i>Hieracium sec. Hieracium</i>	Skogsvæver	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmoser
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	Beitesvæver	Levermoser	
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmoser
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmoseslekta
<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemoser
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengjeveng	<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsemoseslekta
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremoseslekta

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn	<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie (smørblom)	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoseslekta
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
Gras og halvgras		<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Tritomaria quinquedentata</i>	Storhoggtann
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	Fjellgulaks	Busklav	
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstorr	<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	Lys reinlav/Fjellreinlav
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstorr	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Carex vaginata</i>	Slirestorr	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	<i>Cladonia coccifera</i>	Grynødbeger
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Cladonia coccifera</i> coll.	Rødbeger
<i>Melica nutans</i>	Hengjeaks	<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl
<i>Milium effusum</i>	Myskegras	<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
Bladmoser		<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	<i>Cladonia macrophylla</i>	Trevlelav
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Buxbaumia aphylla</i>	Brunsko	<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Cladonia strepsilis</i>	Polsterlav
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Cladonia sulphurina/deformis</i>	Fausklav/Begerfausklav
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav

Vedlegg 3.2 Planter registrert i Dividalen i 1993–2018

Plantearter registrert i en eller flere av de 50 analyseflatene (1 m²) i bjørkeskog i Dividalen.

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
Lyng og dvergbusker		Gras og halvgras (forts.)	
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	<i>Poa alpina</i>	Fjellrapp
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	<i>Poa pratensis</i>	Engrapp
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	<i>Poa</i> sp.	Rappslekta
<i>Juniperus communis</i>	Einer	<i>Trisetum spicatum</i>	Svartaks
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	Småtranebær	Bladmoser	
<i>Phyllocladus caerulea</i>	Blålyng	<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose
<i>Salix caprea</i>	Selje	<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose
<i>Salix glauca</i>	Sølvvier	<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta
<i>Salix hastata</i>	Bleikvier	<i>Bryum</i> sp.	Vrangmoseslekta
<i>Salix lapponum</i>	Lappvier	<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
<i>Salix myrsinifolia</i>	Svartvier	<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
<i>Salix phylicifolia</i>	Grønvier	<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkbær (Skinntryte)	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Mnium stellare</i>	Stjernetornemose
Urter og karsporeplanter		<i>Philonotis fontana</i>	Teppekjeldemose
<i>Alchemilla glabra</i>	Glattmarikåpe	<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	Broddfagermose
<i>Alchemilla glomerulans</i>	Kjeldemarikåpe	<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemose
<i>Alchemilla vulgaris</i> coll.	Marikåper	<i>Plagiothecium laetum/denticulatum</i>	Glans-/Flakjamnemose
<i>Antennaria dioica</i>	Kattefot	<i>Plagiothecium</i> sp.	Jamnemoseslekta
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Hundekjeks	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Astragalus alpinus</i>	Setermjelt	<i>Pohlia cruda</i>	Opalnikke
<i>Bartsia alpina</i>	Svarttopp	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemoseslekta
<i>Botrychium lunaria</i>	Marinøkkel	<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose
<i>Cerastium alpinum</i>	Fjellarve	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
<i>Cerastium fontanum</i>	Skogarve	<i>Polytrichastrum longisetum</i>	Brembinnemose
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose
<i>Cirsium heterophyllum</i>	Kvitbladtistel	<i>Polytrichum piliferum</i>	Rabbekbjørnemose
<i>Coeloglossum viride</i>	Grønkurle	<i>Polytrichum</i> sp.	Bjørnemose
<i>Diphasiastrum complanatum</i> ssp. <i>complanatum</i>	Vanleg skogjamne	<i>Rhizomnium magnifolium</i>	Storrundmose
<i>Epilobium alsinifolium</i>	Kjeldemjølke	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Epilobium hornemannii</i>	Setermjølke	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Equisetum arvense</i>	Åkersnelle	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Equisetum palustre</i>	Myrsnelle	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmose
<i>Equisetum pratense</i>	Engsnelle	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Equisetum scirpoides</i>	Dvergsnelle	<i>Sphagnum rubellum</i>	Raudtorvmose
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	<i>Timmia austriaca</i>	Raudsliremose
<i>Equisetum variegatum</i>	Fjellsnelle	<i>Tortula muralis</i>	Murtustmose
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt	Levermoser	
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Hieracium alpinum</i> agg.	Fjellsvæver	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser
<i>Hieracium</i> sec. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåseføtskjeggmoser
<i>Hieracium</i> sp.	Svæveslekta	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	Beitesvæver	<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmoseslekta
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsmose
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsmoseslekta
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Cephaloziella rubella</i>	Raudpistremose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremoseslekta
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Bekkeblonde
<i>Myosotis decumbens</i>	Fjellminneblom	<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrøn	<i>Leiocolea heterocolpos</i>	Piskflik
<i>Pedicularis lapponica</i>	Bleikmyrklegg	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoseslekta
<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn	<i>Mylia taylorii</i>	Raudmuslingmose
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie (smørblom)	<i>Pellia epiphylla</i>	Flikvårmose
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Rubus saxatilis</i>	Tågebær (teiebær)	<i>Scapania irrigua</i>	Sumptvibladmose
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	<i>Scapania</i> sp.	Tvibladmoseslekta
<i>Saussurea alpina</i>	Fjelltistel	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Selaginella selaginoides</i>	Dverglamne	Busklav	
<i>Silene dioica</i>	Raud jonsokblom	<i>Cetraria ericetorum</i>	Smal islandslav
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
<i>Stellaria borealis</i>	Fjellstjerneblom	<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	Lys reinlav/Fjellreinlav
<i>Stellaria graminea</i>	Grasstjerneblom	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Stellaria nemorum</i>	Skogstjerneblom	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
<i>Taraxacum croceum</i> agg.	Fjell-løvetenner	<i>Cladonia chlorophaea</i>	Pulverbrunbeger
<i>Taraxacum</i> sp.	Løvetannselekta	<i>Cladonia coccifera</i>	Grynødbeger
<i>Thalictrum alpinum</i>	Fjellfrøstjerne	<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Trollius europaeus</i>	Ballblom	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Veronica alpina</i>	Fjellveronika	<i>Cladonia ecmocyna</i>	Snøsyl
<i>Veronica alpina</i> ssp. <i>alpina</i>	Vanleg fjellveronika	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Viola biflora</i>	Fjellfiol	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
Gras og halvgras		<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Anthoxanthum nipponicum</i>	Fjellgulaks	<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav
<i>Calamagrostis lapponica</i>	Finnmarksrørkvein	<i>Cladonia uncialis</i>	Piggklav
<i>Calamagrostis neglecta</i>	Smårrørkvein	<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogrrørkvein	<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstorr	<i>Lobaria linita</i>	Fjellnever
<i>Carex nigra</i> var. <i>nigra</i>	Vanleg slåtestorr	<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge
<i>Carex vaginata</i>	Slirestorr	<i>Peltigera aphthosa</i>	Grønnever
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Peltigera canina</i>	Bikkjenever
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	<i>Peltigera degenii</i>	Blank bikkjenever
<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv	<i>Peltigera malacea</i>	Mattnever
<i>Luzula multiflora</i> ssp. <i>frigida</i>	Seterfrytle	<i>Peltigera polydactylon</i>	Fingnever
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Peltigera rufescens</i>	Brunnever
<i>Milium effusum</i>	Myskegras	<i>Peltigera</i> sp.	Årenever
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	<i>Stereocaulon paschale</i>	Vanlig saltlav

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2018

Rune Halvorsen, Harald Bratli og Anders K. Wollan

Overvåking av markvegetasjonen i gran- og furuskog har pågått i Solhomfjell-området siden 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Overvåkingen i Solhomfjell ble i 2001 samorganisert med tilsvarende overvåking i regi av NIJOS (seinere Norsk institutt for skog og landskap og NIBIO) i granskog og NINA i bjørkeskog. Fra 2004 har alle disse vegetasjonsovervåkingsaktivitetene vært del av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV).

De tre overvåkingsaktivitetene for markvegetasjon som nå er samlet i TOV, var i utgangspunktet basert på ulike metoder for plassering av prøveflater (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Bakkestuen et al. 2010), men er seinere samordnet med sikte på å maksimere sammenliknbarhet (f.eks. T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b). Undersøkelsen i Solhomfjell skiller seg imidlertid (fortsatt) fra undersøkelsene i de øvrige områdene som inngår i TOV på tre måter: (1) Prøveflatene er plassert langs transekter i stedet for i 50-m² makroruter. (2) I tillegg til å utspenne den lokale komplekse miljøgradienten kalkinnhold (mineralnæringsinnhold; KA i NiN-terminologi, jf. Halvorsen et al. 2015), fra kalkfattig via intermediær til (svakt) kalkrik, favner Solhomfjell-materialet hele uttørkingsfare-gradienten (UF i NiN) fra frisk, blåbærdominert granskog, inkludert fuktmarksutforminger [se R. Økland & Eilertsen (1993) og T. Økland (1996) for definisjon av begrepet 'blåbærdominert granskog'] via bærlyngskog (blandingsskog av gran og furu) og furu-dominert lyngskog, til svært tørkeutsatt, furu-dominert lavskog. Flater med svak kildevannspåvirkning (KI; overganger mellom lågurtskog og høgstaudeskog) inngår også. (3) Prøveflateantallet er 100 (et utvalg av de 200 flatene som opprinnelig ble plassert og analysert i 1988 og 1993) og ikke 50 flater som i de andre TOV-områdene.

Vegetasjonen i prøveflatene i Solhomfjell ble første gang analysert i 1988. Deretter har 100 flater blitt analysert hvert 5. år: i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og foreløpig siste gang i 2018. 50 av prøveflatene ble dessuten analysert hvert år mellom 1988 og 1993, samt i 1995. I 1988 og 1993 ble grundige registreringer av økologiske forklaringsvariabler registrert i tilknytning til hver av de 200 analyserte prøveflatene. For å identifisere hovedgradienter i artssammensetning og å relatere disse til komplekse miljøgradienter, ble det foretatt en vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av datamaterialet innsamlet i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). De årlige undersøkelsene av vegetasjon fram til og med 1993 dannet grunnlag for undersøkelser av artenes persistens (R. Økland 1995a, 1995b). Gjenanalysedatasettet fra 1993 ble også grundig analysert med hensyn til endringer i vegetasjon og miljøvariabler (R. Økland 1995c, 1995d, R. Økland & Eilertsen 1996). Seinere gjenanalyser er, med unntak av datamaterialet som ble samlet inn i 1998, og som er grunnlag for artikkelen T. Økland et al. (2004a), rapportert i enklere form (R. Økland 1997a, R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009b, 2014). I denne rapporten oppsummeres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Solhomfjell-området 1988–2018, med særlig vekt på femårsperioden 2013–18.

Parallelt med vegetasjonsundersøkelsen har det siden 1990 blitt gjennomført populasjonsbiologiske undersøkelser av etasjemose i granskog i Solhomfjell og i seks andre overvåkingsområder (R. Økland 1995e). Disse undersøkelsene blir rapportert i kapittel 7.

4.1 Metoder

Områdebeskrivelse

Overvåkingsområdet Solhomfjell ligger i Gjerstad kommune i Aust-Agder (8°49'–50' E, 58°57' N; UTM 32V MK 88–91 35, 350–475 m o.h.); i den sørboreale vegetasjonssonen og den klart oseaniske vegetasjonsseksjonen (Moen 1998, Bakkestuen et al. 2008; se også R. Økland &

Eilertsen 1993). Undersøkelsesområdet klima, geologi, topografi og plantegeografiske plassering er grundig beskrevet av R. Økland & Eilertsen (1993). Se også kapittel 2.1.

Utvalgsmetodikk

Hovedtrekkene i prøveflateplassering og dataanalysemetoder følger et konsept beskrevet i detalj i Lawesson et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a, 2004b). I Solhomfjell ble først åtte transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen langs de antatt viktigste lokale miljøgradientene. Posisjoner for 100 storflater á 16 m² ble så valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble det plassert to mindre flater, hver på 1 m², i faste posisjoner. Én flate i hver storflate, til sammen 100 flater, er analysert minst sju ganger (1988, 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018). Noen flater er analysert enda flere ganger, mens de resterende 100 flatene ikke er analysert etter 1993. De 100 prøveflatene som er analysert sju ganger, ble, på grunnlag av ordinasjonsanalyser av artssammensetningen i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993), fordelt på to relativt klart separerte grupper; ei 'granskogsgruppe' med 61 flater (blåbærskog, lågurtskog, inkludert svak lågurtskog, og overganger til storbregne- og høgstaudeskog) og ei 'furuskogsgruppe' med 39 flater (bærlyng-, lyng- og lavfuruskog). Grensa mellom disse gruppene trekkes gjennom bærlyngskogen, og delsettene har derfor ingen spesifikk NiN-karakteristikk. Fordelingen på to deldatasett (som for noen analyser igjen er delt i to) er videreført her for å opprettholde sammenliknbarhet mellom årets og tidligere års resultater.

Artsregistrering

Ved alle analysetidspunkter er forekomst/fravær av alle arter av karplanter, moser og makrolav notert i hver av 16 småruter i hver av de 100 flatene. Karplanter ble registrert som til stede fra og med det stadiet der nye planteindivider hadde fått minst ett ordinært blad (i tillegg til frøblad). Som mål på artsmengde ble smårutefrekvens, angitt som antall småruter en art ble observert i, benyttet (mengdeskala: 0–16). Fra 1993 har også prosent dekning (subjektivt estimert) blitt registrert for hver art (som et tilleggsmål på mengde) og totalt for alle kryptogamer (i 1993 og 1998 bare for et utvalg på 50 flater) som mål på bunnsjiktets vitalitet. Artsregistreringene i 2018 ble utført i midten av juni og begynnelsen av juli, av Rune Halvorsen, Harald Bratli og Anette Edvardsen.

Registrering av miljøvariabler, treinnflytelse og klima

Ved første gangs analyse i 1988 ble 33 miljøvariabler (topografi, treinnflytelse, jordkjemi og jordfysikk m.m.) registrert i tilknytning til hver av de 200 flatene (R. Økland & Eilertsen 1993). Miljøvariabeldataene ble benyttet til tolkning av sammenhenger mellom gradienter i artssammensetning, identifisert ved DCA- og LNMDS-ordinasjon, og lokale komplekse miljøvariabler (R. Økland & Eilertsen 1993). Fordi tidsserier av jordvariabler viser stor variabilitet på fin romlig skala og gjennom året (Skjellberg 1991), er store datamengder og lange tidsserier nødvendig for sikker påvisning av endringer (R. Økland et al. 2000). Jordprøver er derfor ikke analysert etter 1993. Anders K. Wollan har registrert tresjiktsegenskaper i de 100 utvidete storflatene á 64 m² (16 m²-storflatene utvidet 2 m i alle retninger) etter samme metodikk som ved tidligere analysetidspunkter (jf. R. Økland & Eilertsen 1993, R. Økland & Nordbakken 2004).

Som klimavariabler er benyttet interpolerte verdier fra Meteorologisk institutt, sammenstilt i kapittel 2.2.

Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data fra første gangs analyse i 1988

Til grunn for analyser av vegetasjonsendringer i Solhomfjell ligger DCA-ordinasjonen (Hill 1979) av datasettet med smårutefrekvenser for de 171 artene som ble observert i de 200 flatene som ble analysert i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Denne DCA-ordinasjonen ble utført med programmet CANOCO versjon 3.12 (ter Braak 1987, 1990), med standardvalg bortsett fra at segmentdetrending og nedveining av arter med lavere frekvens i materialet enn medianfrekvensen (Eilertsen et al. 1990) ble benyttet. DCA-ordinasjonen ble bekreftet (R. Økland 1996, van Son & Halvorsen 2014) ved påvisning av sterk overensstemmelse mellom DCA-aksene og aksene i en parallell LNMDS-ordinasjon (Minchin 1987), utført med programmet DECODA versjon 2.01 (Minchin 1990). DCA-aksene 1 og 2 ble tolket økologisk ved bruk av flere tolkningshjelpemidler

hvorav det viktigste var beregning av Kendalls ikke-parametriske korrelasjonskoeffisienter τ mellom flatenes skårer langs aksene og miljøvariablene (R. Økland & Eilertsen 1993).

DCA-akse 1 i ordinasjonen av 200 flater analysert i 1988 var relatert til topografi (på grov skala) og skilte granskog fra furuskog. I granskogen avtok pH og humuslagets innhold av næringsstoffer fra lave til høyere skårer langs DCA-akse 1, mens jorddybden avtok og vegetasjonens preg av tørkeutsatthet økte langs denne akse i furuskog. På grunnlag av plassering langs DCA-akse 1 ble flatene fordelt på fire 'skogtyper' som avløser hverandre langs akse: (A1) Rikere granskog (DCA-akse 1, skårer $< 2,00$ S.D.-enheter), som etter Fremstad (1997) omfatter A1 vegetasjonstypene småbregneskog og fattigere deler av lågurtskog (A5 og B1). Type A1 forekommer i nedre del av lisider og i svake forsenkninger i terrenget. (A2) Fattigere granskog (DCA-akse 1, skårer mellom 2,00 og 3,25 S.D.-enheter), ligger i sin helhet innenfor vegetasjonstypen blåbærskog (A4) etter Fremstad. Type A2 finnes i plane til konkave lisider. (B1) Friskere furuskog (DCA-akse 1, skårer mellom 3,25 og 4,50 S.D.-enheter), omfatter bærlyngskog (A2) og røsslyng-blokkbærfuruskog (A3) i Fremstads system og finnes på rygger og konvekse lisider. (B2) Mer tørkeutsatt lavrik furuskog (DCA-akse 1, skårer $> 4,50$ S.D.-enheter), som hovedsakelig omfatter lavskog (A1) i Fremstads system og finnes på grunnlendte koller og rygger.

DCA-akse 2 gjenspeiler først og fremst variasjon i kryptogamvegetasjonen, fra veldrenerte voksesteder, f.eks. under trær (høye skårer), til voksesteder som vanligvis er relativt fuktige, mellom trær og i svake forsenkninger (lave skårer).

DCA-ordinasjon av 700 observasjonsenheter (100 flater i årene 1988, 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018)

Ny DCA-ordinasjon ble utført på smårutefrekvensdata for 176 arter i 700 observasjonsenheter (100 prøveflater $\times$ 7 analysetidspunkter). Programbiblioteket vegan (versjon 2.5.3; Oksanen et al. 2019) ble benyttet med R versjon 3.5.2 (Anonym 2018), med de samme parametervalgene som i ordinasjonen av 200 prøveflater analysert i 1988 (se over), med unntak for at mediannedveiing av arter ikke ble gjort. Pilotanalyser gjort tidligere (Halvorsen et al. 2014) viste at mediannedveiing hadde minimal innflytelse på resultatene. Kendalls ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient beregnet mellom skårer for de 100 1988-analysene langs tilsvarende akser i de to ordinasjonsanalysene, viste at de to førsteaksene var tilnærmet identiske (Kendalls $\tau = 0,9530$, $p < 0,0001$, $n = 100$). Også andreaksene var tilstrekkelig sterkt korrelert (Kendalls $\tau = 0,4193$, $p < 0,0001$, $n = 100$) til at de kan anses for, i hovedtrekk, å gi uttrykk for samme gradientstruktur (jf. Liu et al. 2008). Punktssvermenes form i de to ordinasjonene skilte seg på ett vesentlig punkt: I ordinasjonen av 200 prøveflater analysert i 1988, var prøveflatene jevnt spredd langs DCA-akse 2 både for lave (granskog) og høye (furuskog) skårer langs DCA-akse 1 (R. Økland & Eilertsen 1993: figur 10), mens ordinasjonen av 700 observasjonsenheter derimot hadde en sterk tungeeffekt (Minchin 1987, R. Økland 1990), det vil si at prøveflater med høye skårer langs akse 1 (furuskogsflatene) hadde liten spredning langs akse 2. I slike tilfeller bør ikke akse 2 tolkes for hele datasettet samlet, fordi tungeformen da oftest er et kunstig produkt forårsaket av en artefakt ved metoden, og ikke en egenskap ved datamaterialet (R. Økland 1990). I tråd med anbefalinger gitt av R. Økland (1996) og van Son & Halvorsen (2014) gjorde vi derfor en parallell GNMDS-ordinasjon (Minchin 1987, Oksanen 2007) av artssammensetningen i de 700 observasjonsenheter. Følgende parametervalg ble benyttet: ulikhetsmål = Bray-Curtis [= proporsjonal ulikhet (Halvorsen et al. 2018a); dette er den originale indeksen som først ble benyttet av Czekanowski (1909), og er ikke lik indeksen benyttet av Bray & Curtis (1957); se Yoshioka (2008)], antall dimensjoner = 2, maksimalt antall iterasjoner = 2000, konvergenskriterium = 1×10^{-7} . For å minimere muligheten for bueeffekter eller andre artefakter (se Mahecha et al. 2008), brukte vi geodetisk avstand (step across; De'ath 1999, Oksanen et al. 2019), det vil si at vi erstattet ulikheter $> 0,6$ med laveste sum av pålitelige ulikheter (Bray-Curtis' indeks $< 0,6$) gjennom flater som forbinder et flatepar (korteste sti). I tråd med etablert praksis (f.eks. T. Økland 1996, Liu et al. 2008), krevde vi i utgangspunktet at løsninger med samme, laveste stressverdi skulle oppnås fra minst to ulike startkonfigurasjoner. Liksom ved ordinasjonen av 600 observasjonsenheter 1988–2013 (Halvorsen et al. 2014), var dette kravet fortsatt ikke innfridd etter at 1000 ulike startkonfigurasjoner var prøvd. En av de 1000 ordinasjonsresultatene (funnet fra én startkonfigura-

sjon) skilte seg fra de andre ved vesentlig lavere stress-verdi (0,1270), mens nest laveste observerte stressverdi var 0,1306. En sammenlikning mellom disse to ordinasjonsresultatene viste at førsteaksene i de to ordinasjonene fanget opp samme gradientstruktur, mens det var betydelig ustabilitet langs andreaksene idet 14 av granskogsflatene og 9 av furuskogsflatene hadde ulike, ekstreme, posisjoner langs andreaksene i de to ordinasjonene (lav skår i den ene og høy skår i den andre ordinasjonen). Til tross for dette viste en Procrustes-analyse (Oksanen et al. 2019) at de to GNMDS-ordinasjonene i hovedsak uttrykte den samme gradientstrukturen (Procrustes SS = 0,0854, $r^2 = 0,9563$, $p < 0,0001$). Vi valgte derfor å gå videre med den beste GNMDS-ordinasjonen. Aksene i denne ordinasjonen ble reskalert til H.C.-enheter (half-change units) og rotert til prinsipale komponenter slik at akse 1 fanget opp den største mulige andelen av variasjonen i rommet utspent av aksene 1 og 2 som kunne fanges opp i én dimensjon. Dermed kunne GNMDS-aksene tolkes enkeltvis. Aksene i den aksepterte GNMDS-ordinasjonen var parvis korrelert med akseskårene for de 100 prøveflatene analysert i 1988 i basisundersøkelse-ordinasjonen (DCA) av 200 prøveflater (Kendalls τ : for akse 1: $\tau = 0,9205$; for akse 2: $\tau = 0,4230$, begge $p < 0,0001$). Vi beregnet også korrelasjonskoeffisienter mellom flateskårer langs andreaksene i de to ordinasjonene av 700 observasjonsenheter og flateskårer langs akser i basisordinasjonen (DCA) for de 100 prøveflatene analysert i 1988, separat for de to deldatasettene. Resultatene viste at overensstemmelsen mellom andreaksene i DCA-ordinasjonene var bedre innenfor hvert deldatasett enn for hele datasettet sett under ett (deldatasett A – granskog: Kendalls $\tau = 0,6316$, $p < 0,0001$, $n = 61$; deldatasett B – furuskog: Kendalls $\tau = 0,5553$, $p < 0,0001$, $n = 39$). For GNMDS-ordinasjonen var overensstemmelsen mellom andreaksene bedre i granskogen, men dårligere i furuskogen (deldatasett A – granskog: Kendalls $\tau = 0,4745$, $p < 0,0001$, $n = 61$; deldatasett B – furuskog: Kendalls $\tau = 0,3130$, $p < 0,0024$, $n = 39$). På grunnlag av analysene referert over, konkluderte vi at tolkningen av aksene 1 og 2 i DCA-ordinasjonen som er basert på 1988-materialet, derfor gjelder for DCA-aksene i ordinasjonen av reanalysedataene, men bare i begrenset grad for GNMDS-ordinasjonen.

Den sterke overensstemmelsen mellom DCA- og GNMDS-resultatene for ordinasjon av 700 observasjonsenheter og tilsvarende resultater for ordinasjon av 600 observasjonsenheter i Halvorsen et al. (2014), samt Procrustes-analysen av GNMDS-ordinasjonen av 700 observasjonsenheter, understøtter konklusjonen til Halvorsen et al. (2014), trukket etter analyse av 600 observasjonsenheter, at datamaterialet inneholder to vegetasjonsgradienter som 'konkurrerer' om å komme til uttrykk på akse 2 i alle ordinasjoner. I granskogsflatene var DCA-akse 2 korrelert med jordfuktighet, treinnflytelse, jorddybde og jordas innhold av Al (og Fe og Ca). Også i furuskogsflatene var DCA-akse 2 sterkt korrelert med noen av de samme variablene (fuktighet og jorddybde), mens GNMDS-akse 2 var korrelert med helning og pH. GNMDS-ordinasjonen identifiserer altså ikke vegetasjonsgradienter som er relatert til samme komplekse miljøgradienter i de to deldatasettene. Dette understrekes av at GNMDS-ordinasjonen plasserte den artsfattige, svært fuktige prøveflata 38 som en avviker nær den 'tørre' enden av GNMDS-akse 2, mens flate 38 blir plassert nær flate 94 i DCA-ordinasjonen (flate 94 skiller seg, sammen med flate 38, fra alle andre flater ved å ha svært høy jordfuktighet). Dette viser at GNMDS-ordinasjonen ikke fanger opp gradientstrukturen i artssammensetningen på en konsistent, økologisk tolkbar måte. Til tross for tungeeffekten valgte vi derfor, på tilsvarende vis som, etter de to foregående analysene av datasett fra Solhomfjell (Halvorsen et al. 2009, 2014), å legge DCA-ordinasjonen til grunn for analyser av endring i artssammensetning. Analyser av flatenes forflytning langs DCA-akse 2 ble imidlertid gjort med stor varsomhet og separat for hvert av de fire deldatasettene ('skogtypene').

NiN-typifisering av prøveflatene som grunnlag for ny, forenklet tolkning av DCA-ordinasjonen av 700 observasjonsenheter

Samtidig med analyser av vegetasjonen sommeren 2018 ble det foretatt detaljert NiN-typifisering av alle prøveflater, dvs. at hver prøveflate ble plassert til basistrinn langs hver av de fire viktigste lokale komplekse miljøvariablene (LKM) i skogsmark (hovedtype T4), i henhold til kriterier gitt i Halvorsen et al. (2018b) og Bratli et al. (2017). De fire LKM-ene som ble adressert, var kalkinnhold (KA), uttørkingsfare (UF), vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning (KI).

Tilordningen av prøveflater til basistrinn ble brukt til å oppsummere hvordan prøveflatene fordelte seg på ulike basistrinn i 2018 og til å foreta en forenklet, ny tolkning av DCA-ordinasjonsaksene. Dette ble gjort ved å plote basistrinn for hver enkelt LKM på '2018-flatenes' posisjoner i DCA-ordinasjonsdiagrammet og ved å beregne Kendalls τ mellom ordinasjonsakser og LKM-basistrinn (basistrinn angitt med bokstavkoder ble behandlet som en semi-kvantitativ variabel; a = 1; b = 2 etc.).

Analysen av endringer mellom to analysetidspunkter

Hovedfokuset i dette kapitlet er å undersøke endringer i antall, mengde og sammensetning av arter for periodene 2013–2018 og 1988–2018. Resultater fra tidligere reanalyser (femårsperiodene 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08, 2008–13) er inkludert når det er vurdert som nødvendig for å vise utviklingen over tid. Endringer i arters mengde og forekomst og i artssammensetningen er i hovedtrekk analysert ved bruk av samme metoder som tidligere (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009, 2014). Små forskjeller mellom endringsmønstrene som rapporteres her og tidligere rapporterte resultater for samme prøveflateutvalg skyldes retting av noen få, opplagte feil i artsregistreringene, oppdaget etter feltarbeidet i 2018. All testing er gjort separat for gran- og furuskog (med henholdsvis 61 og 39 flater).

Følgende indikatorvariabler ble testet for endringer (hypotese: median endring = 0, mot en tosidig alternativhypotese) ved bruk av ikke-parametrisk ettutvalgs Wilcoxon-test (Sokal & Rohlf 1995):

- Endring i mengde (smårutefrekvens) for hver enkelt art med registrert mengdeendring i ≥ 5 flater i en gitt skogtype (gran- eller furuskog) i den aktuelle tidsperioden. Tolkning av hvorvidt de observerte artsmengdeendringene representerte konsistente endringsmønstre ble gjort ved bruk av informasjon om artenes ettårspersistens (R. Økland 1995a, 1995b), det vil si deres tendens til å forbli i ei prøveflate og ikke kolonisere nye flater i løpet av ett år (jf. Herben et al. 1993). Ettårspersistensen ble beregnet på grunnlag av årlige observasjoner av artenes forekomst i 50 prøveflater i perioden 1988–93 og er, som i tidligere rapporter (f.eks. R. Økland et al. 2000, 2014), angitt på en firedelt skala: svært lav, lav, høy, svært høy (angitt henholdsvis som –, -, 0, +, ++). Tolket endring er angitt på en nitrinnsskala: meget sterk endring (– – –, +++), sterk endring (– –, ++), svak endring (–, +), mulig endring [(–), (+)] og tilsynelatende ingen endring (0).
- Endring i antall karplantearter og antall kryptogamarter (fordelt på bladmose-, levermose- og lavararter) – artstetthet (Grace 1999) – i hver flate. Testing ble utført for skogtyper med minst 2 arter i gjennomsnitt pr. prøveflate i den aktuelle tidsperioden.
- Endring i artssammensetning, uttrykt som forflytning av prøveflater langs DCA-aksene 1 og 2 i den aktuelle tidsperioden.

Ved fjerde gangs reanalyse i 2003 (R. Økland & Nordbakken 2004) ble endring i treinnflytelse i hver utvidet storflate beregnet og treinnflytelsesvariabelen brukt som forklaringsvariabel i analyse av prøveflatenes forflytninger i ordinasjonsdiagrammet. Ved reanalysen i 2003 ble ikke noen signifikante sammenhenger mellom endring i treinnflytelse og endring i artssammensetning funnet. Derfor er, som ved de to foregående reanalysetidspunktene i 2008 og 2013 (Halvorsen et al. 2009, 2014), ikke tilsvarende analyser utført denne gangen til tross for at fullstendige registreringer av trær ble utført i 2018 etter samme metodikk som i tidligere år. Det er derfor mulig å gjennomføre tilsvarende testing ved behov.

Hypotesen 'antall arter i en gitt artsgruppe som økte (respektivt avtok) signifikant i mengde i en gitt tidsperiode var større enn det forventede antallet (dvs. $0,025 \times n$, der n = antallet arter som ble testet)', ble testet ved bruk av den eksakte testen basert på binomialfordelingen med $p = 0,025$ i hvert enkelt forsøk, mot det ensidige alternativet 'større enn' (Sokal & Rohlf 1995). Små planter av trær og de ettårige marimjelle-artene ble ikke tatt med i disse testene på grunn av stor variasjon fra år til år (lav persistens og lav stabilitet; R. Økland 1995b).

Sammenhengen mellom endringer i kryptogamartenes mengde og deres størrelse ble testet etter beregning av en størrelsesindeks S for alle observerte kryptogamarter (R. Økland 1995a). Størrelsesindeksen S er en subjektivt estimert indeks som angir største lengde $\times$ bredde i mm² for ett års normal vekst på en 9-punkts logaritmisk skala (< 4 , $4-8$, $8-16$, $16-32$, $32-64$, $64-128$, $128-256$, $256-512$, > 512 mm²). Grunnlaget for angivelse av S er dels opplysninger i litteraturen, dels egne feltobservasjoner i undersøkelsesområdet.

De to hypotesene 'det er ingen tendens til at store (små) kryptogamer går signifikant mer fram enn små (store) kryptogamer' ble testet for hvert tidsintervall der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet økte i mengde (og tilsvarende for tidsintervaller der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet avtok i mengde). Til dette ble benyttet en skreddersydd randomiseringstest [Monte Carlo permuteringstest; Legendre & Legendre (2011)], som er beskrevet i detalj hos T. Økland et al. (2004b).

4.2 Resultater

NiN-typifisering av prøveflatene

De 100 prøveflatene fordelte seg ujevnt på realiserte basistrinn langs alle de fire viktige lokale komplekse miljøvariablene (**tabell 4.1**). Variasjonen langs kalkinnhold (KA) spente over basistrinn fra b til g. Alle flater med KA-basistrinn KA-c og høyere tilhørte deldatasett A1 (rikere granskog), og alle flatene i deldatasett A1 ble uten unntak tilordnet basistrinn UF-a eller UF-b. I NiN-terminologi (versjon 2.2; Halvorsen et al. 2015, 2018a, 2018b) omfatter altså A1 kombinasjonen av uttørkingsfare (UF), basistrinn UF-ab og kalkinnhold (KA), basistrinnene KA-(c)defg; det vil si NiN-grunntyper innenfor hovedtypen fastmarksskogsmark (T4) T4-1 ('blåbærskog', for det meste utformingen 'småbregneskog'; KA-c), T4-2 (svak lågurtskog) og T4-3 (lågurtskog). Tydelig (dvs. 'svak') kildevannspåvirkning (KI-b) ble ikke registrert for noen flate, men to flater med observerbar kildevannspåvirkning (KI-a), utgjør overganger mot mindre typiske utforminger av T4-18 (høgstaudekog).

Variasjonen langs uttørkingsfare spente over basistrinn fra a til f. De fleste flatene i A2 (fattigere granskog) ble tilordnet UF-b, men ti flater ble tilordnet UF-c og ei flate (nummer 9) ble (under tvil) tilordnet UF-d. Deldatasett A2 omfatter altså 25 flater typifisert som blåbærskog (T4-1) og 11 flater typifisert som bærlyngskog (T4-5). Furuskogsdeldatasett B1 (friskere furuskog) inneholder seks flater typifisert som bærlyngskog (T4-5), hvorav fem tilordnet UF-d, og 15 flater typifisert som lyngskog (T4-9), hvorav 13 tilordnet UF-e. Alle flatene i den mer tørkeutsatte furuskogen (deldatasett B2) tilhørte lyngskog (T4-9), med et klart tyngdepunkt for UF-f. Et par av flatene plasserte seg i 2018 på overgangen mellom UF-f og UF-g, det vil si på overgangen mellom lyngskog og lavskog (T4-13) og ville blitt plassert i T4-13 med UF-g på grunnlag av artssammenstillingen i 1988.

Tabell 4.1 De 100 prøveflatenes fordeling på ulike basistrinn langs de lokale komplekse miljøvariablene kalkinnhold (KA), uttørkingsfare (UF), vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning (KI) i NiN.

Basistrinn	KA	UF	VM	KI
0			71	98
1		17	19	2
2	77	33	10	
3	12	11		
4	6	6		
5	2	19		
6	1	14		
7	2	0		

Av de 100 flatene, ble 19 karakterisert som vekselfuktig (VM·a) og ti som fuktmark (VM·b). Flater med vannmetning VM·a eller b fordelte seg relativt jevnt på granskog og furuskog.

Endring i totalt antall arter

Det totale antallet arter registrert i de 61 1-m²-flatene i granskog i 2018 var 120, fordelt på 53 karplantearter, 36 bladmoserarter, 5 torvmoserarter, 25 levermoserarter og 1 lavart (**tabell 4.2**). Dette var én art mindre enn i 2008 og 2013, og det laveste totale artsantallet som har blitt registrert i de 61 flatene i noe år etter at de ble etablert i 1988. Det høyeste antallet arter i granskogen, 128, ble registrert i 1993. Fire av karplanteartene som ble observert i granskogsflatene i 2013 (furu-småplanter, sløke, skogmarihand og skogstorkenebb) ble ikke gjenfunnet i noen flate i 2018. Blant disse hadde skogstorkenebb stabil forekomst i tre flater fram til og med 2013, mens de øvrige forekom sporadisk. Tre karplantearter som alle har vært observert før 2013, men som ikke ble gjenfunnet i flatene i 2013 (spisslønn, småtveblad og grov nattfiol), ble igjen observert i 2018 (alle i ei flate hver).

Tre bladmoserarter som ble observert i granskogsflatene i 2013, ble ikke gjenfunnet i 2018 (saglommose, strøtornmose og stridfloke). De to førstnevnte artene hadde hatt stabile forekomster i henholdsvis en og to flater alle år siden 1988. Hele fem bladmoserarter som ikke ble observert i noen granskogsflate i 2013, ble observert i granskogsflater i 2018. Tre av disse (stubb-sigd, rottehaletmose og stjernetornmose) ble observert i granskogsflater for første gang (de to øvrige artene var kystmoldmose og skimmermose; sistnevnte ble funnet i to flater etter ikke å ha vært observert i noen flate siden 1993).

Antallet levermoserarter ble redusert med én i forhold til 2013. To arter, bekkeblonde og barkfrynse, ble ikke gjenfunnet i 2018 til tross for stabil forekomst i minst to flater alle år fram til og med 2013. Én levermoserart, sveltsaftmose, ble funnet for første gang i flatene i 2018. Antallet lavararter avtok fra tre til én fordi brunbeger og begerfauskav ikke ble gjenfunnet i 2018. Totalt har nå 147 arter blitt observert i de 61 granskogsflatene gjennom 30-årsperioden fra 1988 til 2018; fire av disse var nye i granskogsflatene i 2018.

Det totale antallet arter registrert i de 39 flatene i furuskog i 2018 var 52, fordelt på 14 karplantearter, 14 bladmoserarter, 4 torvmoserarter, 9 levermoserarter og 11 lavararter (**tabell 4.2**). Artsantallet var 71 i 1988, holdt seg mellom 63 og 69 med en avtakende tendens mellom 1993 og 2013, og sank altså drastisk fra 2013 til 2018. Den netto nedgangen fra 2013 til 2018 fordelte seg på

Tabell 4.2 Totalt antall arter observert i de 61 1-m² flatene i granskog og i de 39 flatene i furuskog i Solhomfjell hvert av undersøkelsesårene 1988, 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018, samt totalt for alle årene.

Artsgruppe	Antall arter							Totalt
	1988	1993	1998	2003	2008	2013	2018	
Granskog								
Karplanter	56	55	53	56	54	54	53	62
Bladmoser	34	36	38	35	33	34	36	44
Torvmoser	4	4	4	5	5	5	5	5
Levermoser	26	30	29	27	27	26	25	33
Lav	3	3	3	3	2	3	1	3
Totalt	123	128	127	126	121	121	120	147
Furuskog								
Karplanter	18	14	13	14	13	14	14	19
Bladmoser	21	21	22	21	19	20	14	24
Torvmoser	4	4	4	4	3	4	4	4
Levermoser	13	12	14	11	15	11	9	16
Lav	15	18	15	14	14	14	11	18
Totalt	71	69	68	64	64	63	52	81

seks bladmosearter, to levermosearter og tre lavarter. Den eneste arten som ble observert i furuskog i 2018 som ikke ble observert der i 2013, var buttflrik. To av de seks bladmoseartene som ikke ble gjenfunnet i noen furuskogsflater i 2018, har vist avtakende mengde over mange år. Vegnikke forekom i 13–17 flater mellom 1988 og 1998, og ble bare funnet i to flater i 2013. Grasmose forekom rikelig i to flater fram til 1998 og i ei flate fram til 2013. De øvrige fire bladmoseartene som ikke ble gjenfunnet i furuskogsflatene i 2018, var arter som tidligere bare har hatt tilfeldige forekomster i furuskog. De tre levermoseartene som ikke ble gjenfunnet i furuskog i 2018, var pistremose, som ble funnet i 2–9 flater ved hvert av de tidligere analysetidspunktene, stubbeblonde, som hadde stabil forekomst i 1–3 flater fram til og med 2013, og myrglefsemose. De tre lavartene som ikke ble gjenfunnet i furuskogen i 2018, var stubbesyl og skogsyl som heller ikke ble observert i 2008, og fausklav. Sistnevnte hadde stabil forekomst i minst tre flater fram til og med 2013.

Endring i karplantearters mengde i granskog

Signifikant reduksjon i smårutefrekvens ($p > 0,05$) i granskog i femårsperioden 2013–18 ble funnet for fire karplantearter (hvitveis, maiblom, gaukesyre og skogstjerne), i tillegg til småplanter av furu og rogn (**tabell 4.3, 4.4**). Mengdereduksjonen var særlig sterk for rogn; arten ble observert i 30 % færre småruter i 2018 enn i 2013 (186 mot 264). Antallet arter med signifikant mengdereduksjon i granskogen i perioden 2013–18 (trær og marimjelle-arter unntatt) var signifikant høyere enn forventet (**tabell 4.3**).

Tendensen fra tidligere år til økning i mengde (frekvens og dekning) for smyle fortsatte ikke gjennom perioden 2013–18; ingen endring verken i smårutefrekvens eller dekning ble registrert for denne arten i femårsperioden.

For hele trettiårsperioden 1988–2018 sett under ett ble det registrert signifikant mengdereduksjon for åtte arter i granskog, mens ingen arter økte signifikant i mengde. For fem av disse åtte artene ble mengdereduksjonen tolket som sterk eller meget sterk (– – eller – – – i **tabell 4.4**¹). Fugletelg ble funnet i 126 småruter i 2018, en nedgang på 14 % fra 2013 og 44 % fra 1988 da arten ble funnet i 227 småruter. Arten fantes i 15 granskogsflater i 2018 mot 24 i 1988 og 1993. Maiblom var den eneste av de fire artene med signifikant mengdereduksjon 2013–18 som har vist relativt stabil nedgang og sterkt signifikant mengdereduksjon for hele trettiårsperioden 1988–2018 sett under ett; arten forekom i 29 % færre småruter i 2018 enn i 1988 (499 mot 698). Mengden av einstape, som har blitt redusert i alle de foregående femårsperiodene, men mindre og mindre fra periode til periode, stabiliserte seg i femårsperioden. Arten forekom i samme antall småruter (75) begge disse årene. I trettiårsperioden har imidlertid nedgangen vært meget sterk, fra 244 småruteforekomster i 1988 (69 %). Også for en annen art som viste stabil tilbakegang fram til 2013, teiebær, stabiliserte mengden seg i femårsperioden. Denne arten ble i 2018 observert i til sammen sju småruter fordelt på tre flater, mens den i 2013 ble funnet i seks småruter i de samme tre flatene. Reduksjonen i antall småruteforekomster fra 1988 til 2018 er imidlertid fortsatt svært stor (83 %). For skogrørkvein, som også har gjennomgått en jevn og vedvarende mengdereduksjon, var reduksjonen svakere i perioden 2008–13 enn i tidligere perioder. Arten ble observert i 69 småruter i 2018 mot 82 i 2013. Mens arten i 1988 ble observert i 229 småruter fordelt på 24 prøveflater, ble den i 2018 bare funnet i 69 småruter fordelt på 11 flater (en reduksjon i antall småruteforekomster på 70 %).

Gaukesyre har hatt et endringsmønster gjennom trettiårsperioden som avviker fra det vi finner hos enhver annen art. Arten fikk sin mengde kraftig redusert i begge periodene 1988–93 og 1993–98. Mengdereduksjonen ble etterfulgt av en formidabel mengdeøkning i perioden 1998–2003 etter massiv frøspiring i 2003. Artens mengde stabiliserte seg deretter på det høye 2003-nivået og ny mengdeøkning fant sted mellom 2008 og 2013. Mengdenedgangen fra 2013 til 2018 (fra forekomst i 177 til forekomst i 132 småruter) for arten representerer derfor et nytt brudd med utviklingen de siste 15 årene. Antallet småruter med forekomst av arten i 2018 (132) er likevel høyere enn i 1988 (103).

¹ Tabell 4.4, 4.5, 4.6, 4.7, 4.10 og 4.12 er i liggende format og er derfor plassert samlet til slutt i kapittel 4.2.

Tabell 4.3 Antall karplante- og kryptogamarter med signifikant endring ($p < 0,05$ i eksakt test basert på binomialfordelingen med $p = 0,025$ i hvert forsøk, jf. **tabellene 4.4–4.7**) i gran- og furuskog i Solhomfjell-området, 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08, 2008–13, 2013–18 og 1988–2013. n , $n-$, $n+$ angir antall arter testet og antall med henholdsvis signifikant reduksjon og signifikant økning i mengde. Signifikant endring ($p < 0,05$) er markert med uthevet skrift. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$.

Skogtype/ Artsgruppe	Tidsperiode	n	Mengdereduksjon		Mengdeøkning	
			n−	p	n+	p
Granskog						
Karplanter	1988–1993	21	3	0,015	1	0,412
	1993–1998	19	9	0,000	0	1,000
	1998–2003	18	1	0,366	3	0,011
	2003–2008	20	9	0,000	0	1,000
	2008–2013	18	1	0,366	2	0,073
	2013–2018	19	4	0,001	0	1,000
Kryptogamer	1988–1993	43	0	1,000	18	0,000
	1993–1998	41	1	0,646	1	0,646
	1998–2003	39	5	0,003	9	0,000
	2003–2008	40	8	0,000	3	0,078
	2008–2013	42	1	0,655	5	0,004
	2013–2018	39	16	0,000	0	1,000
Furuskog						
Karplanter	1988–1993	5	0	1,000	0	1,000
	1993–1998	5	1	0,119	1	0,119
	1998–2003	5	0	1,000	2	0,006
	2003–2008	5	1	0,119	0	1,000
	2008–2013	5	0	1,000	2	0,006
	2013–2018	7	0	1,000	1	0,162
Kryptogamer	1988–1993	25	3	0,024	2	0,129
	1993–1998	26	2	0,137	0	1,000
	1998–2003	25	4	0,003	2	0,129
	2003–2008	28	4	0,005	0	1,000
	2008–2013	29	1	0,520	3	0,035
	2013–2018	22	8	0,000	0	1,000
Granskog						
Karplanter	1988-2018	22	8	0,000	0	1,000
Kryptogamer	1988-2018	45	7	0,000	5	0,005
Furuskog						
Karplanter	1988-2018	9	1	0,204	1	0,204
Kryptogamer	1988-2018	32	8	0,000	2	0,172

Endring i karplantearters mengde i furuskog

Signifikant økning i smårutefrekvens ($p < 0,05$; **tabell 4.3, 4.5**) i furuskog i femårsperioden 2003–18 ble bare registrert for én art, krekling. Antallet småruteforekomster for denne arten økte med 19 %, fra 210 til 250, i perioden. Signifikant mengdereduksjon ble ikke observert for noen art i femårsperioden 2013–2018.

For hele trettiårsperioden 1988–2018 ble sterkt signifikant mengdeøkning ($p < 0,01$) funnet for én art, blåbær. Økningen i antallet småruteobservasjoner, fra 523 i 1988 til 584 i 2013 og videre til 599 i 2018, innebærer at arten i løpet av trettiårsperioden har kolonisert hele 76 av de 101 (75 %) av de til sammen 624 smårutene i furuskog som den ikke ble observert i 2013. Allerede i 2013 forekom blåbær i alle de 39 furuskogsflatene, mens den i 1988 manglet i tre flater.

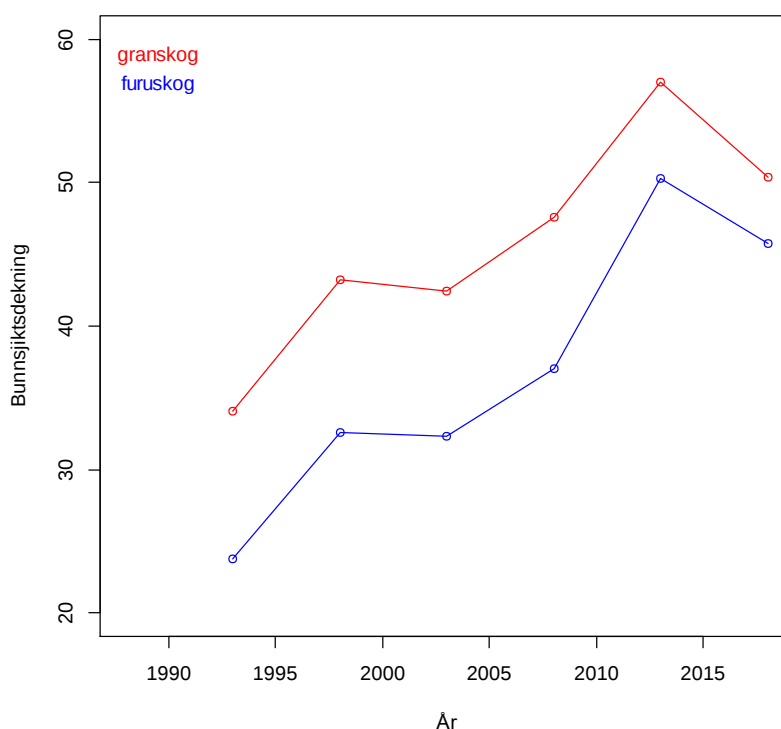
Signifikant mengdenedgang i trettiårsperioden ble også funnet for én art, røsslyng, som ble funnet i 403 småruter i 1988 og bare i 264 småruter i 2018; en reduksjon på 34 %. Dette ble tolket som en klar mengdereduksjon. Også klokkeling har avtatt i mengde (69 % tilbakegang, fra 36 småruter i 1988 til 11 i 2008), men fordi arten bare er observert i totalt fem flater, er ikke mengdereduksjonen signifikant.

Endring i kryptogamarters mengde i granskog

I femårsperioden 2013–18 ble signifikant reduksjon i smårutefrekvens ($p < 0,05$) funnet for hele 16 kryptogamarter i granskog, mens ytterligere seks arter hadde nær signifikant reduksjon i mengde ($0,05 < p < 0,1$; **tabell 4.3, 4.6**). For fem arter var mengdereduksjonen svært sterkt signifikant ($p < 0,001$) og ble tolket som sterk (—; se **tabell 4.5**). Bergsigd ble funnet i 15 granskogsflater i 2018 mot 21 i 2013; reduksjonen i antall småruteforekomster var på hele 62 % (fra 88 i 2013 til 33 i 2018). Ribbesigd forekom i 30 flater (mot 47 i 2013), og antallet småruteforekomster ble nesten halvert, fra 271 til 148. Sterkest reduksjon (62 %) ble observert for glansjammemose, som ble funnet i 58 småruter i 2018 mot 153 i 2013. For denne arten representerte dette en fortsettelse av nedgangen på 29 % i antallet småruteforekomster fra 2008 til 2013. De to levermoseartene som gikk sterkt tilbake i femårsperioden, var gåsefotskjeggmoser, som fikk antallet småruteforekomster redusert fra 320 til 203 (37 %), og stubbeblonde, som hadde en enda sterkere tilbakegang (53 %; fra 251 til 119 småruteforekomster).

Moseartene som avtok i mengde i perioden 2013–18 var signifikant mindre enn gjennomsnittet for testete moser (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $p = 0,018$; **tabell 4.8**).

Etter jevn økning i den gjennomsnittlige bunnsjiktsdekningen i granskogsflatene fra 1993 til 2013, avtok dekningen signifikant (T-test: $p = 0,004$), med 6,6 prosentpoeng, fra 57,0 % i 2013 til 50,4 % i 2018 (**figur 4.1**). Siden 1993 har bunnsjiktsdekningen likevel økt med 15,3 prosentpoeng.



Figur 4.1 Midlere bunnsjiktsdekning i de permanente prøveflatene i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1993–2018, beregnet separat for granskog (deldatasett A, $n = 32$ og 61 i henholdsvis 1993–98 og 2003–18) og furuskog (deldatasett B, $n = 18$ og 39 i henholdsvis 1993–98 og 2003–18).

Tabell 4.8 Sammenhenger mellom kryptogamarter det er observert signifikant mengdeendring for (i en eller annen tidsperiode), og disse artenes størrelsesavvik i forhold til gjennomsnittsstørrelsen for kryptogamarter testet for mengdeendring. Testen er en randomiseringstest (se teksten for detaljert forklaring). Den relative størrelsesindeksen R_0 angir forholdstallet mellom gjennomsnittlig størrelse (angitt på en skala fra 1 til 9 som gjenspeiler skuddstørrelse på en 2-logaritmisk skala) for kryptogamarter det er observert signifikant mengdeendring for og alle kryptogamarter som ble testet for mengdeendring. $R_0 > 1$ angir at kryptogamarter det er observert signifikant mengdeendring for, gjennomgående er større enn gjennomsnittstypen; $R_0 < 1$ det motsatte. Testene er gjort mot alternativhypotesen $R \leq R_0$ (små arter går mer fram, resp. tilbake, enn gjennomsnittstypen) når $R_0 < 1$ og mot alternativhypotesen $R \geq R_0$ (store arter går mer fram, resp. tilbake, enn gjennomsnittstypen) når $R_0 > 1$. Tester er bare utført når antallet arter med signifikant økning resp. reduksjon i mengde er større enn forventet ut fra tilfeldigheter (se **tabell 4.4**).

Skogtype	Periode	n	n+	R_0	p-verdi for test mot alternativ $R \leq R_0$ (små arter går mer fram enn store)	p-verdi for test mot alternativ $R \geq R_0$ (store arter går mer fram enn små)	n-	R_0	p-verdi for test mot alternativ $R \leq R_0$ (små arter går mer tilbake enn store)	p-verdi for test mot alternativ $R \geq R_0$ (store arter går mer tilbake enn små)
Granskog	1988–1993	43	18	0,946	0,176		0			
	1998–2003	39	9	1,244		0,002	5	0,874	0,182	
	2003–2008	40	3				8	0,957	0,363	
	2008–2013	42	5	1,129		0,161	1			
	2013–2018	39	0				16	0,890	0,018	
	1988–2018	45	5	1,212		0,060	7	0,865	0,117	
Furuskog	1988–1993	25	2				3	1,000	–	–
	1998–2003	25	2				4	0,755	0,044	
	2003–2008	28	0				4	0,947	0,348	
	2008–2013	29	3	1,105		0,306	0			
	2013–2018	22	0				8	0,996	0,766	
	1988–2008	32	2				8	0,862	0,064	

For trettiårsperioden 1988–2018 ble signifikant mengdereduksjon funnet for sju og signifikant mengdeøkning for fem arter, i begge tilfeller signifikant flere enn forventet (se **tabell 4.3**). Blant de sju artene som økte i mengde, peker fire store bladmosearter seg ut ved særlig sterkt signifikant mengdeøkning: blanksigd, etasjemose, kystjamnemoser og kystkransemose. De to førstnevnte er så vanlige (forekomst i henholdsvis 55 og 46 av de 61 granskogsflatene både i 2013 og 2018 mot henholdsvis 51 og 41 i 1988) at mengdeøkningen først og fremst har bestått i økning i antall småruteforekomster. Blanksigd fantes i 575 småruter i 1988, mens antallet hadde økt til 701 i 2013 og 711 i 2018. For etasjemose var tilsvarende tall 299, 451 og 474. Antallet flateforekomster av kystjamnemoser og kystkransemose har økt henholdsvis fra 14 til 17 og fra 17 til 28, men disse artene har først og fremst gjennomgått en sterk økning i smårutefrekvens innenfor flater der de allerede forekom; henholdsvis fra 126 til 172 (37 %) og fra 97 til 226 (126 %). Økningen for den vanligste arten, blanksigd, kan ved første øyekast synes ubetydelig, men antallet småruter uten arten ble redusert med 34 % mellom 1988 og 2018 (fra 401 til 265).

Tre arter utmerket seg med særlig sterkt signifikant mengdereduksjon i granskogsflatene: de to jamnemoserartene flakjamnemoser og glansjamnemoser og gåsefotskjeggmoser. De to jamnemoserartene har gått klart tilbake etter 1998, da de ble observert i henholdsvis 25 og 46 flater. I 2018 ble de funnet i henholdsvis seks og 21 flater. Reduksjonen i antall småruteobservasjoner var enda større; henholdsvis 82 og 65 % (i forhold til 1988). Gåsefotskjeggmosen har gått særlig sterkt tilbake i periodene 2003–08 og 2013–18, og forekom i 2018 i 52 % av det antallet småruter den ble registrert i 1988 (203 mot 393). En rekke moserarter, særlig små, mindre vanlige levermoserarter, gikk tilbake i 30-årsperioden. For noen av disse artene, f.eks. torvflak, blåflak og myrglefsemose, var den relative mengdereduksjonen svært stor. Torvflak ble funnet i 22 småruter i granskog i 1988, men bare i to småruter i 2018 (91 % reduksjon); tilsvarende tall var 39 og ti (74 % reduksjon) for blåflak og 14 og fire (71 % reduksjon) for myrglefsemose.

Moser som økte signifikant i mengde i Solhomfjell i perioden 1988–2018 var nær signifikant større enn testete moser flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer: $p = 0,060$), mens moser som avtok signifikant i mengde, hadde en tendens til å være mindre enn testete moser flest ($p = 0,117$; se **tabell 4.8**).

Endring i kryptogamarters mengde i furuskog

I femårsperioden 2013–18 ble signifikant mengdereduksjon ($p < 0,05$) observert for åtte (av 22 testete) kryptogamarter i furuskog (**tabell 4.7**); et signifikant høyere antall enn forventet (**tabell 4.3**). For sju av disse åtte artene var imidlertid reduksjonen relativt svakt signifikant ($0,01 < p < 0,05$), mens den for ribbesigd var sterk ($p = 0,002$). Ingen kryptogamarter økte signifikant i mengde i furuskogen i denne femårsperioden.

Som i granskogen avtok bunnsjiksdekningen i furuskogen i perioden 2013–18. Reduksjonen på 4,5 prosentpoeng, fra 50,3 % i 2013 til 45,8 % i 2018 (**figur 4.1**), var ikke signifikant (T-test: $p = 0,155$). Bunnsjiksdekningen i furuskogen var i 2018 omtrent dobbelt så høy som i 1993 (da den gjennomsnittlige dekningen var 23,8 %).

Signifikant mengdereduksjon for trettiårsperioden 1988–2018 ble funnet for åtte arter, hvorav fem også gikk signifikant tilbake i perioden 2013–18 (**tabell 4.7**). Dette er et signifikant høyere antall enn forventet ($p < 0,0001$, **tabell 4.3**). Ytterligere én art, heigråmose, som er registrert i for få flater til å gi grunnlag for en signifikant test, hadde en tolket tilbakegang i trettiårsperioden (arten ble funnet i fem flater i 1988 og i tre flater i 2018, og antallet småruteforekomster ble redusert fra 29 i 1988 til 11 i 2018, dvs. 62 %). Alle disse ni artene avsluttet trettiårsperioden med tilbakegang i siste femårsperiode. To av de ni artene ble ikke gjenfunnet i noen furuskogsflate i 2018. Vegnikke ble funnet i 15 flater med til sammen 57 småruter i 1988 (17 flater og 63 småruter i 1998, det året største mengde av arten ble registrert), mens pistremose ble funnet i seks flater og 23 småruter i 1988 (ni flater og 21 småruter i 1998). De øvrige artene som gikk sterkt tilbake i trettiårsperioden er, ordnet etter prosentvis reduksjon i antall småruteforekomster: lyngskjeggmoser (18 flater i 1988, sju i 2018, reduksjon fra 113 til 20 småruter, dvs. 82 %), brunbeger (21 flater i 1988, ti i 2018, reduksjon fra 174 til 35 småruter, dvs. 80 %), lys reinlav (14 flater i 1988, sju i 2018, reduksjon fra 105 til 34 småruter, dvs. 68 %), pigglav (åtte flater i 1988, seks i 2018, reduksjon fra 29 til 11 småruter, dvs. 64 %), bakkefrynse (29 flater i 1988, ti i 2018, reduksjon fra 145 til 54 småruter, dvs. 63 %) og grå reinlav (22 flater i 1988, 14 i 2018, reduksjon fra 146 til 55 småruter, dvs. 62 %).

Signifikant mengdeøkning i furuskog i trettiårsperioden ble funnet for to arter. Blåmose forekom bare i seks flater og til sammen sju småruter i 1988, men ble funnet i 23 småruter i ni flater i 2018. Mengdeøkningen av blåmose skyldes etablering av nye kolonier (R. Halvorsen, pers. obs.). Den andre arten som økte i mengde i furuskogen, var bergsigd, som har fluktuert sterkt i mengde gjennom trettiårsperioden slik at mengdeøkningen ikke ble tolket som en konsistent mengdeøkning. En mulig svak mengdeøkning i trettiårsperioden ble derimot konstatert for etasjemose, som økte sin forekomst fra åtte til 11 flater og fra 53 til 84 småruter (58 %), men uten at økningen var statistisk signifikant ($p = 0,065$).

Det ble ikke observert noen størrelsesforskjell mellom arter som avtok i mengde i femårsperioden 2013–18 og gjennomsnittet av testete arter ($p = 0,766$; **tabell 4.8**), men det var en tendens til at arter med mengdereduksjon i trettiårsperioden var mindre enn gjennomsnittet av testete arter ($p = 0,064$; **tabell 4.8**).

Endring i artsantall i prøveflatene

Det gjennomsnittlige antallet karplantearter pr. prøveflate ble redusert i alle de fire deldatasettene ('skogtypene') i perioden 2013–18, i rikere granskog fra 12,64 i 2013 til 11,72 i 2018 (**tabell 4.9**). Reduksjonen på –0,88 arter pr. flate i rikere granskog var signifikant (**tabell 4.10**). Totalt for trettiårsperioden avtok artstettheten av karplanter signifikant ($p < 0,05$) i begge granskogstypene (størst gjennomsnittlig nedgang i antall arter pr. flate, 3,16, fra 14,88 i 1988, ble observert i rikere granskog, mens nedgangen i fattig granskog var 1,47 arter, fra 7,72 i 1988 til 6,25 i 2018; **tabell**

4.9, 4.10) samt i lyngfurskogen (–0,71 arter pr. flate). I lavfurskogen økte antallet karplantearter svakt, men ikke signifikant, fra 5,17 til 5,39 i gjennomsnitt, i trettiårsperioden (**tabell 4.9**).

Også det gjennomsnittlige antallet kryptogamarter pr. prøveflate ble redusert i alle de fire skogtypene i femårsperioden 2013–18 (**tabell 4.9**). Reduksjonen var størst (og mest signifikant) i rikere granskog, der kryptogramtettheten i gjennomsnitt avtok med 3,12 arter pr. flate fra 14,48 til 11,32 (**tabell 4.9**). Signifikant nedgang i artstetthet ble observert både for bladmoser og for levermoser i rikere granskog i femårsperioden (**tabell 4.10**). Også i den fattigere granskogen ble det registrert sterk nedgang i artstetthet, i gjennomsnitt med 1,83 arter pr. flate fra 12,17 til 10,28 (**tabell 4.9**), og også her var nedgangen signifikant både for blad- og levermoser (**tabell 4.10**). Nedgangen i artsantall var også sterkt signifikant i den mer tørkeutsatte furskogen (B2), først og fremst på grunn av en signifikant reduksjon i lavtettheten (**tabell 4.10**). I den friskere furskogen (B1) ble det ikke funnet signifikante endringer i artstetthet.

Tabell 4.9 Artsantall i 1-m² prøveflater (artstetthet) i overvåkingsområdet Solhomfjell 1988–2018. *n* er antall prøveflater.

		Midlere artstetthet						
	n	1988	1993	1998	2003	2008	2013	2018
Karplanter								
Rikere granskog (A1)	25	14,88	14,16	13,48	13,56	12,76	12,64	11,72
Fattig granskog (A2)	36	7,72	7,58	6,94	7,08	6,61	6,47	6,25
Lyngfurskog (B1)	21	5,62	5,00	5,00	4,90	4,71	5,10	4,90
Lavrik furskog (B2)	18	5,17	4,44	4,78	5,67	4,77	5,50	5,39
Kryptogamer								
Rikere granskog (A1)	25	11,84	13,88	14,52	14,20	13,88	14,48	11,32
Fattig granskog (A2)	36	11,50	13,44	13,47	12,92	12,53	12,17	10,28
Lyngfurskog (B1)	21	7,81	8,14	7,86	7,14	6,62	6,48	5,91
Lavrik furskog (B2)	18	13,56	13,78	14,33	12,72	12,06	11,22	8,94
Bladmoser								
Rikere granskog (A1)	25	8,08	9,28	9,68	9,48	9,36	10,24	8,04
Fattig granskog (A2)	36	6,19	6,83	7,17	6,94	6,89	7,33	6,75
Lyngfurskog (B1)	21	4,29	4,52	4,67	4,57	4,24	4,62	4,48
Lavrik furskog (B2)	18	5,11	5,11	5,61	5,39	4,94	5,17	4,78
Levermoser								
Rikere granskog (A1)	25	3,68	4,44	4,68	4,48	4,28	4,20	3,24
Fattig granskog (A2)	36	4,69	5,94	5,67	5,31	5,00	4,78	3,50
Lyngfurskog (B1)	21	2,05	2,24	1,86	1,33	1,38	1,29	0,90
Lavrik furskog (B2)	18	2,33	1,67	2,00	1,78	1,44	1,56	1,00
Lav								
Rikere granskog (A1)	25	0,00	0,04	0,08	0,08	0,04	0,04	0,04
Fattig granskog (A2)	36	0,17	0,17	0,14	0,11	0,03	0,06	0,03
Lyngfurskog (B1)	21	0,90	0,86	0,81	0,71	0,52	0,57	0,43
Lavrik furskog (B2)	18	5,61	6,56	6,39	5,17	5,17	4,50	3,17

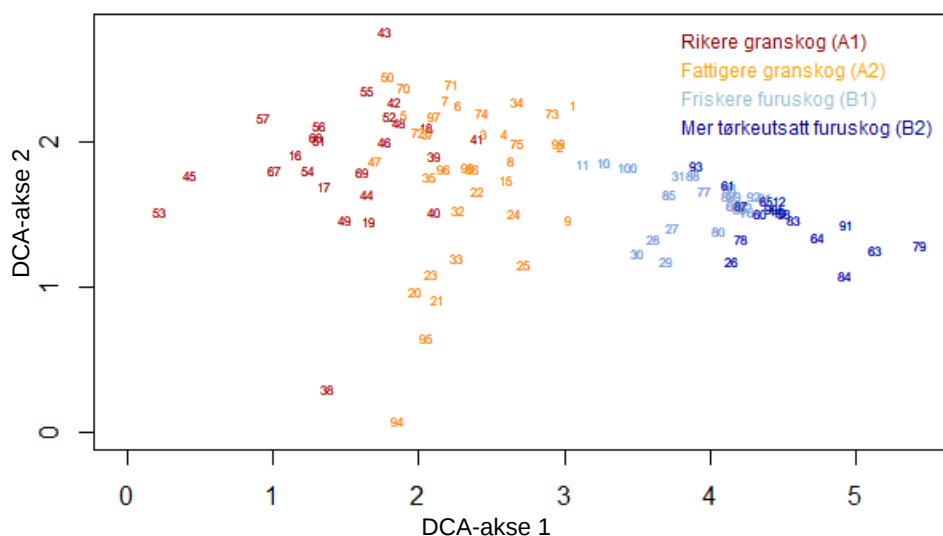
Ny, forenklet tolkning av DCA-ordinasjonen av 700 observasjonseenheter basert på NiN-typifisering av prøveflatene

Prøveflatenes fordeling langs de fire viktige LKMene i skogsmark (**tabell 4.11** og **figur 4.2**) understøtter og utdyper tidligere tolkning av DCA-ordinasjonsaksene basert på analyse av samvariasjon mellom flateskårer i 1988 og målte miljøvariabler. Variasjon i kalkinnhold (KA) ble bare funnet i deldatasett A1 (rikere granskog), det vil si flater med lav skår for DCA-akse 1. De to flatene som ble tilordnet KA-g, skiller seg fra øvrige flater ved å plassere seg klart lengst til venstre i ordinasjonsdiagrammet (**figur 4.2b**).

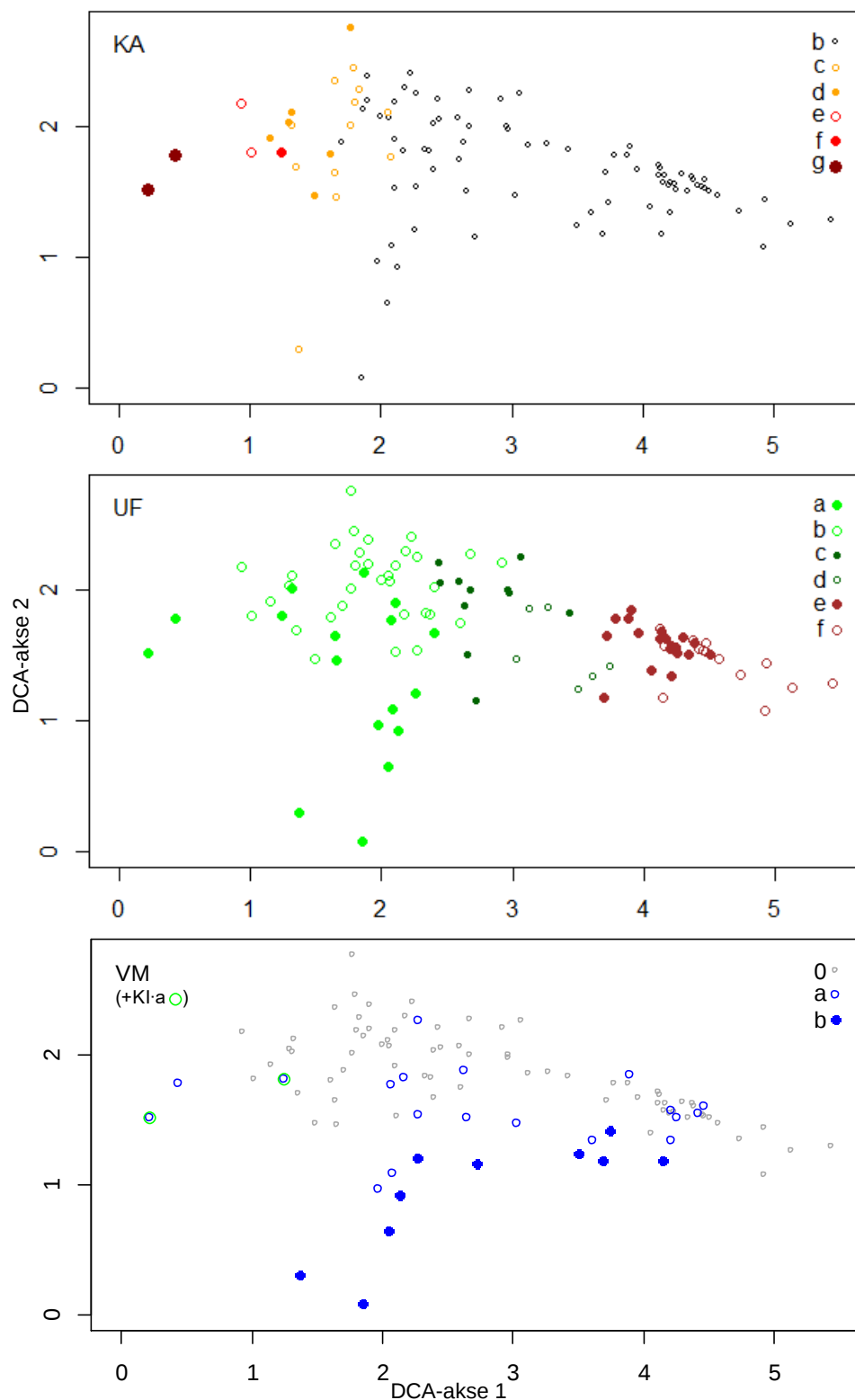
I granskogen varierer uttørkingsfaren (UF) først og fremst langs DCA-akse 1 (**tabell 4.11**) fordi bærlyngskogsflatene (UF-c) plasserte seg til høyre for blåbærskogsflatene (UF-ab) i ordinasjonsdiagrammet (**figur 4.2c**). Den positive korrelasjonen mellom UF-basistrinn og plasseringen langs DCA-akse 2 skyldes at flater tilordnet de to 'friske UF-trinnene' (UF-a og UF-b) i noen grad fordelte seg langs DCA-akse 2, med lavere skårer for de friskeste flatene (UF-a). I furuskogen økte uttørkingsfaren sterkt med økende flateskår langs DCA-akse 1.

Tabell 4.11 Kendalls korrelasjonskoeffisienter (τ) og tilhørende p-verdier for test av hypotesen 'ingen sammenheng' mot den tosidige alternativhypotesen, for skårer for prøveflater analysert i 2018 langs DCA-aksene 1 og 2 og deres tilordning til basistrinn langs hver av de lokale komplekse miljøvariablene kalkinnhold (KA), uttørkingsfare (UF), vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning (KI) i NiN. Korrelasjonskoeffisienter ble også beregnet for hvert av deldatasettene A (granskog, $n = 61$) og B (furskog, $n = 39$).

	KA		UF		VM	
	τ	p	τ	p	τ	p
DCA 1	-0,602	< 0,001	0,726	< 0,001	-0,023	0,779
DCA 1 [A]	-0,702	< 0,001	0,435	< 0,001	0,043	0,679
DCA 1 [B]	–	–	0,656	< 0,001	-0,207	0,113
DCA 2 [A]	0,014	0,891	0,292	0,004	-0,536	< 0,001
DCA 2 [B]	–	–	-0,259	0,043	-0,312	0,017



Figur 4.2 DCA-ordinasjon av 100 permanente prøveflater, hver analysert sju ganger (første gang i 1988, deretter i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018), i overvåkingsområdet Solhomfjell. DCA-aksene 1 og 2 er skalert i standardavvikenheter (S.D.-enheter). Alle delfigurene viser flatenes plassering basert på artssammensetningen i 2018. (a) Prøveflatenummer og prøveflatenes fordeling på fire deldatasett (A1, A2, B1 og B2) angitt med farger som forklart i figuren.



Figur 4.2 DCA-ordinasjon av 100 permanente prøveflater, hver analysert sju ganger (første gang i 1988, deretter i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018), i overvåkingsområdet Solhomfjell. DCA-aksene 1 og 2 er skalert i standardavvikenheter (S.D.-enheter). Alle delfigurene viser flatenes plassering basert på artssammensetningen i 2018. (b) Tilordning av prøveflatene til basistrinn langs LKM kalkinnhold (KA). (c) Tilordning av prøveflatene til basistrinn langs LKM uttørkingsfare (UF). (d) Tilordning av prøveflatene til basistrinn langs LKM vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning.

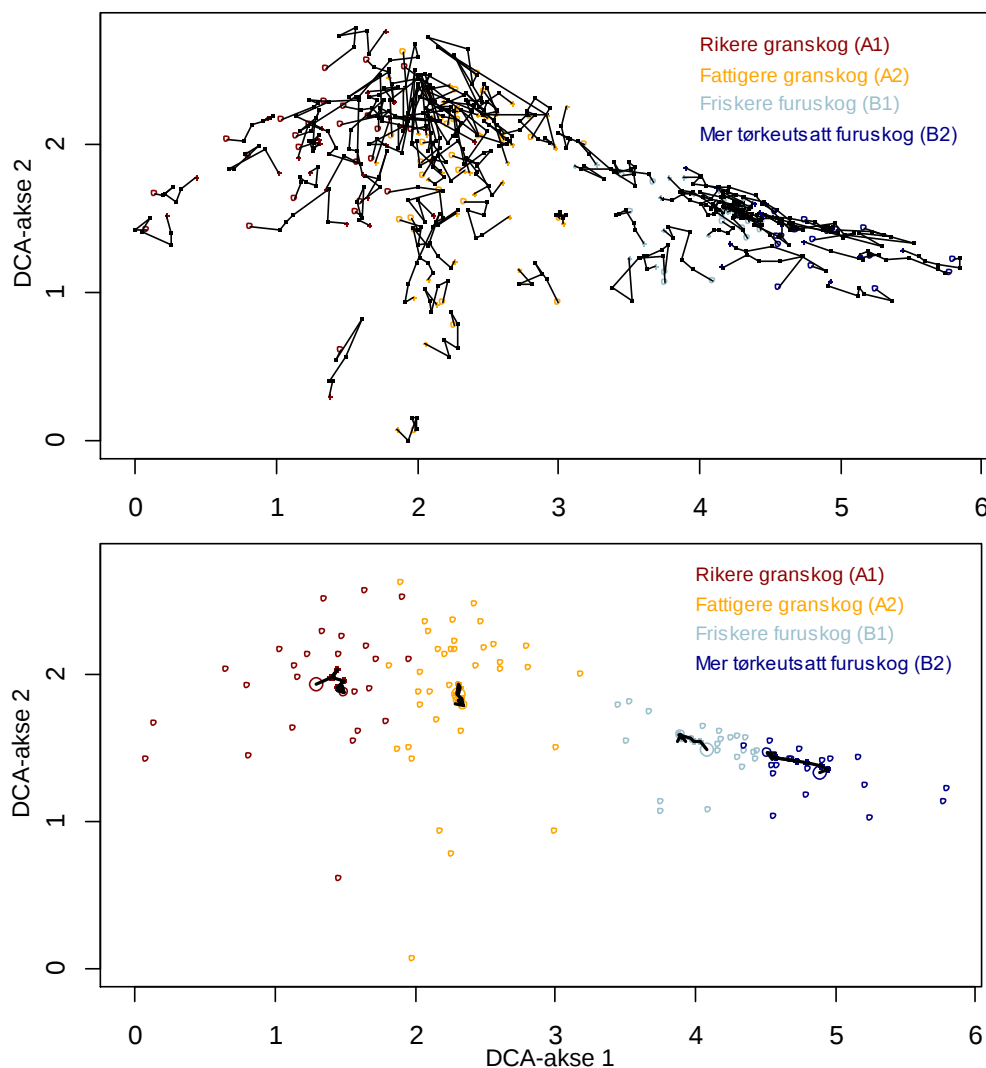
For begge deldatasettene, men sterkest for granskog (A), plasserte fuktmarksflatene (VM-b) seg lavt langs DCA-akse 2. Plasseringen av flater karakterisert som vekselfuktige (VM-a) skilte seg mindre klart fra veldrenerte (VM-0) flater (**figur 4.2d**).

Endring i artssammensetning

Figur 4.3b viser prøveflatenes forflytninger langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2. Sammenliknet med spredningen av prøveflater langs ordinasjonsaksene, som var stor, var forflytningen for de aller fleste prøveflatene liten (se **figur 4.3c**). Likevel ble klare mønstre i prøveflatenes forflytning observert langs DCA-akse 1, for femårsperioden 2013–18 så vel som for trettiårsperioden 1988–2018. Endringsmønstrene for siste femårsperiode og for trettiårsperioden var sammenfallende, hvilket indikerer at endringene i siste femårsperiode er del av et konsistent, langvarig endringsmønster.

Langs DCA-akse 1 ble det observert en sterk og signifikant forflytning inn mot midten av aksene (**figur 4.3c**). Flatene i rikere granskog hadde en gjennomsnittlig positiv forflytning på 0,20 S.D.-enheter ($p < 0,0001$), hvorav 0,04 S.D.-enheter i femårsperioden 2013–18. Av de 25 flatene i denne skogtypen, flyttet 22 seg inn mot midten av ordinasjonsakse 1 i løpet av trettiårsperioden. Størst forflytning ble observert for flater i den mer tørkeutsatte furuskogen (B2), som hadde en negativ forflytning på $-0,37$ S.D.-enheter ($p < 0,0001$), hvorav $-0,06$ enheter i perioden 2013–18 ($p = 0,012$; **tabell 4.12**). Signifikant forflytning inn mot midten av DCA-akse 1 (mot lavere skårer) ble også observert for flatene fra den friskere furuskogen (B1); den gjennomsnittlige forflytningen her var $-0,19$ S.D.-enheter. Gradientlengden (differansen mellom høyeste og laveste flateskår), som for flater analysert i 1988, 1993 og 1998 var henholdsvis 5,80, 5,85 og 5,85 S.D.-enheter, var i 2018 redusert til 5,44 S.D.-enheter etter en gradvis reduksjon i de mellomliggende årene (5,69 i 2003, 5,60 i 2008 og 5,56 i 2013). Dette mønsteret var resultatet av betydelige forflytninger for noen enkeltflater nær gradientendepunktene. Forflytning $> 0,4$ S.D.-enheter langs DCA-akse 1, som etter forrige reanalyse i 2013 ble observert for 11 flater, ble etter analysen i 2018 observert for til sammen 20 flater. Fire av disse flatene lå i rikere granskog (deldatasett A1; flatene 18, 41, 43 og 49), tre lå i fattigere granskog, hvorav én (flate 47) beveget seg mot lavere og to (flatene 2 og 73) mot høyere skårer, én lå i den friskere furuskogen (flate 85), mens hele 11 av 18 flater i den mer tørkeutsatte furuskogen (B2; 11, 12, 14, 26, 31, 58, 61, 63, 64, 78 og 93) hadde en forflytning som var større negativ enn $-0,40$ i perioden 1988–2013. Et resultatet av forflytningsmønstrene, var at 'luka' mellom granskog og furuskog i ordinasjonsdiagrammet som viser flatenes plassering i 1988 (sammenlikn **figur 4.3a** og **4.2a**), nesten var tettet igjen i ordinasjonsdiagrammet som viser flatenes plassering i 2018 (**figur 4.3b**).

Langs DCA-akse 2 ble signifikant positiv forflytning i siste femårsperiode og i trettiårsperioden 1988–2018 observert i den mer tørkeutsatte furuskogen (B2; **tabell 4.12**). Dette resultatet kan imidlertid ikke tillegges særlig vekt, ettersom tungeeffekten gir opphav til en minst like sterkt signifikant negativ korrelasjon mellom skårer langs DCA-aksene 1 og 2 i den mer tørkeutsatte furuskogen (Kendalls $\tau = -0,6159$, $p < 0,001$, $n = 18$). Gjennomsnittsflytningen i den friskere furuskogen (B1) og den fattigere granskogen (A2) i trettiårsperioden var også signifikant, men ikke så sterk som for flatene i den mer tørkeutsatte furuskogen (**tabell 4.12**). Forflytningen langs DCA-akse 2 var negativ i granskogen, det vil si mot en artssammensetning typisk for fuktigere flater mellom trær, mens den gikk i motsatt retning i furuskogen.



Figur 4.3 DCA-ordinasjon av 100 permanente prøveflater, hver analysert sju ganger (første gang i 1988, deretter i 1993, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018), i overvåkingsområdet Solhomfjell (se **figur 4.2a**). DCA-aksene 1 og 2 er skalert i standardavvikenheter (S.D.-enheter). Flatenes fordeling på fire deldatasett (A1, A2, B1 og B2) er angitt med farger som forklart i figuren. (a) Forflytning av prøveflatene i ordinasjonsdiagrammet. Farget sirkel angir posisjonen i 1988, farget prikk angir posisjonen i 2018. Posisjonene i mellomliggende år er angitt med små prikker, forbundet med linje. (b) Resultantforflytning i ordinasjonsdiagrammet for hvert av de fire deldatasettene. Stor, farget sirkel angir tyngdepunktet (gjennomsnittlig flateskår langs hver akse for flater som hører til det aktuelle deldatasettet), liten farget sirkel angir tyngdepunktet i 2018. Forflytningen i mellomliggende år er markert med kontinuerlig, tjukk linje. Enkeltflatenes plassering i 1988 er angitt med små sirkler.

Tabell 4.4 Endring i karplantearters mengde i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2018. Kolonnene under overskriften 'Totalt' refererer seg til antall prøveflater (FI; av totalt 61), antall småruter (Sr; av totalt 976) arten totalt er funnet i (i den aktuelle perioden), og midlere dekningsgrads-prosent (%D) for perioden 1993–2018. I kolonnene for endring i smårutefrekvens er angitt antall prøveflater arten er funnet minst ett av de to aktuelle årene (n), antall flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i smårutefrekvensen, og p-verdi for en Wilcoxon ettutvalgstest for hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Persistens (jf. R. Økland 1995b) er angitt på skala fra -- (lav) til ++ (høy). Kolonnene for tolket trend gir uttrykk for en samlet vurdering av utviklingen i de aktuelle periodene, fra --- (meget sterk reduksjon) til +++ (meget sterk økning). Alle arter er inkludert i tabellen, men bare arter med endring i mengde i minst 5 av prøveflatene er testet med hensyn til endring. Signifikant endring ($p < 0,05$) er markert med uthevet skrift, kursiv er benyttet i tillegg for å markere tilbakegang.

Art	Totalt			Endring i smårutefrekvens																										Per-si-stens	Tolket endring			
	1988-2018			1988-1993				1993-1998				1998-2003				2003-2008				2008-2013				2013-2018				1988-2018						
	FI	Sr	%D	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-		n+	p		
<i>Acer platanoides</i>	1	12	1	1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0				
<i>Betula</i> sp.	14	52	1	10	6	4	1,000	9	5	4	,2278	8	4	2	,3741	7	4	3	1,000	6	4	2	,3741	6	4	2	,4840	9	7	1	,0290	0	0	
<i>Picea abies</i>	51	287	1	33	23	7	,0068	29	7	16	,1049	30	20	7	,0072	33	7	22	,0019	37	20	15	,1643	34	16	10	,2393	41	23	14	,0626	0	0	
<i>Pinus sylvestris</i>	27	62	1	15	2	13	,0134	14	13	1	,0022	14	2	12	,0082	14	11	3	,0780	8	2	5	,4299	6	6	0	,0263	2	2	0		0		
<i>Populus tremula</i>	19	116	2	10	3	6	,1870	11	5	3	,5261	16	8	8	,3598	13	7	4	,9638	13	4	9	,3958	13	6	6	,9684	12	4	6	,5390	-	0	0
<i>Quercus</i> sp.	2	4	1					1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1				
<i>Sorbus aucuparia</i>	61	692	2	60	28	23	,6158	61	23	31	,1177	60	30	21	,2146	59	38	11	,0001	59	27	22	,6011	51	31	10	,0003	57	46	9	,0001	+	--	---
<i>Viburnum opulus</i>	1	10	3	1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	0	1				
<i>Calluna vulgaris</i>	1	9	1	1	1	0		1	0	0		1	1	0														1	1	0				
<i>Vaccinium myrtillus</i>	60	949	29	59	4	10	,2817	59	4	5	,6244	60	6	8	,3820	60	5	4	,2054	60	4	6	,7579	60	10	5	,5648	60	10	10	,8077	++	0	0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	48	541	4	41	18	13	,2177	41	25	9	,0015	43	13	23	,1105	41	21	15	,9298	41	15	19	,8297	42	14	16	,7563	45	20	20	,5755	++	0	0
<i>Anemone nemorosa</i>	20	177	2	18	8	6	,9245	16	13	2	,0018	15	1	11	,0113	15	14	0	,0009	14	3	9	,0638	14	10	4	,0426	19	15	3	,0014	--	(-)	-
<i>Angelica sylvestris</i>	1	3	1	1	1	0														1	0	1		1	1	0		1	1	0				
<i>Athyrium filix-femina</i>	4	35	13	4	0	3		4	4	0		4	1	3		4	3	1		4	1	1		4	2	1		3	2	0				
<i>Blechnum spicant</i>	2	22	10	2	1	1		2	1	0		2	0	2		2	1	0		2	0	1		2	1	0		2	0	1				
<i>Chaemaepericlymenum suecicum</i>	3	39	3	3	1	1		3	1	1		3	2	1		2	1	1		2	0	2		2	0	2		3	1	1				
<i>Convallaria majalis</i>	15	93	2	13	7	2	,1975	11	3	6	,1166	11	4	4	,8286	10	7	2	,0363	9	2	3	,4098	10	5	3	,5214	13	8	4	,1195	+	0	0
<i>Crepis paludosa</i>	2	31	6	2	0	2		2	2	0		2	0	2		2	1	0		2	1	1		2	2	0		2	1	1				
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	1	3	1	1	0	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0				
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	21	145	5	17	11	1	,0052	14	6	4	,6655	14	5	9	,1360	14	9	4	,0527	16	3	9	,1886	17	9	5	,2910	20	13	7	,1207	+	0	0
<i>Dryopteris filix-mas</i>	4	30	2	4	4	0		4	3	1		3	1	1		3	3	0		2	1	0		2	0	0		4	4	0				
<i>Geranium sylvaticum</i>	3	29	1	3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	1	2		3	3	0		3	3	0				
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	27	297	4	27	14	7	,0919	24	15	2	,0052	23	10	10	,7776	23	17	4	,0220	18	6	9	,8400	17	11	3	,1000	25	21	2	,0015	++	0	---
<i>Hepatica nobilis</i>	2	27	1	2	0	2		2	0	2		2	0	0		2	1	0		2	1	1		2	1	1		2	0	1				
<i>Hieracium</i> spp.	2	21	2	2	0	1		2	1	1		2	1	0		2	1	1		2	1	1		1	1	0		2	2	0				
<i>Huperzia selago</i>	5	27	1	4	2	0		4	2	1		5	0	2		5	2	2		4	4	0		3	1	0		5	4	1				
<i>Lathyrus linifolius</i>	2	3	1	2	1	1		1	1	0																		1	1	0				
<i>Lathyrus vernus</i>	1	4	1	1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0		1	0	0				
<i>Linnaea borealis</i>	14	78	2	11	7	3	,7585	8	8	0	,0104	5	0	4		5	3	1		5	1	2		7	3	3	,3964	13	9	4	,8331	++	0	0
<i>Listera cordata</i>	1	9	1	1	1	0						1	0	1		1	1	0						1	0	1		1	1	0				
<i>Lycopodium annotinum</i>	21	201	2	16	10	4	,2516	13	7	2	,2341	15	8	7	,9771	18	9	8	,9620	17	9	8	,6324	14	5	9	,2179	18	10	7	,7219	+	0	0
<i>Maianthemum bifolium</i>	59	839	3	56	19	22	,8653	56	33	8	,0001	58	16	26	,0925	59	37	7	,0001	57	23	22	,9274	57	27	16	,0320	58	40	11	,0001	+	(-)	--
<i>Melampyrum pratense</i>	16	98	1	7	2	5	,2702	9	2	7	,1366	10	5	4	,9512	8	7	1	,0244	8	2	6	,0569	7	4	2	,9161	8	4	4	,3258	--	0	0
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	19	161	2	11	5	6	,3948	11	4	7	,5904	11	4	6	,4726	12	7	2	,1085	12	3	9	,0361	13	5	7	,4788	16	6	9	,0567	--	0	0

Art	Totalt			Endring i smårutefrekvens																										Per- si- stens	Tolket endring			
				1988–1993						1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018					1988–2018			
	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–		n+	p	13–	88–
<i>Orthilia secunda</i>	2	23	2	1	0	1		1	0	1		1	0	1		2	1	1		1	0	1		1	0	1		1	0	1				
<i>Oxalis acetosella</i>	18	222	2	14	10	4	,0767	11	7	1	,0231	15	0	14	,0011	15	7	5	,9686	17	3	13	,0730	17	13	2	,0027	14	6	8	,2188	+	–	0
<i>Paris quadrifolia</i>	1	13	1	1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1												
<i>Phegopteris connectilis</i>	10	116	8	9	5	3	,8880	9	4	3	,3482	9	5	4	,9525	7	5	1	,0578	7	1	4	,2718	7	3	3	,8330	9	6	3	,6776	+	0	0
<i>Platanthera</i> sp.	1	1	1													1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1				
<i>Polygonatum verticillatum</i>	2	30	3	2	1	1		2	1	1		2	1	1		2	2	0		2	1	1		2	1	1		2	1	1				
<i>Potentilla erecta</i>	4	18	1	4	3	0		4	2	2		2	2	0		2	1	0		1	1	0					4	4	0					
<i>Pteridium aquilinum</i>	26	319	9	25	17	8	,0472	24	19	5	,0293	19	12	4	,0507	18	11	6	,1063	16	8	6	,6580	13	4	8	,7788	24	20	1	,0009	–	0	---
<i>Pyrola minor</i>	1	16	6	1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	0	0		1	1	0				
<i>Rubus idaeus</i>	1	1	1									1	0	1		1	1	0																
<i>Rubus saxatilis</i>	8	53	1	8	4	2	,2021	7	4	1		6	4	0		5	4	0		4	2	0		3	0	1		8	7	0	,0223	+		---
<i>Sanicula europaea</i>	1	9	4									1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	0	0		1	0	1				
<i>Solidago virgaurea</i>	15	85	2	15	8	4	,3798	12	4	4	,6193	12	7	2	,0656	8	7	1	,0280	8	3	2	1,000	9	2	4	,4568	15	11	3	,0483	+	0	(–)
<i>Trientalis europaea</i>	48	551	2	47	24	17	,5495	43	31	7	,0004	41	5	33	<,0001	42	31	9	,0006	39	14	24	,0200	37	22	11	,0102	46	32	11	,0054	+	(–)	(–)
<i>Valeriana sambucifolia</i>	2	25	4	2	0	1		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	1	1		2	1	1		2	1	1				
<i>Veronica officinalis</i>	2	29	2	2	0	2		2	2	0		2	0	1		2	1	1		2	0	2		2	2	0		2	0	2				
<i>Viola riviniana</i>	8	71	2	8	3	4	,3438	6	3	3	,8302	5	2	2		5	5	0	,0422	5	4	0		3	2	1		8	5	2	,1959	++		0
<i>Agrostis capillaris</i>	1	16	2	1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0				
<i>Avenella flexuosa</i>	54	816	6	53	3	12	,0307	53	11	6	,0887	52	5	11	,0570	53	9	6	,6474	53	5	11	,0202	53	11	9	,6474	54	10	14	,3360	++	0	0
<i>Calamagrostis phragmito- ides</i>	24	276	2	24	6	7	,7502	23	14	2	,0053	20	12	2	,0096	20	13	1	,0058	16	12	1	,0073	13	7	5	,4539	24	22	2	<,0001	++	0	---
<i>Carex digitata</i>	2	11	1	2	0	2		2	2	0		2	1	1		2	1	0		2	2	0					2	2	0					
<i>Carex echinata</i>	2	7	1													1	0	1		1	1	0		2	0	2		2	0	2				
<i>Carex pallescens</i>	3	35	2	3	1	2		3	0	2		3	3	0		3	0	1		3	3	0		3	1	2		3	1	2				
<i>Festuca altissima</i>	6	58	2	6	3	2	,7835	5	1	3		5	2	2		5	4	1	,1308	5	2	2		4	2	2		6	3	2	1,000			0
<i>Luzula pilosa</i>	16	103	1	14	10	2	,0235	11	4	6	,2547	10	4	5	,9048	11	7	3	,1834	10	3	3	,8321	10	5	5	,5400	15	12	3	,0141	+	0	(–)
<i>Melica nutans</i>	8	75	1	7	3	2	1,000	7	1	4	,1696	7	5	2	,2359	6	4	1	,2249	5	2	3	1,000	6	3	2	,4098	8	5	2	,2016	++	0	0
<i>Milium effusum</i>	8	61	1	5	3	1		5	1	2		6	3	3	,8321	7	5	2	,2008	8	3	3	,3951	6	4	1	,5879	6	4	2	,5282		0	0
<i>Molinia caerulea</i>	3	25	12	2	0	2		2	1	1		3	1	1		3	0	1		3	1	2		3	1	1		3	0	3				

Tabell 4.5 Endring i karplantearters mengde i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2018. Antallet prøveflater (FI) er 39, med til sammen 624 småruter. For forklaring, se **tabell 4.4**.

Art	Totalt			Endring i smårutefrekvens																								Persi- stens	Tolket endring					
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018					1988–2018				13– 18	88– 18
	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p		n	n–	n+	p		
<i>Betula sp.</i>	3	13	1	1	1	0		3	0	2		3	2	1		1	0	1		2	0	1		2	1	0		2	1	0				
<i>Picea abies</i>	13	49	1	10	9	0	,0071	5	0	3		5	3	1		8	2	4	,2356	10	4	5	,5450	7	3	2	,8918	12	5	5	1,000			
<i>Pinus sylvestris</i>	29	151	1	17	11	4	,0296	16	4	7	,6290	22	5	16	,0078	21	16	4	,0082	23	8	13	1,000	21	13	5	,3384	23	12	6	,4421	–	0	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	9	17	1	6	3	1		3	2	0		2	0	1		3	2	1		4	1	2		4	2	1		8	5	1	,1058			0
<i>Calluna vulgaris</i>	37	502	10	37	12	13	,8390	34	19	9	,0528	33	14	11	,4242	33	19	10	,0138	31	13	9	,2987	31	12	13	,5320	37	23	11	,0079	+	0	–
<i>Empetrum nigrum</i>	28	331	5	19	13	5	,0965	20	11	4	,0123	24	3	16	,0371	22	11	7	,8098	21	4	12	,0574	23	2	14	,0011	24	9	16	,1613	+	+	0
<i>Erica tetralix</i>	5	41	1	5	2	2		4	4	0		3	2	1		2	1	1		2	1	1		2	1	1		5	5	0	,0591			0
<i>Oxycoccus palustris</i>	1	3	1	1	1	0		1	1	0																	1	1	0					
<i>Vaccinium myrtillus</i>	39	612	23	35	6	4	,4428	35	7	5	,4310	37	0	12	,0024	38	5	4	,8587	39	1	9	,0129	39	3	7	,1811	39	1	13	,0051	++	0	++
<i>Vaccinium uliginosum</i>	23	326	10	20	7	8	,6897	20	6	6	,7813	19	3	5	,8	20	9	3	,0962	21	7	8	,7066	22	9	7	,4961	22	10	8	,7101	+	0	0
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	39	624	12	38	5	6	,7202	38	2	10	,0128	38	4	8	,0513	39	6	3	,2054	39	1	10	,0090	39	6	6	,7812	39	5	13	,2133	++	0	0
<i>Maianthemum bifolium</i>	1	1	1																	1	0	1		1	0	0		1	0	1				
<i>Melampyrum pratense</i>	27	291	1	15	7	8	,4807	15	8	7	1,000	20	3	17	,0004	21	18	2	,0005	21	5	16	,0048	23	11	11	,2900	22	7	17	,0274	--	0	0
<i>Monotropa hypopitys</i>	2	2	1	1	1	0						1	0	1		1	1	0									1	1	0					
<i>Trientalis europaea</i>	1	2	0	1	1	0																					1	1	0					
<i>Avenella flexouosa</i>	3	15	1	1	1	0		1	1	0		1	0	0		2	2	0		3	0	2		3	2	1		3	1	1				
<i>Carex pilulifera</i>	3	13	1	3	3	0		2	0	1		3	0	2		3	3	0		2	0	0		2	0	1		3	2	0				
<i>Luzula pilosa</i>	1	1	0	1	1	0																					1	1	0					
<i>Trichophorum cespitosum</i>	1	5	0	1	1	0																					1	1	0					

Tabell 4.6 Endring i kryptogamarters mengde (moser og lav) i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2018. For forklaring, se **tabell 4.4**.

Art	Endring i smårutefrekvens																											Per- si- stens	Tolket end- ring					
	Totalt																												13- 18	88- 18				
	1988-2018			1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2008			2008-2013			2013-2018			1988-2018												
	FI	Sr	%D	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p	n	n-	n+	p							
Aulacomnium palustre	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0								
Brachythecium salebrosum	7	52	2	5	4	1	,5827	6	2	3	,5716	6	2	2		5	5	0	,0422	5	1	4	,1696	5	3	1		6	5	1	,0899	+		0
Ceratodon purpureus	2	5	1	0	0	0		2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0				
Cirriphyllum piliferum	12	89	1	7	1	6	,0418	9	2	5	,2981	10	5	2	,1434	8	2	2		10	6	2	,3979	10	7	1	,0885	6	4	2	,1411	++	0	0
Dicranum fuscescens	33	202	1	21	0	17	,0003	24	7	13	,2349	26	18	6	,0023	24	9	10	,7873	27	10	16	,0427	24	18	5	,0004	19	6	11	,9039	-	--	0
Dicranum majus	57	821	18	55	9	24	,0048	55	16	21	,3632	57	7	25	,0038	57	15	14	,7192	56	12	20	,2356	55	12	13	,3996	55	4	29	<,0001	++	0	+++
Dicranum montanum	1	3	1																					1	0	1		1	0	1				
Dicranum polysetum	1	3	1	1	0	1		1	1	0		1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	0	1				
Dicranum scoparium	60	627	1	53	6	41	<,0001	56	29	19	,0556	56	23	26	,5278	58	29	19	,1832	58	29	20	,8730	49	35	7	<,0001	48	29	16	,0262	-	--	(-)
Diphyscium foliosum	1	2	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
Eurhynchium striatum	1	5	1	1	1	0		1	1	0		1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0				
Fissidens adianthoides	1	10	2	1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0		1	1	0		1	1	0				
Herzogiella striatella	2	12	1	2	1	1		1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	1	0		1	0	0		2	1	0				

Art	Totalt			Endring i smårutefrekvens																										Per- si- stens	Tolket end- ring			
	1988–2018			1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018				1988–2018						
	FI	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–		n+	p		
<i>Heterocladium dimor- hum</i>	1	1	1	0	0	0		1	0	1		1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0				
<i>Hylocomiastrum umbra- tum</i>	90	402	5	34	13	16	,3940	31	11	10	,5034	32	7	17	,0344	35	22	8	,0018	36	15	16	,7011	33	18	11	,1673	36	23	12	,1147	++	0	0
<i>Hylocomium splendens</i>	50	560	6	44	11	22	,0672	42	11	22	,0669	41	9	20	,0322	42	9	21	,0109	46	9	23	,0099	47	10	18	,3626	49	7	39	<,0001	++	0	+++
<i>Hypnum cupressiforme</i>	14	50	1	5	1	4	,2031	5	2	3	,7656	6	2	3	1,000	7	3	3	,9141	10	2	6	,2597	11	5	5	,9179	7	0	7	,0215		0	(+)
<i>Isoetecium alopecuroi- des</i>	1	1	1																				1	0	1		1	0	1					
<i>Leucobryum glaucum</i>	1	1	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Mnium hornum</i>	1	3	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0		1	0	0				
<i>Mnium spinosum</i>	3	7	1	3	1	1		2	1	1		2	1	1		2	1	0		2	0	1		2	2	0		2	2	0				
<i>Mnium stellare</i>	2	1	1																				2	0	2		2	0	2					
<i>Paraleucobryum longifo- lium</i>	1	6	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Plagiomnium affine</i>	12	121	2	11	3	7	,1973	12	3	6	,3088	12	6	5	,4430	11	7	2	,1166	11	2	6	,2322	11	7	2	,0431	11	7	3	,2012	++	(–)	0
<i>Plagiothecium denticula- tum</i>	30	181	1	24	5	14	,0329	28	9	18	,1976	28	19	7	,0083	21	17	2	,0019	14	4	8	,1588	14	9	3	,1037	21	17	2	,0006	–	0	–
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	53	499	1	41	6	27	,0012	48	13	26	,2036	51	28	21	,2557	49	23	18	,8195	48	25	15	,0047	43	36	4	<,0001	38	26	12	,0031	+	–	–
<i>Plagiothecium undula- tum</i>	17	210	5	14	1	7	,0332	14	3	5	,1542	15	1	11	,0354	16	8	5	,2442	17	4	6	,7977	17	6	6	,5493	17	3	12	,0080	++	0	++
<i>Pleurozium schreberi</i>	48	540	3	41	14	21	,0816	41	15	17	,6975	46	14	25	,0402	46	20	14	,1113	47	17	20	,3351	45	25	16	,0709	44	24	16	,5221	+	0	0
<i>Pohlia nutans</i>	9	14	1	7	2	5	,2402	6	3	1		4	4	0		0	0	0		1	0	1		2	1	1		3	2	1				
<i>Polytrichastrum for- mosum</i>	25	186	2	20	3	14	,0032	21	10	8	1,000	18	3	11	,0107	20	9	9	,5685	22	8	9	,8458	22	13	4	,0492	22	9	13	,4099	++	(–)	0
<i>Polytrichum commune</i> agg.	7	47	2	6	2	4	,4840	5	3	0		5	1	3		6	5	1	,3173	5	1	3		4	2	2		5	3	2	1,000			0
<i>Pseudotaxiphyllum ele- gans</i>	3	3	1	1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		2	0	2		3	1	2				
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	16	115	2	13	3	5	,7227	13	6	6	1,000	12	5	3	,9425	10	4	4	,6662	12	3	9	,0435	13	4	6	,9163	14	3	10	,1591	+	0	0
<i>Rhizomnium punctatum</i>	7	17	1	3	1	1		4	2	1		6	0	4		6	4	1	,1573	3	2	1		1	1	0		3	2	1				
<i>Rhodobryum roseum</i>	6	34	1	5	1	3		4	1	1		4	2	0		2	1	0		3	1	1		4	1	1		6	4	2	,2809			0
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	33	296	3	24	2	17	,0006	26	6	12	,1143	26	4	17	,0053	28	12	10	,7009	29	11	11	,5987	30	7	14	,1321	29	1	27	<,0001	++	0	+++
<i>Rhytidiadelphus squar- rosus</i> agg.	21	165	4	20	12	4	,1703	16	5	6	,9634	14	6	4	,4715	13	3	6	,3653	14	5	3	,5745	14	5	4	1,000	20	12	4	,0540	++	0	(–)
<i>Rhytidiadelphus tri- quetrus</i>	17	119	1	14	2	6	,3506	13	6	3	,3968	12	2	7	,1169	13	3	7	,2439	14	9	5	,2379	14	4	6	,4336	15	6	7	,3401	++	0	0
<i>Sanionia uncinata</i>	14	30	1	3	1	2		3	2	1		2	0	1		7	1	6	,1685	12	4	7	,7805	9	8	1	,0246	3	2	1		(–)		
<i>Sciuro-hypnum popu- leum</i>	4	7	1	1	1	0		1	0	1		2	1	1		1	0	0		2	1	1		2	1	1		2	1	1				
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	34	229	1	21	7	9	,7943	24	4	19	,0005	29	17	10	,0463	27	14	9	,2407	24	9	11	,1987	20	15	3	,0046	20	11	7	,2728	+	–	0
<i>Sciuro-hypnum starkei</i> agg.	26	157	1	12	6	5	,7876	12	5	7	,9685	14	7	7	,5691	12	7	4	,5002	23	4	18	,0049	23	14	6	,0895	17	6	11	,3541	–	0	0
<i>Straminergon strami- neum</i>	2	15	1	1	0	1		2	1	1		2	0	1		2	1	0		2	0	1		2	2	0		1	1	0				
<i>Tetraphis pellucida</i>	8	30	1	3	1	2		5	1	4	,4902	5	3	2	1,000	4	1	1		6	3	2	,5716	5	2	2		5	1	4	,1696			0
<i>Sphagnum angustifolium</i>	1	3	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1				
<i>Sphagnum centrale</i>	2	18	4	1	1	0		1	0	1		1	0	1		2	1	1		2	0	2		2	1	1		2	0	1				
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	12	96	20	8	1	4	,1675	8	4	1	,2031	9	0	7	,0179	9	3	1		9	1	5	,1058	10	3	4	,8605	9	2	5	,1434	++	0	0

Art	Totalt			Endring i smårutefrekvens																										Per-si-stens	Tolket endring			
	1988–2018			1988–1993						1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018					1988–2018			
	FI	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–		n+	p		
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	11	125	13	9	2	3	,8902	9	3	4	,3008	9	2	2		11	2	8	,1306	11	4	1	,5842	9	2	3	,7874	10	3	5	,6224	++	0	0
<i>Sphagnum russowii</i>	4	54	13	4	1	2		4	2	1		4	2	2		4	1	3		4	1	2		4	2	1		4	1	2				
<i>Barbilophozia attenuata</i>	16	69	1	10	1	8	,0402	12	7	3	,2547	12	4	4	,8857	10	8	1	,0200	8	1	6	,2008	10	7	3	,0621	9	4	5	,6244		0	0
<i>Barbilophozia barbata</i>	20	115	1	14	1	11	,0053	14	8	4	,8431	16	10	4	,0976	13	9	2	,0221	10	2	7	,0820	9	3	5	,3979	10	3	7	,1127	–	0	0
<i>Barbilophozia floerkei</i>	22	159	1	21	2	18	,0018	20	5	11	,2100	17	10	5	,0541	15	7	5	,1917	16	7	6	,9438	13	12	0	,0024	12	9	3	,1338	+	--	0
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	4	18	1	2	0	1		3	2	1		3	2	0		2	1	1		3	1	2		3	1	2		3	1	2				
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	46	512	3	41	10	17	,1166	41	18	12	,0629	43	16	12	,6411	42	30	4	,0001	40	8	22	,0110	39	24	4	,0001	44	32	8	,0001	++	---	---
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	14	58	1	9	2	7	,2261	12	4	6	,7527	10	6	1	,0708	10	1	7	,0278	12	6	4	,5327	10	8	2	,0442	8	3	3	1,000		(–)	0
<i>Calypogeia azurea</i>	17	99	1	11	3	6	,3075	12	6	5	,8201	15	3	11	,0784	13	7	2	,0850	14	5	6	,7528	12	10	2	,0121	9	6	1	,0422	--	(–)	(–)
<i>Calypogeia integristipula</i>	19	78	1	12	2	9	,1849	13	5	3	,3543	10	6	2	,4367	13	2	9	,0258	16	7	6	,7514	10	8	0	,0136	13	6	7	,8575	–	(–)	0
<i>Calypogeia muelleriana</i>	38	280	1	25	8	16	,1689	24	8	12	,4183	24	9	11	,0545	30	12	15	,5058	35	17	13	,5901	26	20	4	,0030	25	13	9	,7820	–	–	0
<i>Calypogeia neesiana</i>	22	105	1	15	3	9	,0398	16	11	4	,0624	13	4	7	,2526	16	7	7	,9245	14	8	4	,1515	7	6	1	,0583	11	10	1	,0091	+	(–)	–
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	20	68	1	10	5	3	,6690	6	4	0	,0890	7	3	3	1,000	9	2	5	,4290	14	4	8	,2561	15	8	4	,2338	12	7	4	,5852	–	0	0
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	14	68	1	11	1	9	,0771	12	3	5	,4811	12	7	4	,1304	11	5	3	,6604	11	8	1	,0702	5	3	1		8	6	1	,1434	–		0
<i>Cephaloziella sp.</i>	2	5	1	1	0	1		2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	2	32	3	2	0	0		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	2	0		2	2	0		2	2	0				
<i>Diplophyllum albicans</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	8	24	1	6	3	3	,5887	5	3	1		5	1	3		4	2	0		3	1	0		3	0	1		6	3	3	,7498			0
<i>Gymnocolea inflata</i>	1	2	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0				
<i>Lepidozia reptans</i>	9	20	1	2	1	1		4	0	3		4	1	0		4	2	2		5	1	3		7	3	2	,7656	7	1	6	,0708		0	(+)
<i>Lophocolea bidentata</i>	3	21	1	2	1	1		2	1	1		2	0	1		2	0	1		2	2	0		2	0	2		2	0	2				
<i>Lophocolea heterophylla</i>	58	623	1	46	9	32	,0004	49	25	20	,5736	55	16	31	,0086	54	31	14	,0118	50	27	17	,2016	47	38	7	,0001	44	26	18	,0145	+	--	(–)
<i>Lophozia longidens</i>	3	8	1	1	0	1		1	0	0		2	0	1		2	1	1		1	1	0		2	1	1		1	0	1				
<i>Lophozia obtusa</i>	30	204	1	25	4	18	,0111	26	13	10	,6662	29	9	15	,1426	25	24	1	,0001	15	5	8	,1228	16	11	4	,0189	19	10	6	,0656	+	(–)	0
<i>Lophozia ventricosa</i>	24	106	1	15	3	11	,0166	17	4	10	,2483	17	13	3	,0459	13	8	5	,4174	12	6	4	,5602	11	3	5	,6148	14	6	8	,7751	+	0	0
<i>Mylia taylorii</i>	1	2	1	1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0				
<i>Plagiochila asplenoides</i>	42	404	3	39	15	16	,9279	37	14	15	,5199	35	13	14	,8839	36	14	16	,8749	36	10	17	,0955	36	8	17	,2387	42	16	24	,1053	++	0	0
<i>Plagiochila porelloides</i>	7	21	1	6	1	3		6	1	0		5	1	1		5	2	1		4	3	1		4	3	0		4	3	0				
<i>Ptilidium ciliare</i>	15	78	1	13	0	10	,0043	13	6	6	,8410	11	6	2	,2900	9	7	2	,3105	6	2	4	,4568	7	5	1	,0899	10	5	5	,7564	+	0	0
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	11	1	1	6	3	3	1	9	1	7	,0562	8	8	0	,0119	3	2	0		7	1	5	,1294	6	6	0	,0197	3	3	0		–		
<i>Riccardia latifrons</i>	1	32	1																					1	0	1		1	0	1				
<i>Scapania nemorea</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Scapania scandica</i>	2	2	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0				
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	11	49	1	8	0	8	,0130	8	6	1	,0494	8	1	5	,3951	8	6	1	,2325	8	3	3	,8241	7	2	2		6	2	4	,4840			0
<i>Cladonia chlorophaea</i>	5	10	1	3	1	2		4	0	2		4	3	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0				
<i>Cladonia coniocraea</i>	7	23	1	4	1	1		3	3	0		4	0	2		4	3	0		2	1	1		2	1	1		6	4	2	,2809			0
<i>Cladonia digitata</i>	1	4	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0		1	1	0				

Tabell 4.7 Endring i kryptogamarters mengde (moser og lav) i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2018. For forklaring, se **tabell 4.4**.

Art	Endring i smårutefrekvens																											Tolket endring							
	Totalt																																		
	1988–2018			1988–1993						1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018				1988–2018			Per-si-stens	13–18	88–
	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p				
<i>Aulacomnium palustre</i>	3	8	1	3	2	0		2	0	2		2	2	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		3	3	0					
<i>Dicranum drummondii</i>	22	90	1	11	4	4	,9432	10	2	5	,3429	14	6	7	,9716	14	4	7	,9638	13	6	6	,5230	10	4	4	,7768	12	6	7	,4151	+	0	0	
<i>Dicranum fuscescens</i>	27	197	1	19	1	16	,0006	20	8	9	,7388	24	6	12	,1654	23	11	6	,2056	20	10	6	,1748	19	7	10	,5796	18	5	14	,0263	+	0	0	
<i>Dicranum majus</i>	10	87	4	6	1	2		6	1	3		6	3	1		7	3	3	,9141	7	2	3	1,000	9	3	5	,5256	8	3	5	,2293		0	0	
<i>Dicranum montanum</i>	3	24	1	3	1	0		3	1	2		3	3	0		3	3	0		1	1	0		0	0	0		3	3	0					
<i>Dicranum polysetum</i>	26	195	2	22	11	4	,0272	22	6	9	,5645	23	8	10	,7574	23	12	6	,0450	23	5	13	,1058	22	12	5	,0479	23	11	8	,1867	+	0	0	
<i>Dicranum scoparium</i>	37	407	2	33	13	18	,1964	33	13	12	,7881	35	17	13	,6418	34	22	9	,0368	35	8	22	,0152	35	20	7	,0016	35	19	15	,2936	+	–	0	
<i>Dicranum spurium</i>	11	52	1	7	4	2	,7463	7	1	4	,1362	10	4	5	1,000	10	3	5	,8307	9	5	2	,6646	5	3	2	,6788	6	2	1			0		
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	2	2	1	0	0	0		1	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0					
<i>Hylocomium splendens</i>	12	109	9	8	2	3	,7656	8	2	4	,1389	8	1	3		11	2	7	,0532	11	2	5	,9314	11	1	6	,2317	12	3	7	,0653	++	0	(+)	
<i>Leucobryum glaucum</i>	11	41	1	6	2	1		8	1	6	,1934	9	1	7	,0326	9	4	1	,1308	9	3	4	,6698	10	3	2	,8902	10	2	9	,0471		0	(+)	
<i>Plagiothecium laetum</i>	4	13	1	3	0	2		3	2	1		1	1	0		2	2	0		2	1	1		1	1	0		2	1	0					
<i>Plagiothecium undulatum</i>	1	5	1	1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	0	0		1	0	1					
<i>Pleurozium schreberi</i>	38	566	12	36	9	6	,1808	36	9	9	,6408	37	8	13	,4698	38	8	8	,7715	37	6	9	,4048	37	6	9	,3036	38	9	14	,6581	++	0	0	
<i>Pohlia nutans</i>	20	95	1	17	10	5	,4041	18	6	9	,1559	17	16	0	,0004	9	6	1	,0473	6	5	1	,1058	2	2	0		15	15	0	,0007	+	–	–	
<i>Polytrichum commune</i>	8	28	2	7	1	3		7	2	3	,5716	5	2	2		5	1	3		5	2	2		5	2	1		6	4	2	,7463			0	
<i>Polytrichum juniperinum</i>	4	42	7	3	1	2		3	2	1		4	2	2		4	3	0		3	1	1		3	3	0		3	1	2					
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	7	89	5	7	2	4	,6716	7	3	4	,3008	7	2	3	,5862	7	4	2	,2878	7	0	6	,0335	7	1	2		7	2	5	,2710			0	
<i>Racomitrium heterostichum</i> agg.	2	9	1	1	1	0		1	1	0		1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		2	1	0					
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	6	38	1	5	5	0	,0545	4	3	1		5	2	2		6	4	2	,4530	4	3	0		3	1	0		5	5	0	,0545			–	
<i>Rhytidadelphus loreus</i>	1	8	1	1	0	1		1	0	0		1	1	0		1	1	0		1	0	0		1	1	0		1	0	0					
<i>Sanionia uncinata</i>	1	1	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0					
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	1	1	1	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0					
<i>Straminergon stramineum</i>	2	28	2	2	2	0		2	1	0		2	2	0		1	0	1		1	0	1		1	1	0		2	2	0					
<i>Sphagnum angustifolium</i>	1	10	4	1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1					
<i>Sphagnum capillifolium</i>	18	120	7	15	9	4	,0692	12	9	1	,0270	11	5	4	,9007	12	6	2	,1067	13	2	7	,1166	15	5	6	1,000	16	10	5	,1156	++	0	0	
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	5	68	15	5	4	0		5	3	0		5	0	4		5	1	2		5	1	4	,5716	5	2	2		5	3	2	1,000			0	
<i>Sphagnum russowii</i>	1	16	15	1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0					
<i>Anastrophyllum minutum</i>	1	2	1	1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		1	1	0					
<i>Barbilophozia attenuata</i>	7	27	1	3	1	2		4	2	2		3	1	0		2	1	1		4	1	3		5	2	2		5	1	5	,3414			0	
<i>Barbilophozia barbata</i>	2	11	1	1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		2	0	2		2	1	1		2	0	2					
<i>Barbilophozia floerkei</i>	21	154	1	18	11	1	,0060	16	5	6	,6518	17	13	3	,0549	15	10	4	,0889	13	4	8	,0522	12	10	1	,0141	19	17	0	,0003	++	–	–	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	13	89	1	10	4	3	,7737	11	7	2	,1246	8	4	1	,1198	7	2	3	,6845	8	2	6	,0756	8	5	1	,2932	12	7	4	,2846	+	0	0	
<i>Calypogeia muelleriana</i>	5	22	1	4	1	0		4	1	1		4	1	0		4	3	0		2	1	1		2	1	1		5	4	0					
<i>Calypogeia neesiana</i>	7	32	1	5	3	1		3	2	1		3	0	3		4	3	1		5	1	4	,2228	6	4	2	,2034	7	5	1	,2034		0	0	
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	1	1	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0					
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	1	6	1	1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	0					

Art	Totalt			Endring i småutefrekvens																								Per- si- stens	Tolket end- ring							
	1988–2018			1988–1993						1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				2013–2018				1988–2018				13– 18	88– 18	
	FI	Sr	%D	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p	n	n–	n+	p		n	n–	n+	p				
<i>Cephaloziella</i> sp.	12	66	1	8	3	3	,8335	9	2	4	1,000	9	6	0	,0350	8	3	4	,3061	6	5	1	,0899	2	2	0		8	6	0	,0355	--		–		
<i>Lophocolea heterophylla</i>	4	15	1	2	1	1		2	1	0		1	0	0		3	2	1		2	2	0		1	1	0		2	2	0						
<i>Lophozia obtusa</i>	2	2	1													2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	0	1						
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	7	50	1	5	3	2	1,000	5	1	3		6	3	1		6	3	2	,7865	6	3	3	,5982	4	4	0		6	4	1	,3430			0		
<i>Plagiochila asplenoides</i>	1	2	1	1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0						1	1	0						
<i>Ptilidium ciliare</i>	33	221	1	31	19	7	,0084	29	17	9	,2579	24	13	10	,2264	20	14	4	,0162	19	5	12	,0170	17	11	3	,0136	31	27	2	<,0001	+	(–)	---		
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	6	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		2	0	2		2	2	0		0	0	0		0	0	0						
<i>Cetraria islandica</i> agg.	17	127	6	15	4	5	,7135	17	6	6	,3505	17	8	4	,1660	13	4	2	,3951	12	4	3	1,000	10	6	2	,1241	14	9	3	,2498	++	0	0		
<i>Cladonia arbuscula</i> agg.	166	142	18	5	169	5,3049	15,3043	315	,0106	13	9,0106	10,574	9	5	4,0574	43	31	12	5,4339	15	14	5	5,0023	126	84	111	,0228	15	23	14	,0020	16	++	---		
<i>Cladonia bellidiflora</i>	14	109	2	11	6	4	,2346	11	2	5	,3491	12	2	8	,0850	12	7	3	,1358	12	4	4	,9428	11	9	1	,0269	11	5	3	,1824		(–)	0		
<i>Cladonia carneola</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0						
<i>Cladonia cenotea</i>	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0						
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	23	237	2	22	5	9	,3397	23	13	7	,1095	23	17	3	,0012	21	12	6	,1728	18	14	3	,0027	13	8	3	,1030	21	20	0	<,0001		0	---		
<i>Cladonia coccifera</i> agg.	9	69	1	9	0	8	,0131	9	5	2	,1747	8	5	2	,1883	5	4	1	,1308	6	4	2	,6707	5	4	0		5	4	1	,1344			0		
<i>Cladonia coniocraea</i>	3	7	1	2	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0						
<i>Cladonia cornuta</i>	3	13	1	3	1	2		3	0	2		3	3	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		2	2	0						
<i>Cladonia crispata</i>	1	7	1	1	0	0		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	0						
<i>Cladonia deformis</i>	9	52	1	4	1	1		7	2	4	,5898	9	1	6	,0498	9	5	4	,7630	7	4	1	,1344	6	4	1	,1696	6	3	3	,3951		0	0		
<i>Cladonia furcata</i>	5	10	1	4	3	0		2	2	0		0	0	0		2	0	2		2	2	0		0	0	0		4	4	0						
<i>Cladonia gracilis</i>	6	48	1	5	1	1		5	0	4		6	3	2	,6845	6	1	4	,4795	6	4	2	,5951	3	1	1		5	3	2	1,000			0		
<i>Cladonia macilenta</i>	4	8	1	3	0	3		4	1	2		3	2	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0						
<i>Cladonia rangiferina</i>	23	203	2	22	13	5	,4629	19	10	4	,1442	19	11	4	,0370	19	8	7	,3218	20	8	3	,0864	17	11	1	,0294	23	19	3	,0004		–	---		
<i>Cladonia squamosa</i>	11	78	1	9	3	6	,1870	10	4	5	,9044	10	7	2	,0528	8	5	2	,1213	8	5	1	,1198	7	3	4	,3017	9	5	3	,6725		0	0		
<i>Cladonia sulphurina</i>	8	32	1	7	3	2	,2763	7	4	3	,7925	5	4	1	,1362	4	1	3		4	2	1		3	3	0		5	5	0	,0579			0		
<i>Cladonia uncialis</i>	11	91	1	9	4	4	,9438	9	3	4	,8646	10	5	4	,8514	8	6	1	,1471	8	5	3	,3204	8	7	1	,0332	8	7	1	,0298		–	–		

Tabell 4.9 Endring i artsantall i 1-m² prøveflater (artstetthet) i overvåkingsområdet Solhomfjell 1988–2018. *n* er antall prøveflater. *M* og *S.D.* er middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode. *n-*, *n+* er antall prøveflater med reduksjon, resp. økning i artsantall. *p* refererer til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen om at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Signifikant endring ($p \leq 0,05$) i artsantall er angitt med uthevet *p*-verdi.

	n	Endring 1988–1993					Endring 1993–1998					Endring 1998–2003					Endring 2003–2008					Endring 2008–2013					Endring 2013–2018					Endring 1988–2018				
		n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p
Karplanter																																				
Rikere granskog (A1)	25	12	5	-0,72	1,57	,0530	13	3	-0,68	1,11	,0083	9	9	0,08	1,44	,9117	13	7	-0,80	2,20	,1090	9	11	-0,12	1,90	,9694	13	5	-0,88	1,62	,0142	19	3	-3,16	3,13	,0004
Fattigere granskog (A2)	36	11	13	-0,14	1,40	,9805	19	7	-0,64	1,15	,0047	11	11	0,14	1,73	,8451	17	7	-0,47	1,32	,0372	13	10	0,14	1,33	,5219	12	6	-0,22	0,89	,0205	25	6	-1,47	2,10	,0002
Friskere furuskog (B1)	21	13	4	-0,62	1,16	,0285	4	6	0,00	1,30	,6223	8	5	-0,09	1,04	,5483	7	3	-0,19	1,08	,3404	5	10	0,38	1,20	,1803	7	5	-0,19	1,08	,4154	11	5	-0,71	1,49	,0426
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	10	1	-0,72	0,96	,0067	2	4	0,33	1,03	,3455	3	11	0,89	1,41	,0227	10	0	-0,89	0,96	,0050	1	11	0,72	0,83	,0057	4	3	-0,11	1,18	,7970	4	9	0,22	1,73	,3164
Kryptogamer																																				
Rikere granskog (A1)	25	2	18	2,04	2,61	,0025	6	12	0,64	1,96	,1213	11	8	-0,32	2,43	,5559	12	9	-0,40	2,33	,6087	8	12	0,60	2,33	,2409	20	2	-3,12	2,86	,0002	13	7	-0,52	3,45	,3288
Fattigere granskog (A2)	36	7	24	1,94	2,64	,0002	14	12	0,03	2,36	,9694	15	15	-0,56	2,84	,4715	17	12	-0,39	2,10	,3926	15	13	-0,36	2,64	,5476	25	4	-1,83	3,10	,0003	22	13	-1,22	4,32	,1412
Friskere furuskog (B1)	21	5	10	0,22	1,28	,2889	9	6	-0,28	1,38	,4269	10	3	-0,71	1,23	,0185	11	5	-0,52	1,25	,0659	9	5	-0,14	1,11	,4164	12	4	-0,67	1,59	,0779	14	3	-1,95	2,46	,0043
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	5	7	0,64	1,52	,6318	5	9	0,56	1,50	,1635	11	2	-1,61	2,20	,0112	12	3	-0,67	2,38	,1603	11	5	-0,83	3,57	,2294	13	3	-2,28	3,06	,0030	16	0	-4,61	3,31	,0005
Bladmoser																																				
Rikere granskog (A1)	25	3	16	1,20	1,94	,0123	6	8	0,40	1,50	,2219	12	8	-0,20	1,97	,5934	11	10	-0,12	1,39	,7180	7	17	0,88	1,90	,0476	21	1	-2,16	1,77	,0001	14	7	-0,12	2,40	,6733
Fattigere granskog (A2)	36	3	17	0,64	1,31	,0097	6	14	0,33	1,39	,1272	12	10	-0,22	1,53	,4857	15	10	-0,06	1,31	,8895	7	16	0,44	1,71	,1599	21	5	-0,58	1,38	,0086	14	12	0,11	1,98	,8767
Friskere furuskog (B1)	21	4	6	0,24	0,94	,2430	2	4	0,14	0,65	,3741	7	5	-0,10	0,94	,6745	7	3	-0,33	0,91	,1113	4	8	0,38	1,20	,1711	8	5	-0,14	0,79	,4281	10	6	-0,38	1,66	,3055
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	5	6	0,00	1,08	1,000	1	9	0,50	0,71	,0147	7	6	0,22	1,31	,5130	8	5	-0,39	1,38	,2922	6	8	0,17	1,34	,6940	7	3	-0,39	0,98	,1113	12	3	-0,83	1,15	,0133
Levermoser																																				
Rikere granskog (A1)	25	4	14	0,76	1,56	,0354	5	9	0,24	1,01	,2505	9	5	-0,20	1,41	,4362	9	5	-0,20	1,71	,4179	8	5	-0,08	1,32	,6369	13	6	-0,96	1,65	,0084	10	7	-0,44	1,80	,2695
Fattigere granskog (A2)	36	7	22	1,25	0,97	,0017	15	9	-0,28	1,03	,3616	14	12	-0,36	1,26	,3050	12	8	-0,31	1,33	,2844	12	11	-0,22	1,71	,5441	23	7	-1,22	2,33	,0024	20	11	-1,19	2,96	,0210
Lav																																				
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	2	11	0,94	1,43	,0209	5	5	-0,17	1,04	,4575	12	3	-1,22	1,59	,0078	8	3	0,00	1,41	,5382	10	4	-0,67	1,57	,1083	10	2	-1,33	1,94	,0122	14	3	-2,44	2,75	,0031

Tabell 4.12 Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell langs DCA-ordinasjonsakser 1 og 2 (ordinasjon av 100 prøveflater $\times$ 7 analysetidspunkter; akser skalert i S.D.-enheter) gjennom tidsperioden 1988–2018. *n* er antall prøveflater. *M* og *S.D.* er middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode. *n-*, *n+* er antall prøveflater med lavere, resp. høyere prøveflateskår ved slutten av perioden enn ved periodens begynnelse. *p* refererer seg til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen at medianforflytningen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Signifikant forflytning ($p \leq 0,05$) er markert med uthevet *p*-verdi; '<<' angir $p < 0,0001$.

Ordinasjonsakse og skogtype	Endring 1988–1993						Endring 1993–1998						Endring 1998–2003						Endring 2003–2008						Endring 2008–2013						Endring 2013–2018						Endring 1988–2018					
	n	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p	n-	n+	M	SD	p						
DCA-akse 1																																										
Rikere granskog (A1)	25	3	21	,102	,090	,0001	6	19	,049	,075	,0033	15	10	–,032	,132	,4117	6	18	,073	,108	,0031	15	8	–,039	,113	,0591	5	15	,044	,134	,0850	3	22	,199	,185	,0001						
Fattigere granskog (A2)	36	18	18	,011	,093	,5877	23	12	–,014	,084	,1790	16	17	–,016	,101	,8092	15	19	,043	,127	,1176	19	16	–,006	,157	,8698	13	21	,014	,171	,7452	16	19	,032	,231	,4660						
Friskere furuskog (B1)	21	17	3	–,048	,078	,0782	14	6	–,044	,098	,0544	11	9	–,028	,077	,1451	17	3	,085	,081	,0003	8	12	,017	,082	,3904	11	8	–,011	,069	,7170	18	3	–,192	,207	,0008						
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	7	10	,061	,110	,0520	12	6	–,047	,125	,0772	15	3	–,105	,135	,0028	14	3	–,086	,076	,0013	15	1	–,127	,128	,0013	12	5	–,059	,078	,0120	17	1	–,367	–,207	<<						
DCA-akse 2																																										
Rikere granskog (A1)	25	9	15	,043	,105	,0485	6	18	,052	,090	,0100	18	7	,057	,089	,0062	15	10	–,017	,116	,4923	15	7	–,053	,133	,0768	16	8	–,041	,106	,0696	14	11	–,062	,240	,2158						
Fattigere granskog (A2)	36	12	23	,036	,138	,0825	12	23	,033	,105	,1379	24	9	–,072	,155	,0059	26	10	–,033	,143	,0732	21	14	,022	,133	,2760	19	17	–,032	,156	,5557	24	11	–,084	,204	,0157						
Friskere furuskog (B1)	21	3	17	,050	,063	,0016	7	12	,005	,044	,7614	4	16	,025	,051	,0453	5	14	,014	,081	,2346	10	10	,018	,058	,2316	7	11	,021	,076	,2472	3	18	,096	,130	,0031						
Mer tørkeutsatt furusk. (B2)	18	7	10	,024	,071	,2263	6	10	,022	,065	,2546	5	12	,021	,040	,0576	6	11	,021	,049	,1120	4	12	,024	,054	,0359	5	13	,027	,050	,0291	1	17	,134	,083	,0003						

4.3 Diskusjon

Gjennom de 30 årene vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell har pågått, har seks mer eller mindre klare endringsmønstre blitt identifisert og forsøkt forklart. I den foreliggende rapporten blir disse drøftet enkeltvis i lys av observasjoner og analyser av datamaterialet som er samlet inn i 2018. Økologiske forklaringer på disse mønstrene er grundig drøftet i tidligere rapporter (R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009b) og blir bare tatt opp til ny drøfting her i den grad nye momenter har kommet til.

(1) Endringer i artssammensetning i rikere granskog relatert til langvarig jordforsuring

For perioden 1988–98 ble et tydelig og konsistent endringsmønster for karplanter som kjennetegner rikere granskog identifisert, kjennetegnet ved en utvikling mot reduserte artsmengder og en artssammensetning som ble mer og mer lik artssammensetningen i den fattigere granskogen (R. Økland et al. 2000). Etter reanalysen i 2003 hadde disse endringene ikke bare stoppet opp; det ble også observert tegn på at de var i ferd med å reverseres. For gaukesyre, som var den karplantearten som hadde hatt den klareste tilbakegangen i perioden 1988–98, ble det observert en mengdeøkning fra 1998 til 2003 som var sterk nok til å veie opp for mengdereduksjonen 1988–98 (R. Økland & Nordbakken 2004). I perioden 2003–08 fortsatte imidlertid vegetasjonsutviklingen i rikere granskog i samme spor som i de to femårsperiodene 1988–93 og 1993–98. Tilbakegangen for andre karplantearter med tilsvarende krav til mineralnæring som gaukesyre, dvs. fugletelg, skogrørkvein, hvitveis og teiebær, fortsatte, mens signifikant mengdereduksjon for første gang ble registrert for skogfiol, og ytterligere to arter (sauetelg og hengeving) fikk sine mengder nær signifikant redusert (Halvorsen et al. 2009b). I tillegg ble en større gjennomsnittlig reduksjon i artstetthet i flatene enn i noen tidligere femårsperiode observert, og endringen i artssammensetning i retning av en artssammensetning typisk for den fattige granskogen, var også sterkt signifikant. Alt dette stemte dermed, isolert sett, overens med den hypotesen som ble framsatt av R. Økland & Eilertsen (1996; se også R. Økland 1995c og T. Økland et al. 2004), om at det pågår en langsiktig tilpasning av artssammensetningen i rikere granskog til de endrete voksestedbetingelsene som jordforsuringen gjennom det 20. århundret har forårsaket, men som nå ser ut til å ha stoppet opp (Binkley & Högberg 2016). Endringene som fant sted i perioden 2008–13 indikerte imidlertid, som for perioden 1998–2003, at dette endringsmønsteret var i ferd med å løse seg opp i en serie enkeltmønstre. Mengdereduksjonen for teiebær og skogrørkvein fortsatte, til dels med økt styrke, fra 2008 til 2013, mens gaukesyre fortsatte å øke i mengde. Også mange av de andre artene i gruppa med moderate mineralnæringskrav, som fikk sine mengder redusert i periodene 1988–98 og 2003–08, økte i mengde (noen av dem svakt) fra 2008 til 2013: hvitveis, sauetelg, fugletelg og hengeving. Reduksjonen i karplanteartsantall og endringen i retning av en artssammensetning typisk for fattig granskog stoppet dermed også opp. Halvorsen et al. (2014) konkluderte derfor at det ikke lenger var grunnlag for å tale om et pågående artsendringsmønster for karplanter i Solhomfjell og skrev at *«dette kan være en indikasjon på at det er i ferd med å innstille seg en dynamisk likevekt mellom karplanteartssammensetningen og jordas innhold av viktige plantenæringsstoffer.»* Reanalyseresultatene fra 2018 viser imidlertid igjen at dette endringsmønsteret ikke er et avsluttet kapittel. I perioden 2013–18 har alle de ovenfor nevnte karplanteartene med moderate mineralnæringskrav fått sine mengder ytterligere redusert, om enn mange av dem bare i liten grad. Gaukesyre og hvitveis går signifikant tilbake, mens mange av artene i denne gruppa har så få forekomster igjen i flatene i 2018 at det skal svært sterk prosentvis nedgang til for at en ytterligere mengdereduksjon vil fanges opp som signifikant av testene. For 30-årsperioden under ett er imidlertid tilbakegangen svært sterk for hvitveis, fugletelg, skogrørkvein og teiebær, mens gaukesyre igjen er tilbake på omtrent samme nivå som i 1988. Endringen i artssammensetning og artstetthet i retning av den som er typisk for fattigere granskog har også fortsatt. At samme endringsmønster også er rapport fra overvåkingsområdet Paulen som ligger noen mil sørvest for Solhomfjell, i perioden 2010–18 og totalt for perioden 1990–2018, (T. Økland et al., kapittel 5) viser at dette ikke er et lokalt, men sannsynligvis et regionalt endringsmønster.

Reanalyseresultatene fra 2018 indikerer at innløsning av en endringsgjeld (jf. Tilman et al. 1994), det vil si en tilpasning av artssammensetningen til endrete miljøforhold, fortsatt finner sted som

en forsinket respons på tidligere jordforsuring, i tråd med hypotesen framsatt av R. Økland & Eilertsen (1996) og T. Økland et al. (2004). Resultatene viser også at innløsning av denne endringsgjelden kan ta mange tiår, og støtter dermed forklaringen til R. Økland et al. (2013): «*Artene som fortsatt er i tilbakegang er klonale arter med langlevende enkeltskudd, som forekommer spredt og oftest i lav mengde i prøveflatene i Solhomfjell-området. Det er sannsynlig at disse artene fortsatt er inne i en negativ spiral der gradvis størrelses- og vitalitetsreduksjon fører til redusert forventet levealder for enkeltskudd, redusert forgreiningshyppighet og redusert kjønnnet formering, og dårlig rekruttering av nye planter.*» Det faktum at det finner sted en utarming av karplantefloraen uten påfyll av nye arter, kan dessuten være en indikasjon på at det boreale skogøkosystemet har betydelig resistens mot invasjon av nye arter, f.eks. som følge av endringer i klimaet. Dette vil vi komme tilbake til nedenfor.

(2) Endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av nitrogendeposisjon

Signifikant mengdeøkning for smyle i prøveflatene i granskog i Solhomfjell i flere tidligere femårsperioder (1988–93, 1998–2003 og 2008–13) har tidligere blitt tolket som en mulig effekt av høy nitrogendeposisjon (R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2014). I femårsperioden 2013–18 var dette endringsmønsteret fraværende i Solhomfjell-området, og heller ikke totalt for trettiårsperioden 1988–2018 har smyle økt i mengde i prøveflatene i dette overvåkingsområdet. Resultatene fra de andre overvåkingsområdene i TOV (T. Økland et al. 2017b) tyder heller ikke på at det finner sted en systematisk mengdeøkning for smyle i de sørlige delene av landet, der nitrogendeposisjonen er størst (jf. Anonym 2013). Aarrestad et al. (2013) registrerte ved re-analyse i 2012 økning i smyledekningen i overvåkingsområdet i bjørkeskog ved Møsvatn, men denne økningen falt sammen med bjørkemålerangrep og er sannsynligvis forårsaket av lokale eller regionale nitrogentilførsler. Den nitrofile arten bringebær, som ble observert i én prøveflate i Solhomfjell i 2003, har ikke blitt gjenfunnet i noen prøveflate siden. Så langt foreligger ingen klare indikasjoner på endringer i karplantevegetasjonen i granskog i Solhomfjell som kan tilskrives nitrogendeposisjon.

(3) Endringer i vegetasjonen i granskog som følge av generell fortetting av tresjiktet

Den sterke artsmengdereduksjonen for karplanter som ble observert for perioden 2003–08, da hele åtte arter med ulike preferanser for rikere eller fattig granskog fikk sine mengder signifikant redusert (Halvorsen et al. 2009b), og som falt sammen med signifikant endring i artssammensetningen (langs DCA-akse 2) i retning av en artssammensetning typisk for vegetasjonen under trær og i tett skog, ledet til at Halvorsen et al. (2009b) framsatte en hypotese om et endringsmønster relatert til trebestandsutviklingen i området. Dette mønsteret ble ikke gjenfunnet i analyseresultatene for perioden 2008–13, da mengdereduksjonen ikke fortsatte for noen av de lite krevende artene som gikk sterkt tilbake i perioden 2003–08, og skogstjerne økte endog i mengde igjen. Det ble ikke observert noe konsistent forflytningsmønster langs DCA-akse 2 i perioden 2008–13. Endringene i artssammensetning og artstetthet i granskog i Solhomfjell i femårsperioden 2013–18 gir heller ikke klar støtte til en slik hypotese. I tråd med beskrivelsen av dette endringsmønsteret avtar karplanteartstettheten og mengden av maiblom, og mengden av skogstjerne blir igjen redusert. Totalt for 30-årsperioden er tilbakegangen signifikant også for en tredje, vanlig, art, gullris. Men hypotesen svekkes også av to klare endringsmønstre som opptrer i perioden 2013–18. Fortetting av tresjiktet fremmer et lite fåtall skyggetolererende mosearter som vokser på strø, eksemplifisert ved stubbeblonde og glansjamnemose. Disse to artene er imidlertid blant artene med sterkest mengdereduksjon i den siste femårsperioden. Heller ikke forflytningsmønsteret langs DCA-akse 2 i granskog (svak forflytning i retning av artssammensetning typisk for åpninger mellom trær og fuktigere steder) gir støtte til fortetting av tresjiktet som en viktig driver for pågående endringer i karplantevegetasjonen i granskog. Målingene av alle trær i de utvidete storflatene i Solhomfjell i 2018 indikerer (det omfattende datamaterialet for tresjiktsutvikling ennå er ikke bearbeidet statistisk) at den volumtilveksten og tresjiktsfortettingen som har funnet sted gjennom de siste tiårene, er i ferd med å stoppe opp (A.K. Wollan, pers. obs.). Mens antallet trær (> 2 m høye) har fortsatt å øke, har også antallet stammebrekk og rotvelter økt slik at det nå synes å være i ferd med å etableres en dynamisk likevekt mellom tilvekst og naturlig avgang av trær i Solhomfjell. Sett under ett svekker observasjonene av endringer i karplanteartsmengder, -artsantall pr. prøveflate og -artssammensetning i perioden 2013–18

hypotesen om at trebestandsutviklingen er en vesentlig driver for endringer i karplantevegetasjonen i granskogen i Solhomfjell. Dette bør imidlertid sjekkes ut gjennom detaljert analyse av relasjoner mellom artsendringer i hver enkelt prøveflate og endring i treinnflytelse, på prøveflateskala.

(4) Endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer

Det mest markante endringsmønsteret i Solhomfjell gjennom 1990-tallet og fram til 2003 var den massive økningen i mange mosearters mengde og økningen i bunnsjiktdeknning (R. Økland & Nordbakken 2004), som ble satt i sammenheng med gunstige klimaforhold for mosevekst (f.eks. T. Økland et al. 2004a). Resultatene av reanalyse i Solhomfjell i 2008 ga imidlertid grunn til å stille spørsmålstegn ved om dette endringsmønsteret var i ferd med å endre seg: signifikant mengdeøkning ble bare observert for tre arter i perioden 2003–08, blant andre etasjemose, mens signifikant mengdereduksjon ble registrert for hele åtte arter med noe mindre gjennomsnittsstørrelse enn kryptogamarer flest. Halvorsen et al. (2009b) drøftet disse resultatene i lys av 'flaskehalshypotesen', som først ble framsatt av R. Økland & T. Økland (1996), og som seinere er utviklet videre av R. Økland et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a, 2004b). 'Flaskehalshypotesen' forutsier at mengdeøkningen for store moser fører til at åpninger i bunnsjiktet tettes igjen (økt bunnsjiktdeknning) og at moseskuddene blir stående tettere i mosematta. R. Økland & T. Økland (1996) viser for etasjemose at med økende skuddtetthet øker også sannsynligheten for at små skudd begraves i mosematta. Skudd som begraves svekkes på grunn av lysmangel, vokser dårligere og dør oftest i løpet av få år (R. Økland 2000). R. Økland (2000, se også Rydin 1997) argumenterer for at denne mekanismen kan generaliseres til blandingsbestander bestående av flere arter, ved at små skudd og, mer generelt, små arter, står i fare for å avta i mengde når 'flaskehalssituasjoner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år samtidig som det ikke finner sted tilbakeslag på grunn av klima, smågnagertoppår eller forstyrrelser som skyldes andre årsaker.

Endringsmønstrene for store og små moser i Solhomfjell for perioden 2003–08 ga ikke entydig støtte til 'flaskehalshypotesen' (Halvorsen et al. 2009b), mens resultater fra de aller fleste andre overvåkingsområdene i granskog (T. Økland & Bratli 2008, T. Økland et al. 2009, 2012, 2015, 2016, 2019, kapittel 5, Nordbakken et al. 2010,) indikerer at en slik utvikling er på gang over det meste av Sør-Norge. Reanalyseresultatene fra 2013 (Halvorsen et al. 2014) ble tolket som «*et konsistent og helt entydig bilde som passer inn i det langsiktige mønsteret av endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer*». Halvorsen et al. (2014) trakk fram sju enkeltresultater til støtte for 'flaskehalshypotesen' og at pågående klimaendringer er en viktig driver for endringer i kryptogamvegetasjonen i Solhomfjell: (i) Det var flere mosearter som økte enn som avtok i mengde. (ii) Mengdeøkning ble først og fremst registrert for store bladmoser; sterkest signifikant mengdeøkning ble funnet for etasjemose, men også fjærmose økte signifikant i mengde. (iii) Den fuktighetskrevende, store torvmosearten grantorvmose økte signifikant i mengde. (iv) Bladmoseartsantallet pr. flate økte signifikant i rikere granskog, og en mindre økning ble også registrert i fattigere granskog. (v) Den negative utviklingen for gåsefotskjeggmose som ble registrert i perioden 2003–08, ble reversert. (vi) Bunnsjiktdeknningen økte kraftig i perioden 2008–13. (vii) Seks av de åtte artene som økte signifikant i mengde i tjuefemårsperioden 1988–2013, er blant de største mosene som er observert i Solhomfjell, og for første gang var gjennomsnittsstørrelsen på moser som økte signifikant i mengde i hele perioden fra 1988, signifikant større enn gjennomsnittsstørrelsen for testete moser.

Tilsynelatende er det lite sammenfall mellom endringene i bunnsjiktet i granskogen i Solhomfjell i perioden 2013–18 og endringene i forrige femårsperiode. Ved nærmere ettersyn viser det seg imidlertid at endringene i inneværende femårsperiode representerer et naturlig neste steg i et utviklingsforløp som er i tråd med 'flaskehalshypotesen'. Hovedtrekk i disse endringsmønstrene kan oppsummeres slik: (i) Til tross for at ingen mosearter øker signifikant i mengde fra 2013 til 2018, finner vi svak mengdeøkning (eller stabil mengde) for alle de store moseartene; først og fremst de dominerende artene blanksigd og etasjemose, men også kystjamnemoser, kystkransemose, storkransemose, fjærmose, grantorvmose og prakthinnemoser. Dette mønsteret stemmer overens med mønsteret beskrevet i punkt (ii) over, i det det viser en positiv utvikling for

denne mosegruppen relativt til andre moser i en periode der bunnsjiktsdekningen har gått ned (jf. punkt vi). (ii) De fire førstnevnte artene har hatt svært stor mengdeøkning i trettiårsperioden 1988–2018 (jf. punkt vii over). (iii) Sterk, signifikant mengdereduksjon for et stort antall mosearter med signifikant lavere gjennomsnittsstørrelse enn moser flest i granskogen i Solhomfjell er en direkte indikasjon på at små moser nå er i en flaskehalssituasjon lik den som ble forutsagt allerede for mer enn 20 år siden av R. Økland & T. Økland (1996).

Resultatene fra 2018 indikerer at mosematta i skogbunnen i granskog i Solhomfjell er i ferd med å nå en øvre tetthetsgrense, og at prosessene som resulterer i blottlegging av mikronisjer som er åpne for kolonisering med mindre arter, nå er svekket slik at artsmangfoldet utarmes.

Mangelen på tydelige populasjonstopper for smågnagere i Solhomfjell etter 1988 (og i andre overvåkingsområder) har vært lansert som en mulig årsak, helt eller delvis, til nesten uavbrutt oppbygging av vitale populasjoner av store moser i granskog (Rydgren et al. 2007). Høsten 2013 var første (og foreløpig siste) gang siden 1988 at en betydelig andel (9 %) av skuddene av etasjemose i Solhomfjell ble registrert som beitet av smågnagere (se kapittel 7). Dette førte til en liten reduksjon i mosedekning og populasjonsstørrelse for denne arten i utvalget av demografi-flater i Solhomfjell i 2013 i forhold til i 2012, men denne utviklingen ble snudd til en positiv utvikling de to neste årene, før en tilsvarende nedgang igjen har funnet sted de to siste årene. De få observasjonene av demografiutvikling i etasjemosepopulasjoner etter smågnagertoppår i overvåkingsområdene som hittil er gjort, indikerer at effektene på mosedekket er vanskelig å forutsi og at de kan variere fra sterk reduksjon til å forsterke pågående økning (se kapittel 7). Værforholdene i og etter smågnagertoppåret kan ha betydning, på samme vis som de har betydning for revevegeteringen etter andre former for forstyrrelser (Rydgren et al. 2004). Kompleksiteten i mekanismene som er involvert i det pågående, langvarige endringsmønsteret for kryptogamer i granskog, som er styrket i perioden 2013–18, understrekes av at klimaendringer kan være årsak til at smågangersyklusene er sterkt svekket (Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008). Dette er imidlertid sterkt omdiskutert (Brommer et al. 2010, Cornulier et al. 2013).

(5) Endringer i vegetasjonen i furuskog som følge av kortvarige værfluktuasjoner, eventuelt også langsiktige klimaendringer

I femårsperioden 2003–08 ble en signifikant reduksjon i artstetthet for karplanter observert i den lavrike, mer tørkeutsatte furuskogen, etter en signifikant økning i perioden 1998–2003. I perioden 2008–13 økte igjen det gjennomsnittlige karplanteartsantallet i furuskogen i Solhomfjell, som følge av signifikant økning i mengde for vanlige arter som blåbær og tyttebær, nesten signifikant økning for krekling og minimal endring for røsslyng (som har fått sin mengde redusert i tidligere perioder). I femårsperioden 2013–18 finner vi minimale endringer i karplanteartstetthet i furuskogen, og signifikant mengdeendring ble funnet for bare én eneste art (økning for krekling). Det synes derfor ikke å være et pågående endringsmønster for karplantevegetasjonen i furuskogen som er konsistent over lengre tid.

Heller ikke artsendringsmønstrene for kryptogamene følger eksakt samme mønster i perioden 2013–18 som tidligere. I femårsperioden 2008–13 ble mengdeøkning observert for flere mosearter; i siste periode gikk ingen mosearter signifikant fram. Men det er også likhetstrekk: Flere lavarter (og gjennomsnittlig lavartsantall) avtok i perioden 2008–13, og mengdene av de fleste av disse har fortsatt å reduseres i den mer tørkeutsatte furuskogen i perioden 2013–18. Det er derfor mulig å tolke endringene i perioden 2013–18 som en forsterkning av mønsteret fra 2008–13 (og tidligere) i en periode der forholdene for artene i bunnsjiktet har vært mindre gunstige enn tidligere, noe som vises av reduksjonen i bunnsjiktsdekning. Mens vi i perioden 2008–13 fant økning for noen og nedgang for én annen art, finner vi i perioden 2013–18 en massiv mengdereduksjon både for moser og lav (signifikant mengdereduksjon for åtte arter). Et fellestrekk for utviklingen i de to periodene, som faktisk kan følges helt tilbake til 1993 (se **tabell 4.12**), er at artssammensetningen i den mer tørkeutsatte furuskogen fortsetter å endre seg i retning av artsammensetningen i den friskere furuskogen. Det viktigste bidraget til dette mønsteret er den observerte mengdereduksjonen for mange lavarter, men vedvarende tilbakegang for moser som er typiske på knauser og grunnlendt, gjerne naken mark, som vegnikke og pistremose, bidrar

også. Ingen av disse to moseartene ble for øvrig gjenfunnet i furuskogen i 2018 til tross for at de var vanlige i furuskogen for få tiår siden.

Det utydelige endringsmønsteret i furuskogen som ble identifisert etter femårsperioden 2008–13, «*endringer i karplantevegetasjon og kryptogamvegetasjon i furuskog som følge av kortvarige værfluktuasjoner, eventuelt også langsiktige klimaendringer*», synes i 2018 å ha forsterket seg til et distinkt endringsmønster som har klare paralleller i endringene i kryptogamvegetasjonen i granskogen. I likhet med i granskogen, fant vi i furuskogen minimal tilbakegang (og heller svak framgang) for store moser som f.eks. etasjemose, den putedannende blåmosen, furumose og fjærmose. Men i tillegg observerte vi et spesielt trekk i furuskogen, at moser og lav med tyngdepunkt i den mer tørkeutsatte furuskogen går tilbake. Den langvarige tendensen til endringer i karplanteartssammensetningen, med framgang for blåbær som har sitt tyngdepunkt i friskere skog, og tilbakegang for røsslyng som har tyngdepunkt i tørkeutsatt skog, passer godt inn i dette mønsteret. Det er også konsistent med de endringene i vegetasjonen i furuskog som, ifølge 'uttørkingsfarehypotesen' (R. Økland & Eilertsen 1993), kan forventes når klimaet blir fuktigere (R. Økland & Nordbakken 2004). Samme forklaring er også tidligere knyttet til observerte endringer i furuskogen i Solhomfjell. I perioden 1998–2003 ble det observert nyetablering av enkelte lyngarter i den lavrike furuskogen. Da ble disse endringene satt i sammenheng med at det ikke fant sted noen alvorlig tørkeperiode i løpet av femårsperioden (R. Økland & Nordbakken 2004), mens en reversering av dette mønsteret i perioden 2003–08 ble forklart som et resultat av sommertørke (Halvorsen et al. 2009). Perioden 2013–18 inneholdt ingen ekstreme sommertørkeepisoder (den ekstremt varme og tørre sommeren 2018 inntraff etter at vegetasjonen i Solhomfjell var ferdig analysert). De systematiske endringene i lavfuruskogen i periodene 1998–03 og 2008–18, dvs. økningen i karplanteartsmengder og framgang for skogsmosearter med tyngdepunkt i lyngfuruskog og frisk granskog, reverseringen av disse endringene i perioden 2003–08, reduksjonen i artsantall særlig for lav i den mer tørkeutsatte furuskogen, og den betydelige endringen i artssammensetning i retning av en artssammensetning som er typisk for friskere skog, utgjør altså et endringsmønster som gir sterk støtte til tidligere forklaringer basert på hypotesen fram satt av R. Økland & Eilertsen (1993) om at vegetasjonsgradienten fra blåbærgranskog via lyngfuruskog til lavrik furuskog først og fremst er en respons på en kompleks uttørkingsfaregradient, bl.a. forårsaket av en topografisk betinget variasjon i jorddybde. 'Uttørkingsfarehypotesen' forutsetter at artenes forekomstgrense langs gradienten er dynamisk, med kolonisering av arter med begrenset uttørkingstoleranse i den tørreste delen av gradienten (den mer uttørkingsutsatte, lavrike furuskogen) i lengre perioder uten alvorlig tørke, mens lokal utdøing i tørkeår skyver forekomstgrensa tilbake mot blåbærgranskogen [som vist for enkeltarter av Erkamo (1958), Hiirsalmi (1969) og R. Økland & Bendiksen (1985)]. Nyfunn av en typisk granskogsart, maiblom, i lyngfuruskog i 2013 og gjenfunn av samme art i samme smårute i 2018 viser at arten har etablert seg der, i tråd med disse forutsigelsene. Observasjoner i furuskogsflatene etter tørkesommeren 2018 vil vise om dette endringsmønsteret representerer en dynamisk tilpasning til langsiktige klimaendringer, hvor endringer i hyppigheten av sommertørke er en vesentlig faktor.

(6) Endringer i lavvegetasjonen i furuskog som følge av nitrogendeposisjon

Tendensen til mengdereduksjon for bakkelevende lavararter i furuskog som har blitt registrert i flere tidligere femårsperioder, blant annet i perioden 2008–13, er forsterket i perioden 2013–18. Ikke i noen tidligere femårsperiode har lavartstettheten i den mer tørkeutsatte furuskogen blitt så sterkt redusert, og ikke i noen tidligere femårsperiode har signifikant mengdenedgang blitt registrert for så mange som fire lavararter i en og samme femårsperiode. En konsekvens av dette er at tendensen til mengdereduksjon for de to store og kvantitativt viktige makrolavartene i furuskog, lys reinlav og grå reinlav, er forsterket. Disse artene har nå, for trettiårsperioden 1988–2018, fått antallet småruteforekomster redusert med henholdsvis 68 og 62 %, mens reduksjonen for brunbeger er på 80 %. R. Økland & Nordbakken (2004) pekte på at dette endringsmønsteret stemmer overens med disse artenes respons på nitrogengjødsling i flere eksperimentelle studier i furuskog (Mälikönen et al. 1982, Nygaard & Ødegaard 1993, van Dobben et al. 1993, Skrindo & R. Økland 2002). Manglende sammenfall mellom tilbakegang for lavartene og endringsmønstre for smyle (som i furuskogen er registrert i tre flater både i 2013 og i 2018) gir imidlertid ikke støtte til denne forklaringen. Tilbakegangen for lav kan fullt ut forklares som en respons på vær-

og/eller klimaendringer relatert til uttørkingsfare, som diskutert over (punkt 5). Det synes derfor ikke på det nåværende tidspunkt som om nitrogendeposisjon er en viktig medvirkende årsak til de observerte endringene i lavvegetasjonen i Solhomfjell. Samme konklusjon ble for øvrig trukket for endringsmønstre i granskog (se punkt 2 over).

4.4 Konklusjon

Overvåking av barskogsvegetasjonen i Solhomfjell gjennom 30 år viser at det er en betydelig dynamikk i det boreale barskogsøkosystemet. Denne dynamikken består dels av kortvarige fluktuasjoner, dels av langsiktige endringer i økosystemet. Tidligere er seks mer eller mindre veldefinerte endringsmønstre identifisert. Reanalyse i 2018 av de 100 prøveflatene i Solhomfjell, 61 i granskog og 39 i furuskog, bidrar vesentlig til å avklare hvilke av disse endringsmønstrene som representerer (tilfeldige) korttidsfluktuasjoner og hvilke som representerer langtidstrender. Tre av endringsmønstrene, endringer i artssammensetning i rikere granskog relatert til langvarig jordforsuring, endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer, og endringer i vegetasjonen i furuskog som følge av kortvarige værfluktuasjoner, eventuelt også langsiktige klimaendringer, framstår som sterke mønstre som er konsistente gjennom 30-årsperioden sett under ett.

Tendensen til redusert mengde for moderat mineralnæringskrevende arter i rikere granskog, og til at artssammensetningen i rikere granskog blir mer lik artssammensetningen i fattigere granskog, som var framtreddende på slutten av 1900-tallet, vedvarer og er i perioden 2013–18 sterkere enn på lenge.

I granskogen har økningen i bunnsjiktdeknning stoppet opp, men store mosearter synes å ha nådd en mengde (og mosemattene en tetthet) som har ført små moser inn i en vedvarende reduksjonsspiral. Dette mønsteret er satt i sammenheng med et klima som har gitt gunstige forhold for mosevekst over lang tid. Mønsteret antas å ha blitt forsterket av mangelen på toppår i smågnagerbestandene, slik at mosemattene har kunnet fortettes gjennom mangel på forstyrrelse.

I furuskogen har tendensen til redusert artstetthet og redusert mengde for mange bakkelevende lavarter og andre arter med tyngdepunkt i den mer tørkeutsatte furuskogen ført til en endring i artssammensetningen i denne delen av furuskogen i retning av større likhet med artssammensetningen i friskere furuskog. Dette mønsteret, som synes å forsterke seg, er del av et konsistent mønster som kan settes i sammenheng med faren for uttørking (ekstrem sommertørke) og som gir seg utslag både i kortvarige vegetasjonsfluktuasjoner (observerbare mellom reanalysetidspunkter) og langvarige endringer.

De øvrige tre endringsmønstrene er svekket. Reanalysene i 2018 gir dermed ingen støtte til tidligere svake endringsmønstre som er satt i sammenheng med nitrogendeposisjon: endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av nitrogendeposisjon og endringer i lavvegetasjonen i furuskog som følge av nitrogendeposisjon. Det siste endringsmønsteret, endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av generell fortetting av tresjiktet, som ble beskrevet på grunnlag av resultater av reanalysene i 2003 og 2008, lar seg, som etter reanalysen i 2013, heller ikke identifisere i reanalyseresultatene fra 2018.

Endringene som er påvist ved undersøkelser av undervegetasjonen i skog i Solhomfjell gjennom trettiårsperioden 1988–2018, styrker tidligere antakelser om at undervegetasjonen i skog er en samling særdeles følsomme indikatorer som responderer raskt på endringer i miljøforholdene. De viser at den strategien for integrert vegetasjonsøkologisk intensivovervåking som er benyttet i barskog i Norge, muliggjør tidlig identifisering av endringer (T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b, Halvorsen et al. 2014). En av de viktigste årsakene til at endringsmønstrene i granskog i Solhomfjell har latt seg tolke, er tilgangen på data fra sammenliknbar vegetasjon i et stort antall områder som til sammen utgjør et nasjonalt nettverk av overvåkingsflater i TOV-programmet (T.

Økland et al. 2004): NIBIOs vegetasjonsøkologiske overvåking i granskog (T. Økland 1996), overvåking av vegetasjonen i gran- og furuskog i Solhomfjell og overvåking av vegetasjonen i bjørkeskog (Bakkestuen et al. 2010). Tolkningene av endringer i furuskog i Solhomfjell lider under mangel på tilsvarende sammenlikningsgrunnlag, men furuskogsflatene i Solhomfjell er likevel viktige for å sette endringene i granskogen i dette området inn i en større økologisk sammenheng.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Solhomfjell i 1988–2018

Oversikt over plantearter registrert i en eller flere av de 100 analyseflatene (1 m²) i Solhomfjell 1988–2018.

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
Lyng og dvergbusker		Bladmoser (forts.)	
<i>Acer platanoides</i>	Spislønn	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Leucobryum glaucum</i>	Blåmose
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	<i>Mnium hornum</i>	Kysttornemose
<i>Erica tetralix</i>	Klokkelyng	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
<i>Oxycoccus palustris</i>	Stortranebær	<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Nervemose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Plagiomnium affine</i>	Skogfagermose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjamnemose
<i>Populus tremula</i>	Osp	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjamnemose
<i>Quercus</i> sp.	Eik	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjamnemose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (Skinntryte)	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Polytrichum commune</i> agg.	Storbjørnemose
<i>Viburnum opulus</i>	Krossved	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose
Urter og karsporeplanter		<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjørnemos
<i>Angelica sylvestris</i>	Sløke	<i>Racomitrium heterostichum</i> agg.	Berggråmose
<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Heigråmose
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Crepis paludosa</i>	Sumphaukeskjegg	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	Engkransmose-gruppa
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	Skogmarihånd	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Ormetelg	<i>Sciuro-hypnum populeum</i>	Ospekundmose
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Hepatica nobilis</i>	Blåveis	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Klubbetormose
<i>Hieracium</i> sec. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver	<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	<i>Sphagnum centrale</i>	Kratt-tormose
<i>Lathyrus linifolius</i>	Knollerteknapp	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantormose
<i>Lathyrus vernus</i>	Vårerteknapp	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtormose
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretormose
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	Levermoser	
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Anastrophyllum minutum</i>	Tråddraugmose
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmos
<i>Monotropa hypopitys</i>	Vaniljerot	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmos
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmos
<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmos
<i>Paris quadrifolia</i>	Firblad	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmos
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggrådmose

Vitenskapelige navn	Norske navn	Vitenskapelige navn	Norske navn
<i>Platanthera</i> sp.	Nattfiol	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrøn	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	<i>Cephalozia lunifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremoseslekta
<i>Sanicula europaea</i>	Sanikel	<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	Bekkeblonde
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Valeriana sambucifolia</i>	Vendelrot	<i>Gymnocolea inflata</i>	Torvdymose
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	<i>Lepidozia reptans</i>	Tusenbeinkrek
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Lophocolea bidendata</i>	Totannblonde
Gras og halvgras		<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrørkvein	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokorndflik-gruppa
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	<i>Mylia taylorii</i>	Rødmuslingmose
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Carex pallescens</i>	Bleikstarr	<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Festuca altissima</i>	Skogsvingel	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Bakfrynse
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Scapania nemorea</i>	Fjord-tvebladmose
<i>Melica nutans</i>	Hengjeaks	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose
<i>Milium effusum</i>	Myskegras	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	Busklav	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjønnskjegg	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
Bladmose		<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	Lys reinlav-gruppa
<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
<i>Ceratodon purpureus</i>	Ugrasvegmose	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Brunbeger-gruppa
<i>Dicranum drummondii</i>	Kjempesigd	<i>Cladonia coccifera</i> agg.	Rødbeger-gruppa
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd	<i>Cladonia deformis</i>	Begerfausklav
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Dicranum spurium</i>	Rabbesigd	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Diphyscium foliosum</i>	Nøttemose	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Eurhynchium striatum</i>	Kystmoldmose	<i>Cladonia macilenta</i>	Melrødtopp
<i>Fissidens adianthoides</i>	Saglommemose	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose	<i>Cladonia squamosa</i>	Fnaslav
<i>Heterocladium dimorphum</i>	Stridfloke	<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav

5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken og Kristin Daugstad

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble startet opp av daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). NIJOS (nå 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 analyseflater i hvert område ble reanalysert hvert 5. år til og med 4. omløp for åtte av de ti områdene. I 1988 etablerte Universitetet i Oslo tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder; R. Økland & Eilertsen 1993).

Siden 2005 har vegetasjonsovervåkingen i granskog vært inkludert i TOV-programmet, med finansiering fra Miljødirektoratet. To områder reanalyseres ikke lenger pga. knappe ressurser; åtte av de opprinnelige ti områdene som ble etablert av NIJOS, reanalyseres nå med ett område pr. år. Dermed er omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i 5. omløp ble utført åtte år etter 4. omløp for fem av områdene. I 2015 ble 5. omløp fullført; dvs. at analyseflatene i alle de åtte granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO, da var analysert fem ganger. 6. omløp ble påbegynt i 2016 med analyse av flatene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i Akershus. I 2017 ble flatene i Gutulia nasjonalpark analysert, og i 2018 ble flatene i Paulen naturreservat i Vennesla i Vest-Agder analysert for 6. gang. Til sammen er 397 av de opprinnelige 400 analyseflater i de åtte områdene intakte (se kap. 6).

Metodene for overvåking av markvegetasjon, som i 1988 ble utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing (T. Økland 1990), har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, T. Økland et al. 2009, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017a, 2019 og T. Økland & Nordbakken 2014). De permanente analyseflatene i Paulen naturreservat ble første gang analysert i 1990 (T. Økland 1996) og deretter reanalysert i 1995, 2000, 2005 og 2010 (T. Økland 2004a,b, T. Økland et al. 2011). Feltarbeidet i 2018 ble utført i slutten av juni.

5.1 Områdebeskrivelse og metoder

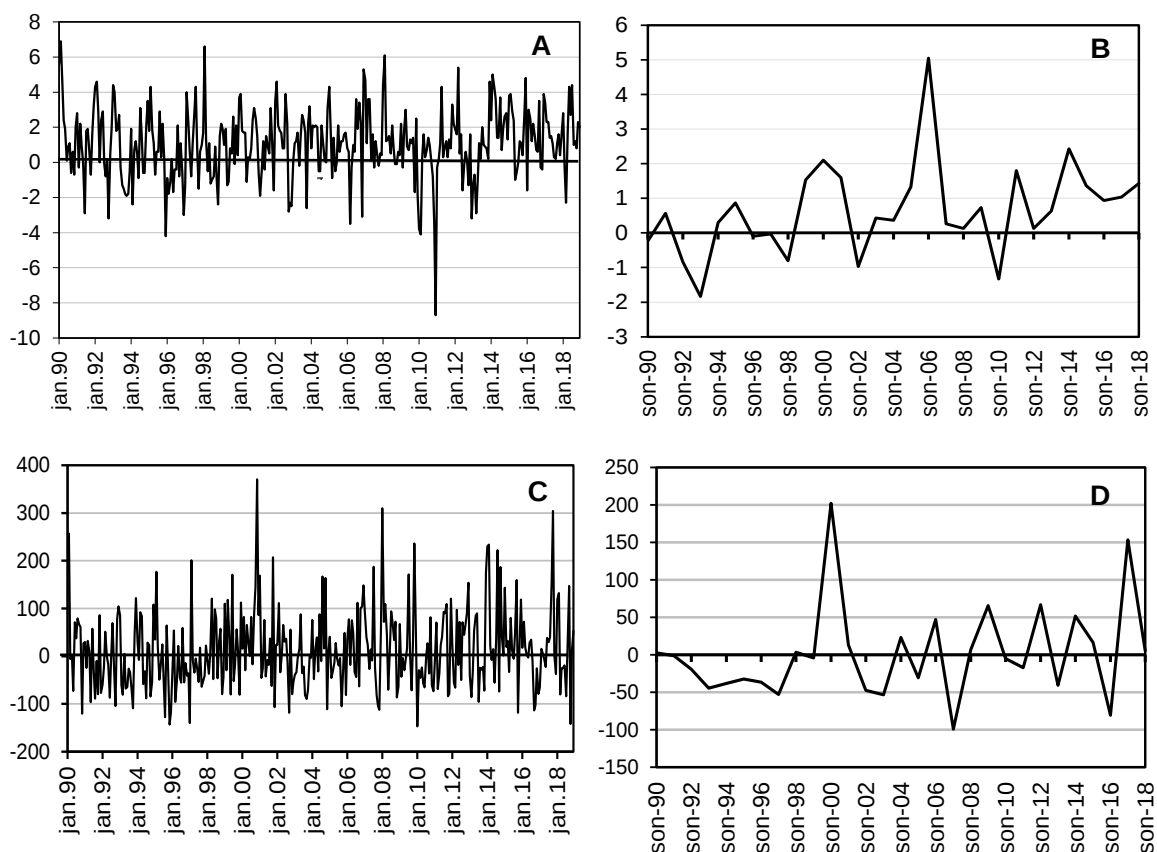
Overvåkingsområdet Paulen i Vennesla kommune i Vest-Agder fylke (58°18-19'N, 7°55-56'Ø, UTM MK 37-38, 63-64; **tabell 5.1**) ligger i Paulen naturreservat som ble opprettet i 1993 og utvidet i 2009. Reservatet forvaltes av fylkesmannen i Agder. Etter utvidelsen er totalarealet for reservatet 5482 daa.

Selv om furu dominerer i reservatet, finnes det en del granbestander, og ifølge Moe (1994), som den gangen anslo en alder på 90–110 år på de eldste grantrærne, er grana fortsatt i spredning i området. Det finnes spor etter gammel hogst, trolig mest fra sent i det 19. århundret, men skogen har stadig mer naturskogspreg (jf. Moe 1994, T. Økland pers. obs.). Tidligere har brann vært av mindre betydning i området, men deler av furuskogen brant i 2006, og dette var en viktig grunn til utvidelsen av reservatet. Området med overvåkingsflatene ble ikke berørt av brannen i 2006.

Topografien i Paulen er karakterisert av bratte, for det meste nordvendte åssider og et landskap av sprekkedaler. Berggrunnen består av prekambriske bergarter for det meste av granittisk gneiss som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn. Området ligger i boreonemoral – sør-boreal sone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1998). For nærmere beskrivelse av området med plassering av vegetasjonsflatene etc., se T. Økland (1996). **Figur 5.1** viser klimautviklingen gjennom 28-årsperioden 1990–2018 basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene (Kjevik for temperatur og Mestad for nedbør).

Tabell 5.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Paulen naturreservat. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalen (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf. Sjørs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på 1961-90 normalen (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976).

Bredde-grad (°N)	Lengde-grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Årsnedbør (mm)	Middeltemperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
58°18-19'	7°55-56'	150-275	3	1600	5,6	-2,8	14,5	1990



Figur 5.1 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 90 til og med desember 2018 fra Det norske meteorologiske institutt sine målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Kjevik (39040) og Mestad i Oddernes (39220) for henholdsvis temperatur og nedbør (begge i Kristiansand kommune).

Figur 5.1 A viser at månedsmiddeltemperaturen har variert mye mellom år, men i gjennomsnitt har temperaturen vært 1°C over 30-årsnormalen (1961–90) for 28-årsperioden og 1,2°C over 30-årsnormalen i siste omløpsperiode (2010–2018). Høsttemperaturen (september, oktober og november; **figur 5.1 B**) har også i gjennomsnitt ligget henholdsvis 0,9°C og 1°C over normalen for de samme periodene. De høyeste temperaturavvikene i gjennomsnitt for september, oktober og november i forhold til 30-årsnormalen var i årene 2000 (2,1 °C), 2006 (5,1 °C) og 2014 (2,4 °C). For månedsnedbøren (**figur 5.1 C**) var trenden relativt små avvik fra normalen (i gjennomsnitt 12 mm for 28-årsperioden og 24 mm i siste omløpsperiode), men med enkelte store avvik;

spesielt mye nedbør var det i november 2000 (371 mm), januar 2008 (310 mm) og oktober 2017 (304 mm). Høstnedbøren for månedene september, oktober og november (**figur 5.1 D**) varierte også mye mellom år. Høsten 2000 og høsten 2017 var det spesielt mye nedbør; henholdsvis 202 mm og 154 mm mer enn 30-årsnormalen.

Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog og 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 analyseflatene. I korthet ble det ved oppstarten av overvåkingen i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut ti 'makroruter' à 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de ti makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for fem analyseflater à 1 x 1 m. Mengden av alle plantearter i hver 1 m²-analyseflate har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens; jf. T. Økland 1988) og prosent dekning i hele 1 m²-analyseflata.

Det ble i 2018 satt ut loggere for jordtemperatur sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de fem analyseflatene i hvert felt). Det ble også registrert mengde av soppskader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Det var litt soppskader på blåbær i en del flater samt litt beiteskader (i hovedsak på blåbær; så ut til å skyldes insektgnag). Tall for sopp- og beiteskader på blåbær i flatene rapporteres ikke foreløpig, da det ble registrert første gang i Paulen i 2018.

Ved første gangs analyse i 1990 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved analyseflatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er beskrevet og analysert i detalj i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder ble benyttet både for å identifisere og tolke vegetasjonsøkologiske 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).

5.2 Vegetasjonsendringer i Paulen i perioden 1990–2018

Totalt antall arter registrert for hver artsgruppe i hver tidsperiode

I de 50 analyseflatene ble det i 2018 registrert totalt 79 arter: 28 karplantearter, derav 8 vedaktige planter, 14 urter og karsporeplanter og 6 graminider, 24 bladmosearter, 2 torvmosearter, 21 levermoser og 4 lavarter (**tabell 5.2**). I forhold til 2010 er det en reduksjon i antall vedaktige planter med to arter, mens antall urter og karsporeplanter og graminider var økt med henholdsvis én og to arter; til sammen var derfor antall karplantearter økt med én art. Antall bladmosearter var redusert med fire arter, antall levermoser var redusert med to arter, og det var én lavart mindre i 2018 i forhold til 2010. Totalt var derfor antall registrerte arter redusert med seks arter fra 2010 til 2018. For hele 28-årsperioden fra 1989 til 2017 er det en total reduksjon på åtte arter; derav én karplanteart og syv kryptogamarter. Gjennomsnittlig totalt artsantall pr. 1 m²-analyseflate er også redusert, fra 17,4 arter i 1990 til 13,8 i 2018.

Endringer i antall arter i analyseflatene

I perioden 2010–2018 ble det påvist en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr. 1 m²-flate. I gjennomsnitt var det 1,86 færre arter pr. flate i 2018 enn i 2010 (**tabell 5.3**). For hele 28-årsperioden ble det registrert en signifikant og betydelig reduksjon i det totale artsantallet pr. 1 m²-flate; det var i gjennomsnitt 3,56 arter færre pr. 1 m²-flate i 2018 enn i 1990.

I siste periode fra 2010 til 2018 ble det også påvist signifikant reduksjon i artsantall pr. flate for artsgruppene bladmoser, levermoser og kryptogamer totalt. Ingen artsgrupper økte signifikant i artsantall i siste periode.

Tabell 5.2 Antall arter i ulike artsgrupper registrert i de permanente analyseflatene i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1990	1995	2000	2005	2010	2018	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	8	8	8	9	10	8	10
Urter og karsporeplanter	16	15	16	16	13	14	18
Graminider	5	5	5	5	4	6	6
Karplanter totalt	29	28	29	30	27	28	34
Bladmoser (unntatt torvmoser)	28	27	27	27	28	24	37
Torvmoser	2	2	2	2	2	2	2
Levermoser	25	24	25	27	23	21	33
Moser totalt	55	53	54	56	53	47	72
Lav	3	3	3	3	5	4	5
Kryptogamer totalt	58	56	57	59	58	51	77
Totalt alle artsgrupper	87	84	86	89	85	79	111

I løpet av hele overvåkingsperioden ble antall arter pr. flate signifikant redusert for alle artsgrupper unntatt vedaktige planter, torvmoser og lav. I 2018 var det i gjennomsnitt 1,12 færre karplantearter og 2,44 færre kryptogamer pr. flate enn ved oppstart av overvåkingen i 1990. For karplantene var det urter og karsporeplanter som hadde størst gjennomsnittlig reduksjon i artsantall, mens reduksjonen i gjennomsnittlig antall for levermoser var litt større enn for bladmoser.

Endring i mengder av arter i vegetasjonsflatene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 5.4** for alle seks analyseomløpene samt for 28-årsperioden 1990–2018 (se **vedlegg 5.1** for latinske og norske navn). Tilsvarende tester ble også utført på dataene for prosent dekning i flatene (tabell ikke vist her). Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall flater 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) og vurderes derfor ikke i teksten nedenfor.

I perioden fra 2010 til 2018 har én karplanteart, maiblom, (av totalt elleve arter testet) blitt signifikant ($p < 0,05$) redusert i mengde (smårutefrekvens) og én art, blåbær, har økt signifikant.

I hele 28-årsperioden fra 1990 til 2018 har det blitt signifikant mindre av ni karplantearter (av totalt 13 karplantearter testet): einstape, engkvein, fugletelg, gullris, hengeving, maiblom, skog-rørkvein, skogstjerne og tepperot (**figur 5.2**), mens ingen arter økte signifikant.

Fra 2010 til 2018 har syv bladmosearter (av totalt 16 testede) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens): bergsigd, firtannmose, furumose, glansjamnmose, kystbinnemose, matteflette og ribbesigd. Bare kystkransmose økte signifikant.

Ingen torvmoser ble signifikant endret i mengde målt som smårutefrekvens i løpet av siste periode.

Det har blitt signifikant mindre av tre levermoser (av totalt 10 testet) i siste periode: stripefoldmose, stubbeblonde og sumpflak. Bare prakthinnemose økte signifikant i perioden.

Ingen lavararter viste signifikante endringer i smårutefrekvens i siste periode.

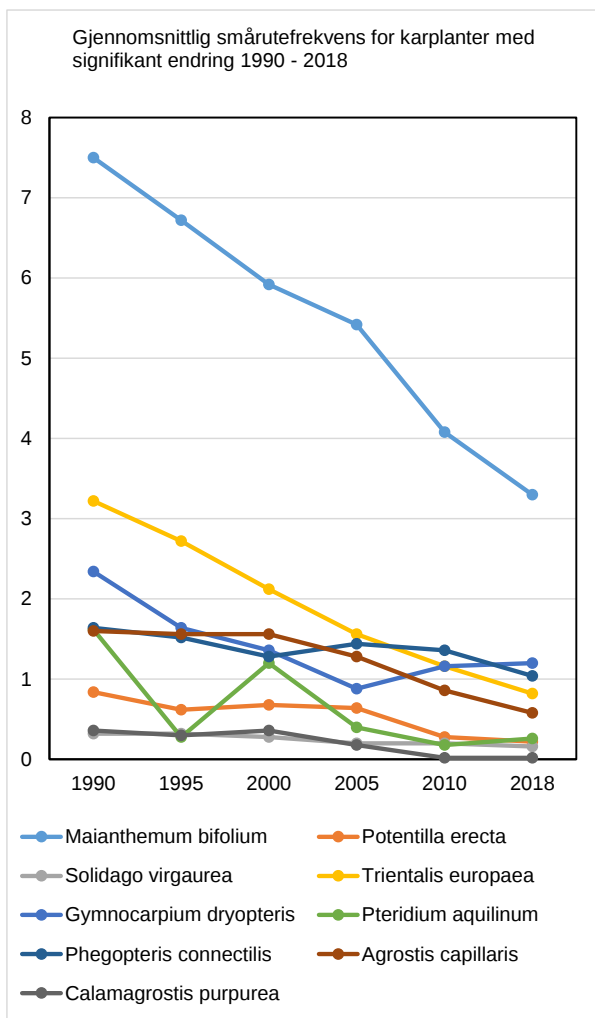
Tabell 5.3 Endring i artsantall i 50 analyseflater à 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat fra 1990 til 2018. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall analyseflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test; p < 0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr < 0,0005). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn fem analyseflater.

	Endring 1990-1995				Endring 1995-2000				Endring 2000-2005				Endring 2005-2010				Endring 2010-2018				Endring 1990-2018			
	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 (inkl. lyngarter)	14	4	-0,22	0,016	3	12	0,20	0,018	14	10	-0,04	0,693	10	10	0,00	1,000	10	15	0,06	0,663	15	15	0,00	0,905
Urter og karsporeplanter	24	2	-0,70	0,000	4	15	0,28	0,019	19	3	-0,42	0,007	13	7	-0,20	0,070	9	11	0,06	0,609	26	6	-0,98	0,000
Graminider	4	2	-0,02	0,739	5	3	-0,04	0,480	4	2	-0,04	0,414	5	1	-0,10	0,096	2	5	0,06	0,257	7	1	-0,14	0,035
Karplanter totalt	27	4	-0,94	0,000	9	21	0,44	0,015	21	8	-0,50	0,032	18	12	-0,30	0,098	12	19	0,18	0,279	28	12	-1,12	0,001
Bladmoser u/torvmoser	13	23	0,28	0,180	14	22	0,36	0,047	17	15	-0,08	0,605	16	13	-0,18	0,453	33	7	-1,32	0,000	27	17	-0,94	0,010
Torvmoser	2	0	-0,04		5	3	-0,04	0,480	2	3	0,02	0,655	4	1	-0,06	0,180	2	4	0,04	0,414	5	1	-0,08	0,103
Levermoser	13	19	-0,02	0,827	13	19	0,16	0,567	24	9	-0,50	0,021	18	11	-0,40	0,128	20	7	-0,66	0,005	33	6	-1,42	0,000
Moser totalt	15	24	0,22	0,493	17	26	0,48	0,173	23	10	-0,56	0,060	21	14	-0,64	0,164	34	7	-1,94	0,000	33	11	-2,44	0,000
Lav	1	7	0,12	0,034	4	3	-0,02	0,706	3	5	0,04	0,480	6	5	-0,04	0,642	5	1	-0,10	0,096	3	5	0,00	0,942
Kryptogamer totalt	15	26	0,34	0,306	17	28	0,46	0,173	22	12	-0,52	0,079	25	16	-0,68	0,123	34	7	-2,04	0,000	35	11	-2,44	0,000
Totalt alle artsgruppert	25	21	-0,60	0,116	15	30	0,90	0,054	29	11	-1,02	0,014	25	12	-0,98	0,022	34	10	-1,86	0,000	37	9	-3,56	0,000

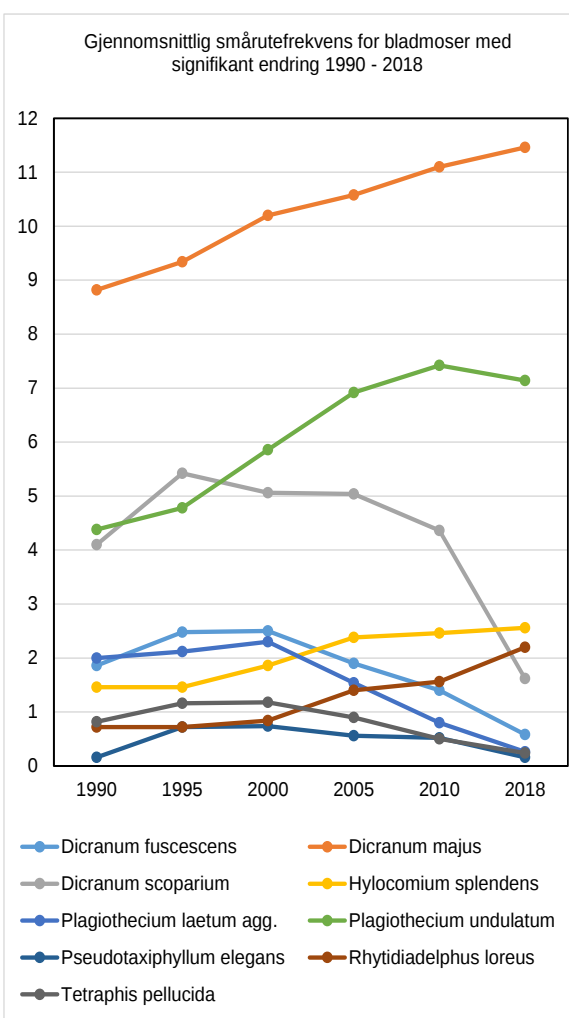
Tabell 5.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i løpet av fire 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 28-årsperioden 1990-2018, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall analyseflater der arten økte, n-: antall analyseflater der arten avtok i mengde (av totalt 50). 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 fem analyseflater. Se **vedlegg 5.1** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

	Endring 1990-1995			Endring 1995-2000			Endring 2000-2005			Endring 2005-2010			Endring 2010-2018			Endring 1990-2018		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter																		
<i>Picea abies</i>	4	1	0,102	2	6	0,222	4	5	0,719	5	9	0,170	7	8	0,795	4	12	0,268
<i>Populus tremula</i>	3	1		2	3	0,336	2	3	0,480	4	3	0,380	4	8	0,186	4	7	0,587
<i>Quercus</i> sp.	4	0		0	2		2	1		2	1		1	2		4	2	0,317
<i>Sorbus aucuparia</i>	25	13	0,070	16	20	0,798	27	9	0,001	17	18	0,967	23	15	0,058	37	8	0,000
<i>Vaccinium myrtillus</i>	17	9	0,068	9	18	0,165	11	19	0,361	14	14	0,528	7	22	0,007	9	17	0,154
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	16	12	0,467	11	13	0,886	11	19	0,242	16	7	0,059	15	12	0,372	18	17	0,532
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	9	0	0,007	7	2	0,046	6	2	0,049	2	4	0,340	2	3	0,480	11	1	0,006
<i>Lycopodium clavatum</i>	1	2		1	2		2	2		2	0		2	4	0,400	2	4	0,528
<i>Maianthemum bifolium</i>	24	13	0,020	26	8	0,005	15	18	0,338	24	5	0,001	24	8	0,011	34	5	0,000
<i>Melampyrum pratense</i>	5	6	0,284	1	17	0,000	16	3	0,002	4	10	0,424	6	12	0,246	5	10	0,042
<i>Phegopteris connectilis</i>	5	2	0,306	5	0	0,042	1	4	0,276	3	2	0,496	5	1	0,058	10	0	0,005
<i>Potentilla erecta</i>	7	0	0,016	2	5	0,439	4	3	0,732	7	1	0,028	3	2	0,588	9	0	0,007
<i>Pteridium aquilinum</i>	20	0	0,000	0	14	0,001	14	0	0,001	4	1	0,345	2	3	0,680	19	2	0,001
<i>Solidago virgaurea</i>	4	2	1,000	2	1		3	0		2	2		2	0		5	0	0,039
<i>Trientalis europaea</i>	13	5	0,023	13	3	0,017	10	4	0,032	14	2	0,012	9	6	0,118	21	0	0,000
<i>Agrostis capillaris</i>	6	6	0,662	5	5	0,917	8	3	0,054	9	3	0,023	6	1	0,071	10	2	0,009
<i>Avenella flexuosa</i>	9	10	0,793	9	9	0,424	8	8	0,446	9	9	0,964	9	7	0,958	13	12	0,734
<i>Calamagrostis purpurea</i>	4	2	0,671	2	3	0,496	4	0		2	0		0	0		5	0	0,042
Bladmoser																		
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0	3		2	2		0	2		3	0		4	3	0,443	2	4	0,517
<i>Dicranum fuscescens</i>	7	19	0,008	16	13	0,827	14	7	0,026	14	8	0,039	20	3	0,000	19	2	0,000
<i>Dicranum majus</i>	13	18	0,072	8	26	0,002	10	17	0,132	14	20	0,091	11	20	0,364	4	33	0,000
<i>Dicranum montanum</i>	0	1		1	0		0	3		1	5	0,096	5	1	0,096	0	2	
<i>Dicranum polysetum</i>	0	1		1	4	0,131	4	0		1	1		3	0		4	0	
<i>Dicranum scoparium</i>	9	25	0,001	16	15	0,495	20	15	0,876	24	11	0,095	34	6	0,000	28	9	0,001
<i>Herzogiella striatella</i>	3	3	1,000	2	4	0,317	2	3	1,000	4	0		2	3	0,783	3	2	0,783

	Endring 1990-1995			Endring 1995-2000			Endring 2000-2005			Endring 2005-2010			Endring 2010-2018			Endring 1990-2018		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Bladmoser forts.																		
<i>Hylocomium splendens</i>	7	10	0,882	5	9	0,026	3	15	0,003	6	10	0,543	9	11	0,595	3	17	0,001
<i>Hypnum cupressiforme</i>	10	10	0,907	5	21	0,002	16	14	0,782	10	15	0,575	22	7	0,002	9	14	0,347
<i>Mnium hornum</i>	2	2		1	5	0,096	3	1		4	4	0,388	6	2	0,107	5	2	0,161
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	13	14	0,698	12	16	0,361	22	12	0,037	16	5	0,002	20	4	0,002	27	1	0,000
<i>Plagiothecium undulatum</i>	7	14	0,117	4	24	0,000	5	25	0,000	12	19	0,112	13	14	0,655	5	29	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	18	11	0,248	5	13	0,089	11	20	0,019	19	12	0,150	19	6	0,003	22	10	0,101
<i>Polytrichastrum formosum</i>	5	21	0,016	15	12	0,912	10	11	0,902	17	8	0,149	16	9	0,023	18	9	0,058
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	2	2		5	2	0,865	3	2	0,276	1	3		5	1	0,058	6	1	0,041
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	6	6	1,000	3	8	0,109	1	16	0,001	7	9	0,600	4	15	0,019	2	19	0,000
<i>Tetraphis pellucida</i>	5	14	0,020	8	9	0,866	11	7	0,125	13	3	0,006	11	2	0,010	13	1	0,002
Torvmoser																		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	10	5	0,088	7	6	0,669	5	6	0,417	6	7	0,646	8	7	0,548	8	8	0,567
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	2	3	0,891	6	3	0,328	1	6	0,047	4	3	0,733	4	2	0,666	2	5	0,308
Levermoser																		
<i>Barbilophozia attenuata</i>	7	7	0,623	7	6	0,658	7	10	0,224	12	0	0,007	5	3	0,608	12	2	0,032
<i>Calypogeia muelleriana</i>	10	8	0,709	6	15	0,052	12	6	0,110	16	3	0,005	9	3	0,036	16	3	0,001
<i>Calypogeia neesiana</i>	0	2		2	3	1,000	4	2	0,414	1	2		2	0		1	0	
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	2	10	0,009	6	6	0,381	4	5	0,762	5	5	0,297	7	3	0,076	4	5	1,000
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	0		3	1		2	1		2	0		0	2		5	0	0,039
<i>Diplophyllum albicans</i>	4	6	0,321	4	5	0,858	4	5	0,582	6	5	1,000	9	0	0,007	6	5	0,858
<i>Lepidozia reptans</i>	3	5	0,831	5	7	0,564	7	6	0,793	10	1	0,008	5	2	0,206	7	4	0,242
<i>Lophocolea bidentata</i>	4	5	0,586	3	5	0,831	5	3	0,360	2	4	0,518	3	5	0,526	5	6	0,856
<i>Lophocolea heterophylla</i>	14	14	0,807	11	18	0,131	23	9	0,013	14	14	0,362	14	3	0,006	25	6	0,000
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	2	5	0,350	3	6	0,299	6	4	0,375	7	4	0,175	6	1	0,054	5	2	0,121
<i>Plagiochila asplenoides</i>	5	5	0,917	5	3	0,476	8	3	0,193	5	2	0,161	0	5	0,042	8	4	0,372
<i>Plagiochila porelloides</i>	4	1	0,180	0	2		3	0		0	2		2	0		4	0	
<i>Ptilidium ciliare</i>	0	2		4	1	0,180	1	1		1	2		3	0		3	0	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	3	1,000	1	3		3	1		1	1		2	0		3	0	
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	4	1	0,131	0	4		3	2	0,680	3	2	0,783	4	0	0,066	6	0	0,026
Lav																		
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	2	3	0,892	3	3	0,914	1	5	0,317	5	2	0,340	4	1	0,180	3	2	0,496
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	0	4		3	3	0,518	3	4	0,666	3	1		3	2	0,892	1	2	



Figur 5.2 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens gjennom 28-årsperioden for karplanter med signifikante mengde-endringer fra 1990 til 2018 (småplanter av trær og marimjellearter er utelatt).



Figur 5.3 Utvikling i gjennomsnittlig smårute-frekvens gjennom 28-årsperioden for bladmoser med signifikante mengde-endringer fra 1990 til 2018.

I 28-årsperioden har fem bladmosearter (av totalt 15 testet) blitt signifikant redusert i mengde (smårute-frekvens): bergsigd, firtannmose, glansjammemose, ribbesigd og skimmermose (**figur 5.3**). Fire bladmosearter økte signifikant i 28-årsperioden: blanksigd, etasjemose, kystjammemose og kystkransmose (**figur 5.4**).

Ingen torvmoser ble signifikant endret i mengde målt som smårute-frekvens i 28-årsperioden.

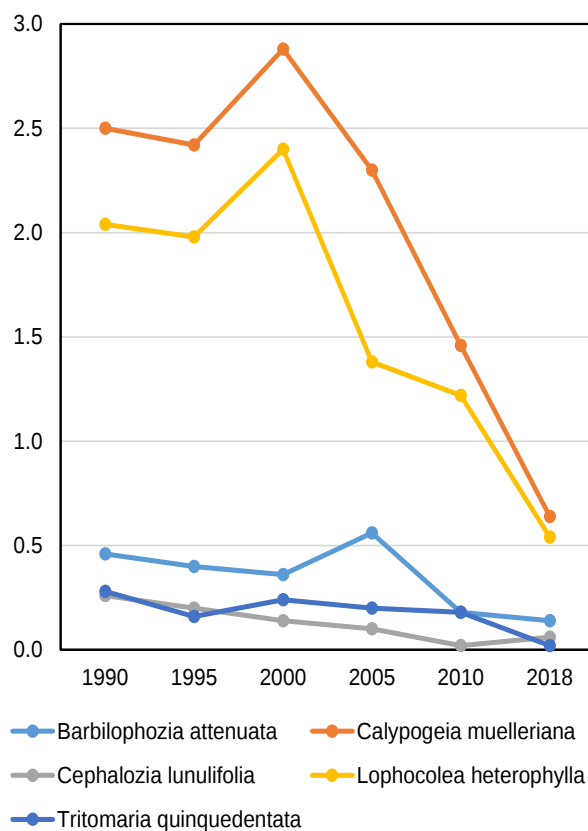
Det har blitt signifikant mindre av fem levermoser i løpet av 28-årsperioden (av de totalt elleve som ble testet): myrglefsemose piskeskjeggmoser, storhoggtann, stubbeblonde og sumpflak (**figur 5.5**). Ingen levermoser økte signifikant i mengde i løpet av 28-årsperioden.

Ingen lavararter viste signifikante mengdeendringer i 28-årsperioden.



Figur 5.4 Kystkransmose er en av de store skogsmosene som har økt signifikant i mengde gjennom 28-årsperioden fra 1990 til 2018.

Gjennomsnittlig smårutefrekvens for levermoser med signifikant endring 1990 - 2018

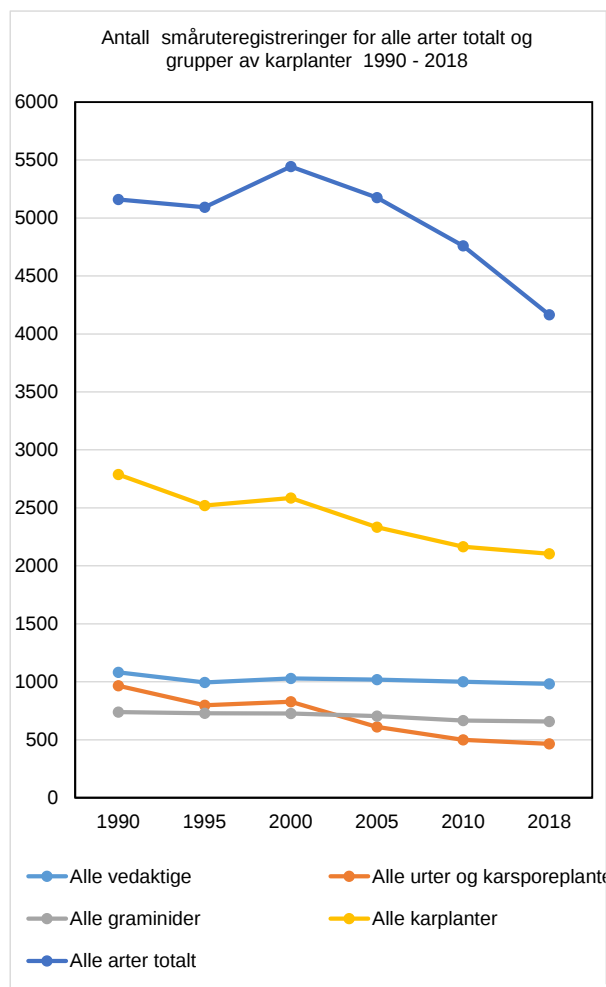


Figur 5.5 Utvikling gjennom 28-årsperioden med gjennomsnittlig smårutefrekvens for levermoser med signifikant endring fra 1990 til 2018.

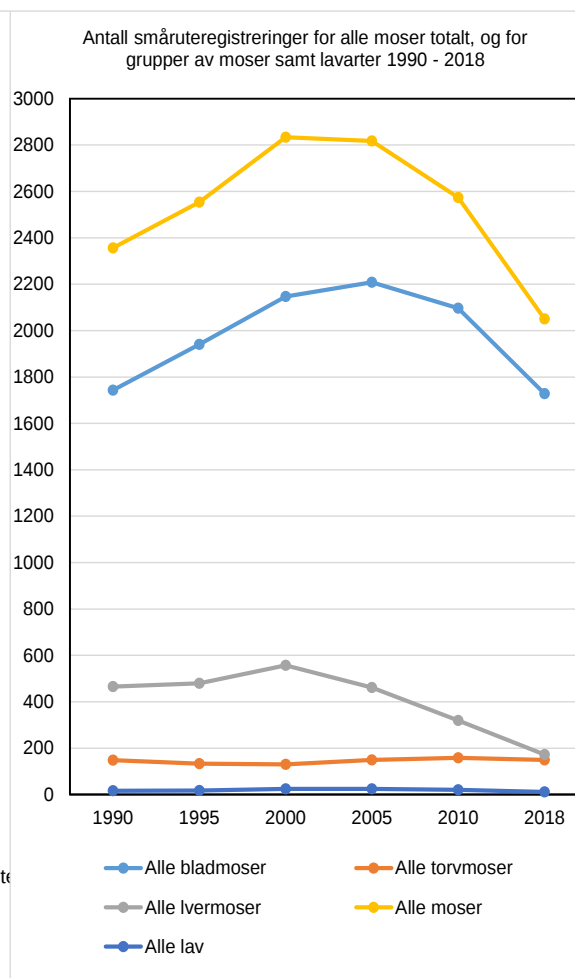
Mange arter hadde for få forekomster og/eller flater med endringer til at mengdeendringer mellom analyseår kunne testes statistisk i en eller flere av periodene mellom analysetidspunkter, og bare 54 (inkludert småplanter av trær og marimjellearter) av de totalt 111 artene som har vært registrert i flatene i en eller flere perioder, har hatt endring i smårutefrekvens i fem eller flere flater i en eller flere av periodene; de resterende 57 artene ble ikke testet (se **vedlegg 5.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1990 til 2018).

Figur 5.6 viser utvikling i sum småruteregistreringer for alle arter totalt, alle karplantearter og for grupper av karplantearter i overvåkingsperioden fra 1990 til 2018. **Figur 5.7** viser tilsvarende for alle moser; bladmoser, torvmoser og levermoser. Sum småruteforekomster viser utviklingen inkludert også de artene som hadde for få forekomster eller endring i for få analyseflater til å kunne testes

Det har vært en reduksjon i antall småruteforekomster summert totalt for alle arter fra overvåkingsstart i 1990 til 2018, fra 5160 småruteregistreringer i 1990 til 4166 i 2018, dvs. en reduksjon til ca. 81 % av det antallet som ble registrert i 1990. For karplantene, som totalt ble redusert i antall småruteforekomster fra 2708 i 1990 til 2105 i 2018, er det urter og karsporeplanter som har hatt størst reduksjon i antall småruteforekomster, fra 967 småruteregistreringer i 1990 til 465 i 2018, dvs. 52% færre registreringer i 2018 i forhold til 1990.



Figur 5.6 Utvikling i sum av antall registrerte småruteforekomster for alle arter, alle karplanter, urter og karsporeplanter og graminider, i alle 50 flater, fra 1990 til 2018.

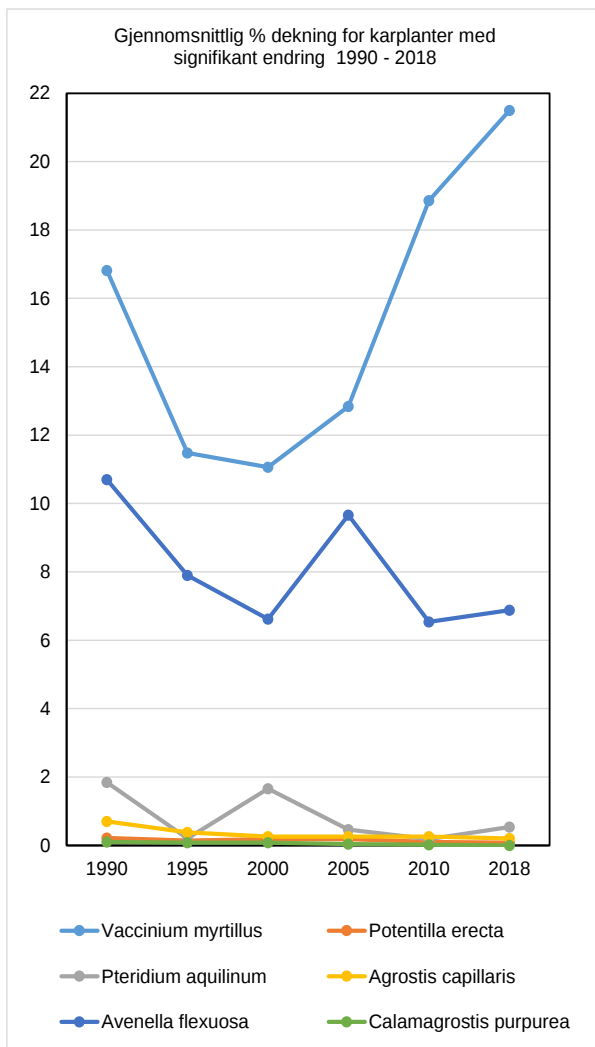


Figur 5.7 Utvikling i sum av antall registrerte småruteforekomster for alle mosearter totalt og for bladmoser, torvmoser, levermoser og lav, i alle 50 flater, fra 1990 til 2018.

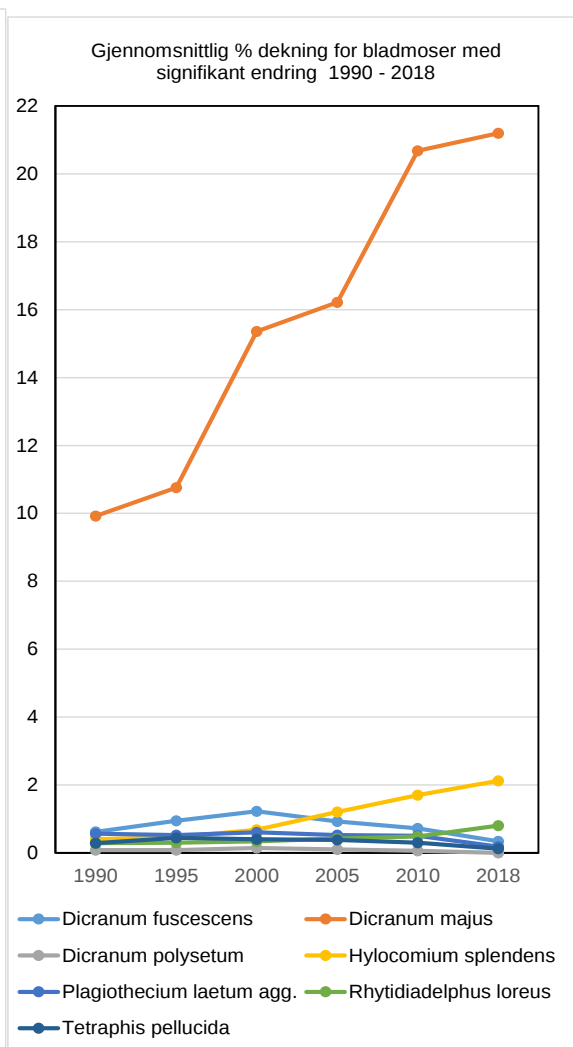
Det er også en reduksjon i antall småruteregistreringer totalt for alle grupper av moser, fra 2350 i 1990 til 2050 i 2018, men bladmosene økte i antall småruteforekomster fra 1990 til 2005, før de igjen ble redusert til omtrent samme nivå som i 1990. For levermoser ble det totalt registrert 465 småruteforekomster i 1990. Det var en økning fram til år 2000 til 557 småruteforekomster, men med påfølgende reduksjon fram til 2018 da det bare ble registrert 173 småruteforekomster av levermoser, dvs. bare ca. 37 % av det som ble registrert i 1990. Antall småruteregistreringer for lavarter og torvmoser er imidlertid lite endret fra 1990 til 2018.

Endringer i prosent dekning i flatene er også analysert, blant annet for å vise eventuelle endringer for dominante arter som er lite følsomme for endringer i smårutefrekvens. Tabell for disse resultatene er ikke vist her, men de viktigste resultatene gjengis nedenfor, og utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning er vist for arter med signifikante endringer fra 1990 til 2018 i **figur 5.8, 5.9 og 5.10**.

Blåbær økte signifikant i mengde målt som prosent dekning i analyseflatene både i siste periode fra 2010 til 2018 og i 28-årsperioden (**figur 5.8**). Ingen andre karplanter økte signifikant verken i siste periode (bortsett fra stormarimjelle) eller 28-årsperioden, men fem arter, einstape, engkvein, skogrørkvein, smyle og tepperot, ble signifikant redusert i 28-årsperioden.



Figur 5.8 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning (n = 50 flater) for karplanter med signifikant endring fra 1990 til 2018.



Figur 5.9 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning (n = 50 flater) for bladmoser med signifikant endring fra 1990 til 2018.

Kystkransmose (**figur 5.4**) og lyngtorvmose økte signifikant i mengde målt som prosent dekning i flatene i siste periode fra 2010 til 2018, mens seks bladmoser, bergsigd, firtannmose, glansjammose, matteflette, ribbesigd og stubbesigd, ble signifikant redusert.

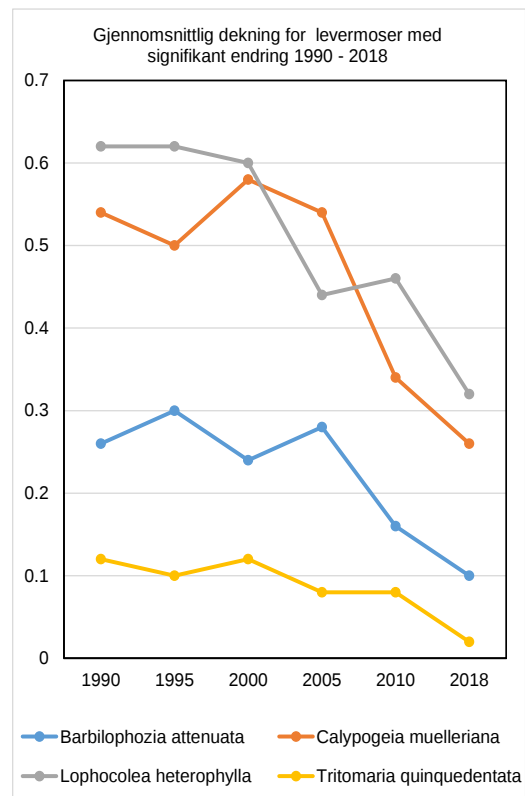
I 28-årsperioden økte blanksigd, etasjemose og kystkransmose signifikant i mengde målt som prosent dekning i flatene, mens fire bladmoser, bergsigd, filtsigd, firtannmose og glansjammose, ble signifikant redusert (**figur 5.9**). Blanksigd (**figur 5.9** og **5.10**) har den største gjennomsnittlige dekningen i flatene og har hatt stor økning, fra 9,9 % i 1990 til 21,2% i 2018, men også etasjemose har økt betydelig.

Ingen levermosearter økte signifikant i mengde målt som prosent dekning, verken i siste periode fra 2010 til 2018 eller i 28-årsperioden, men stripefoldmose og stubbeblonde ble signifikant redusert i siste periode fra 2010 til 2018. Fire levermoser, piskeskjeggmoser, sumpflak, storhogg-tann og stubbeblonde, ble signifikant redusert i mengde målt som prosent dekning i flatene i 28-årsperioden (**figur 5.11**).

Ingen torvmosearter eller lavararter endret seg signifikant i mengde målt som prosent dekning, verken i siste periode fra 2010 til 2018 eller i løpet av 28-årsperioden.



Figur 5.10 Blanksigd, som dominerer på bildet, er den mosen som har størst gjennomsnittlig dekning i flatene, og den har mer enn doblet sin gjennomsnittlige dekning fra 1990 til 2018. Skudd av kystkransmose, som også har økt i dekning, sees også på bildet.



Figur 5.11 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning ($n = 50$ flater) for levermoser med signifikant endring fra 1990 til 2018.

Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjon basert på alle artene i 49 analyseflater i 6. omløp ble utført; én flate med avvikende plassering i ordinasjonsdiagrammet er fjernet, som i den opprinnelige, tolkede ordinasjonsanalysen, se T. Økland (1996).

Tolkningen av ordinasjonsaksene basert på analysen av smårutefrekvensdataene fra etableringsåret 1990 (T. Økland 1996), er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (Kendalls ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient (τ ; jf. Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke for alle analyseår ($\tau > 0,7$ for DCA 1 og $\tau > 0,55$ for DCA 2; signifikant på nivå $p < 0,0001$).

Endringer i artssammensetning ble testet både for hele DCA 1 og DCA 2 og separat for den 'fattige' og 'rike' delen av DCA 1 og 2 (**tabell 5.5**).

I Paulen er DCA 1 tolket som uttrykk for variasjon i artssammensetning langs en næringsgradient fra lav pH, lave konsentrasjoner av nitrogeninnhold og aluminium i humussjiktet, men høye konsentrasjoner av fosfor samt kationer som Ca, Mn, Zn, Mg og K til visa versa (se diskusjon i T. Økland 1996), men delvis også til variasjon i fuktighet i humussjiktet. DCA 2 er tolket som uttrykk for variasjon i helning og eksposisjon, fra steder med lav helning og gunstige (sør-sørvestlige) eksposisjoner til vice versa. Noe av variasjonen langs både DCA 1 og DCA 2 skyldes også variasjon i jordfuktighet, fra moderat fuktige til tørre voksesteder (DCA 2) med lav pH (lave scorer langs DCA 1) til de våteste stedene med høy pH.

I siste periode fra 2010 til 2018 har artssammensetningen i den 'fattige' delen av gradienten endret seg i retning av vegetasjon typisk for vegetasjon på voksesteder med litt høyere pH og innhold av Al og totalt N i humussjiktet, men lavere innhold av Ca, Mn, Zn, Mg and K og P samt til steder med

Tabell 5.5 Forflytning av analyseflater langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i perioden 1990-2018 basert på smårutefrekvensdata (ordinasjon av 49 analyseflater over seks analysetidspunkter; én av de opprinnelige 50 analyseflatene med avvikende plassering langs aksene fjernet før analyse som i opprinnelig ordinasjon; se T. Økland 1996). Wilcoxon signed rank test er gjort for hele DCA 1 og DCA 2 og separat for 'fattige' og 'rikere' analyseflater etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland et al. 2004a,b). n- og n+ er antall analyseflater med henholdsvis lavere og høyere analyseflateskår 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 er kursivert. 0.000 betyr $< 0,005$.

		1990-1995			1995-2000			2000-2005			2005-2010			2010-2018			1990-2018		
		n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
DCA 1 (hele aksen)	49	39	10	0,000	32	17	0,017	20	29	0,077	29	20	0,117	15	34	0,000	24	25	0,608
DCA 2 (hele aksen)	49	13	36	0,000	22	27	0,831	29	20	0,459	21	28	0,412	36	13	0,001	27	22	0,561
DCA 1 'fattig' del	32	28	4	0,000	21	11	0,089	8	24	0,001	17	15	1,000	6	26	0,000	9	23	0,013
DCA 1 'rik' del	17	11	6	0,356	11	6	0,084	12	5	0,031	12	5	0,015	9	8	0,619	15	2	0,001
DCA 2 'fattig' del	32	7	25	0,001	15	17	0,601	19	13	0,304	13	19	0,837	23	9	0,013	19	13	0,369
DCA 2 'rik' del	17	6	11	0,124	7	10	0,246	10	7	0,981	8	9	0,356	13	4	0,025	8	9	0,758

litt mindre helning, gunstigere eksposisjon og litt mer fuktighet i jorda. I den 'rike' delen av gradienten har artssammensetningen endret seg i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med litt lavere helning, gunstigere eksposisjon og høyere fuktighet i jorda.

I løpet av 28-årsperioden fra 1990 til 2018 har artssammensetningen i den 'fattige' delen endret seg i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med litt høyere pH og innhold av Al og totalt N i humussjiktet, men lavere innhold av Ca, Mn, Zn, Mg and K og P, mens i den 'rike' delen har artssammensetningen endret seg i motsatt retning.

Analysene av endringer langs hele DCA 1 for perioden 2010 til 2018 viser en endring i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med litt høyere pH og innhold av Al og totalt N i humussjiktet, men lavere innhold av Ca, Mn, Zn, Mg and K og P, mens analysene av endringene langs hele DCA 2 har artssammensetningen endret seg i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med litt lavere helning, gunstigere eksposisjon og høyere fuktighet i jorda.

Analysene av endringer langs hele DCA 2 viste ingen signifikante endringer for 28-årsperioden.

5.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Paulen

Vegetasjonsutviklingen i Paulen naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 5. omløp (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, Økland et al. 2011).

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2010 til 2018 og for hele 28-årsperioden basert dataene for artene i de 50 analyseflatene.

Artsmangfoldet er betydelig redusert

- Totalt antall arter registrert i de 50 1 m²-analyseflatene i 2018 var 79, seks færre arter enn ved forrige reanalyse i 2010; seks færre mosearter og én lavart, mens det ble registrert én karplanteart mer.
- Totalt antall arter registrert for alle analyseflatene var 87 i 1990, men bare 79 i 2018, dvs. en reduksjon på åtte arter i løpet av 28-årsperioden, én karplanteart og åtte mosearter færre, mens det var én lavart mer i 2018 enn ved overvåkingsstart i 1990.

- Totalt artsantall pr. 1 m²-flate (artstetthet) var signifikant lavere i 2018 enn i 2010, i gjennomsnitt 1,86 arter færre pr. flate. Reduksjonen i totalt artsantall pr. flate skyldes kryptogamer (-2,04 arter pr. flate), derav moser -1,94 arter, mens det var en liten økning for karplanter (0,18 arter pr. flate). Størst endring var det for antall bladmosearter (-1,32), dernest levermoser (-0,66). Ingen artsgrupper økte signifikant.
- I 28-årsperioden er totalt antall arter pr. 1 m²-flate signifikant og sterkt redusert; i gjennomsnitt var det 3,56 færre arter pr. flate i 2018 enn i 1990.
- Det har blitt signifikant færre arter pr. analyseflate i 28-årsperioden for karplanter totalt, i gjennomsnitt med 1,12 færre arter; for urter og karsporeplanter (-0,98 i gjennomsnitt) og for graminider (-0,14 i gjennomsnitt), samt for bladmoser, levermoser og totalt antall mosearter (henholdsvis -0,94, -1,42 og -2,44 arter i gjennomsnitt pr. flate).

Reduserte mengder for mange arter, økning for noen få arter

- I siste periode, fra 2010 til 2018, ble det signifikant mindre av én karplanteart, maiblom, målt som smårutefrekvens i analyseflatene, mens bare blåbær økte. Blåbær økte også målt som prosent dekning, mens ingen karplanter ble signifikant redusert målt som prosent dekning.
- I 28-årsperioden fra 1990 til 2018 økte ingen karplanter (bortsett fra stormarimjelle) signifikant målt som smårutefrekvens, men blåbær økte signifikant målt som prosent dekning. Det ble signifikant mindre av ni karplantearter (av 13 testet; marimjellearter og småplanter av trær ikke regnet med) målt som smårutefrekvens og fem arter målt som prosent dekning.
- Det har i perioden fra 2010 til 2018 blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens) av i alt ti mosearter, syv bladmosearter og tre levermoser. Bare kystkransmose og prakthinnemose økte signifikant. Målt som prosent dekning i analyseflatene har det blitt signifikant mindre av fire bladmosearter og to levermoser, mens bare kystkransmose og lyngtorvmose har økt.
- I 28-årsperioden har ti mosearter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), derav fem bladmosearter og fem levermoser, mens fire bladmosearter økte signifikant. Det ble også signifikant mindre av åtte mosearter målt som prosent dekning i flatene, derav fire bladmosearter og fire levermoser. Ingen økte signifikant. Det er bare store bladmoser som har økt i prosent dekning i flatene: blanksigd, etasjemose og kystkransmose. Av disse er det blanksigd som det er mest av i flatene, og gjennomsnittlig prosent dekning har økt fra 9,9 % i 1990 til 21,2 % i 2018.
- Mange arter er det for lite av i flatene til at endringer i mengde kunne testes. En del arter har også vært til stede i en eller flere flater, men ikke i alle analyseomløp. Oppsummering av småruteregistreringer viser imidlertid at det er blitt betydelig færre registreringer totalt for alle arter og for artsgruppene. For karplantene er det først og fremst urter og karsporeplanter som er redusert, og for kryptogamer er det spesielt levermosene. For bladmosene var det en økning i småruteregistreringer fram til 2005 for deretter å bli redusert til litt under antallet ved overvåkingsstart. Levermosene hadde en svak økning fram til 2000 for deretter å bli sterkt redusert fram til 2018 til under 40 % av antallet i 1990.
- Det var signifikante endringer i artssammensetning i perioden fra 2010 til 2018. I den 'fattige' delen av gradienten har artssammensetningen i flatene endret seg i retning av vegetasjon på voksesteder med litt høyere pH og innhold av nitrogen og aluminium i jorda, men lavere innhold av mange kationer, samt noe i retning av vegetasjon på fuktigere voksesteder. I den 'rike' delen av gradienten har artssammensetningen i flatene endret seg noe i retning av vegetasjon på steder med litt lavere helning og gunstigere eksposisjoner samt noe høyere fuktighet i jorda.
- For hele 28-årsperioden har artssammensetningen i flatene i den 'fattige' delen av gradienten endret seg noe i retning av vegetasjon på voksesteder med litt høyere pH og innhold av nitrogen og aluminium i jorda, men lavere innhold av mange kationer; mens i den 'rike' delen av gradienten har endringen vært motsatt.
- Endringene langs næringsgradienten for 28-årsperioden viser at vegetasjonen i flatene fra den 'fattige' og 'rike' delen er blitt mer 'homogenisert', dvs. at artssammensetningen i flatene er blitt likere.

Sannsynlige og samvirkende årsaker til utviklingstrendene

Som i flere andre overvåkingsområder er det sannsynlig at samvirkende effekter av flere påvirkningsfaktorer har bidratt til de betydelige vegetasjonsendringene vi har påvist i Paulen, men klimaendringene i overvåkingsperioden har trolig bidratt vesentlig.

Samvirkende effekter mellom karplanter og moser er en sannsynlig årsak til reduksjonen i karplantenes arts mangfold og artsmengder. Tettere bunnsjikt av moser har gjort det vanskeligere for endel karplanter å etablere seg fra frø og/eller vegetativt og å overleve i den tettere mosematta. Noen få store moser, særlig blanksigd, etasjemose og kystkransmose, har økt betydelig i mengde i Paulen, mens det er blitt færre og mindre av urter, bregner og graminider. Mange milde høstmåneder fra ca. 1995 har favorisert disse mosene, som kan vokse og formere seg også ved lave temperaturer. Endringer i humuskjemien kan imidlertid også ha bidratt til karplanteendringene; dette støttes av at artssammensetningen har endret seg langs næringsgradienten i retning av steder med høyere pH og nitrogen i jorda. Siden det fortsatt er betydelig nitrogendeposisjon på Sørlandet, kan også dette ha bidratt til karplanteendringene (jf. Bobbink et al. 2010). Endringer i tresjiktstrukturen pga. økt bestandsalder kan også ha bidratt, pga. endrede lysforhold eller fordi humuskjemien endrer seg ved økt alder av trebestandene.

Temperaturøkningen (ca. 1 °C i forhold til normalen) og økning i vekstsesongens lengde, spesielt om høsten, har trolig bidratt vesentlig til mosenes reduserte arts mangfold og reduserte mengder for de fleste artene. Små og mellomstore moser har blitt utkonkurrert av noen få store moser (overvoksing/konkurranse om mikrohabitater i skogbunnen) som har økt betydelig. I Paulen har blanksigd, den mosen som i utgangspunktet hadde størst gjennomsnittlig dekning, mer enn doblet sin gjennomsnittlige dekning i flatene. Mange moser kan, i motsetning til karplanter, formere seg vegetativt også etter at de fleste karplantene har avsluttet sin vekstsesong om høsten; flere store bladmosearter kan ha fotosyntese ned mot 0 °C (jf. Glime 2017). Store moser som vokser og formerer seg vegetativt raskere enn mange andre mosearter, slik som blanksigd og etasjemose, favoriseres derfor av lengre vekstsesong om høsten.

I Paulen, som i seks andre av TOVs granskogsområder, har det vært årlige detaljerte populasjonsundersøkelser av etasjemose (jf. kap. 7). Utviklingen i mosedekning er da undersøkt årlig i en del av analyseflatene. Disse undersøkelsene har også vist at smågnagerpåvirkning har vært svært liten/fraværende i Paulen mellom 1990 og 2013 (Halvorsen 2014). Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i Paulen støtter hypotesen om at klimautviklingen i kombinasjon med fravær av smågnagertopper i overvåkingsperioden (Halvorsen 2014) er en viktig årsak til redusert arts mangfold og mengder for mange mosearter, fordi mange arter er avhengige av åpninger i bunnsjiktet for å kunne etablere seg og overleve.

Det er også sannsynlig at de mest ekstreme avvikene i klimaet, i enkelte måneder eller år, bidrar til vegetasjonsendringer. Enkelte arter som liker/krever litt fuktigere klima, som for eksempel kystkransmose og kystjamnemose, har økt i Paulen. Dette kan skyldes at det har vært en del fuktige (og milde) høstmåneder. I Paulen var det ekstremt fuktige høster i år 2000 og 2017, samt milde høster i årene 2000, 2006 og 2014.

Trendene i vegetasjonsutviklingen i Paulen samsvarer med endringsmønstrene fra de andre overvåkingsområdene i granskog. Det er betydelig redusert arts mangfold og reduserte mengder for de fleste karplantene og mosene, men økte mengder av noen få store bladmosearter. Lengre vekstsesonger favoriserer vekst og vegetativ formering av de største mosene og har derved bidratt til et tettere bunnsjikt og mindre plass, ikke bare for mange små moser, men også for karplanter. Det trengs mer forskning på klimaeffekter på karplanter og moser, nye data for trær og jordkjemi, samt skoghistoriske undersøkelser for å vise hvordan biotiske og abiotiske faktorer samvirker med hverandre. Vi har tredata bare for de tre første og jordkjemiske data for de to første analyseomløpene i Paulen og de andre syv granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO. Slike nye data, eksperimentelle feltundersøkelser av effekter av temperaturøkning, samt undersøkelser av samvirkende effekter mellom arter av karplanter og moser er viktig for bedre å kunne avklare samspillet mellom de forskjellige årsaksfaktorene i Paulen naturreservat og de andre overvåkingsområdene i granskog.

Vedlegg 5.1 Planter registrert i Paulen i 1990–2018

Oversikt over plantearter registrert i en eller flere av de 50 analyseflatene (1 m²) i Paulen naturreservat i Vennesla i 1990, 1995, 2000, 2005, 2010 og/eller 2018.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmose (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose
<i>Frangula alnus</i>	Trollhegg	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Racomitrium heterosticum</i> agg.	Berggråmose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Populus tremula</i>	Osp	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Quercus</i> sp.	Eik	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	Engkransmose
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Sciurohypnum populeum</i>	Ospelundmose
Urter og karsporeplanter		<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprinkelundmose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Listera cordata</i>	Småttveblad	<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
<i>Lonicera periclymenum</i>	Vivendel	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Thuidium tamariscum</i>	Stortujamose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	Torvmoser	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	Levermoser	
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser
<i>Blechnum siccant</i>	Bjønnekam	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Calypogeia fissa</i>	Tannflak
<i>Lycopodium clavatum</i>	Myk kråkefot	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
Grassaktige planter		<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Cephalozia sp.</i>	Pistremoseslekta
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogrørkvein	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	<i>Lepidozia pearsonii</i>	Grannkrekmoser
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmoser
Bladmose (unntatt torvmoser)		<i>Lophocolea bidentata</i>	Totannblonde
<i>Dicranodontium denudatum</i>	Fleinljåmose	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Blondeblonde
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Jungermannia sphaerocarpa</i>	Hjulsleivmose
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Lophozia ascendens</i>	Råteflik
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Dicranum polysetum</i>	Filtsigd	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Marsupella emarginata</i>	Mattehutmose
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose	<i>Mylia taylorii</i>	Rødmuslingmose
<i>Heterocladium heteropterum</i>	Trådfloke	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Isoetecium myosuroides</i>	Musehalemose	<i>Scapania nemorea</i>	Fjordtvebladmose
<i>Mnium hornum</i>	Kysttornemose	<i>Scapania undulata</i>	Bekketvebladmose
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Sigdnervemose	<i>Sphenolobus minutus</i>	Tråddraugmose
<i>Plagiomnium affine</i>	Skogfagermose	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose	Lav	
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammemose	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammemose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose		

6 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2018

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

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001), startet opp i 1988 og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Med to unntak (Lundsneset og Øyenskvælen) reanalyseres disse fortsatt jevnlig. Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå Norsk institutt for bioøkonomi; NIBIO) 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 spenner ut viktige klimagradianter 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 gradianter innenfor samme naturtype, blåbærdominert bar- og bjørkeskog, inkludert noe fuktigere og rikere utforminger.

Her rapporteres endringer i forekomst av noen få utvalgte arter som kan tenkes å respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf. T. Økland et al. 2004a,b). I forhold til tidligere rapportering av de utvalgte artene omfatter dette kapitlet også resultater fra granskog og bjørkeskog i 2018.

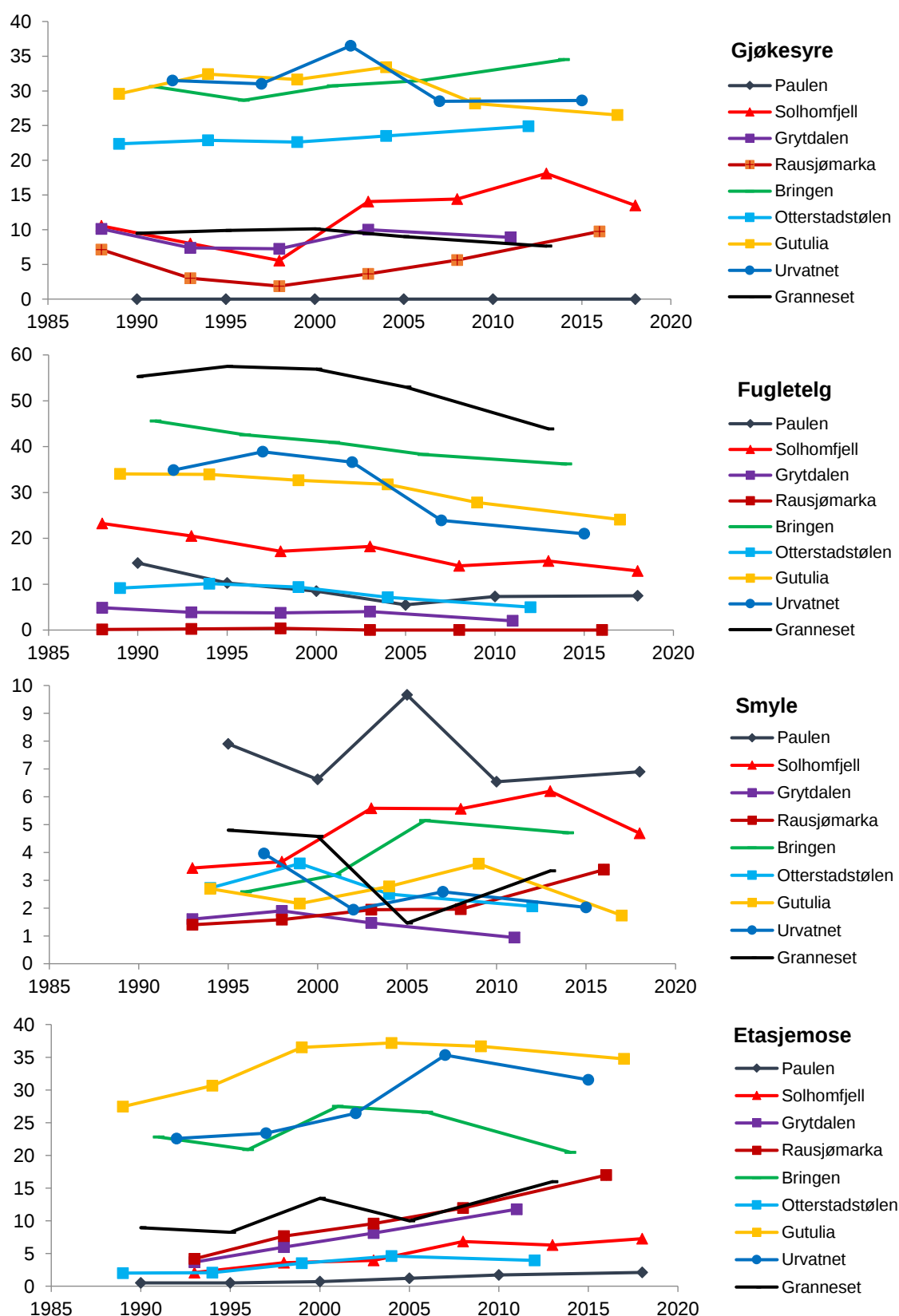
Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget besto opprinnelig av 561 analyseflater fra granskog (T. Økland 1996), men fra og med fjerde omløp analyseres bare ni av elleve granskogsområder, dvs. 461 flater i granskog. Tre av disse analyseflatene, to i Bringen og én i Gutulia, ligger nå under store, nedfalne trær og kunne ikke analyseres i henholdsvis 2014 og 2017. Områdene ble i utgangspunktet analysert hvert femte år, men åtte av ni granskogsområder analyseres nå hvert åttende år (gradvis omlegging i løpet av 5. omløp). Inkludert feltsesongen i 2018 er analyseflatene i granskogsområdene analysert syv ganger i Solhomfjell, seks ganger i Rausjømarka, Gutulia og Paulen og fem ganger i øvrige områder. I bjørkeskogsområdene er alle analyseflatene analysert seks ganger i Gutulia og Dividalen og fem ganger i øvrige områder, inkludert feltsesongen i 2018.

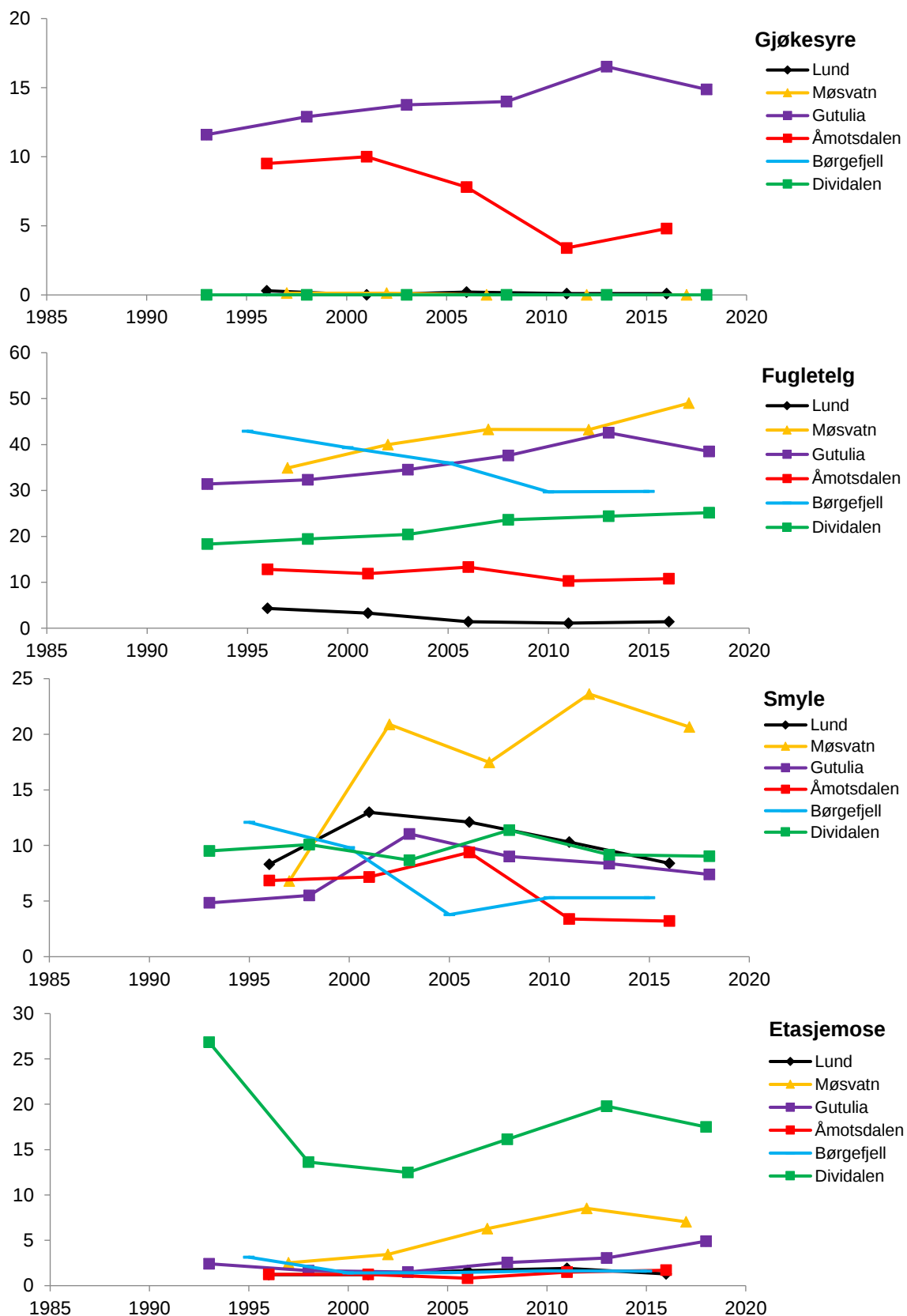
I hver av åtte granskogsområder overvåkes vegetasjonen i 50 analyseflater à 1 m², samt i 61 flater i granskog i Solhomfjell, som til sammen dekker viktige lokale økologiske variasjoner. Artsmengder registreres innen hver flate som smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf. T. Økland 1988) og som prosent dekning i analyseflatene (fra og med 1989). Overvåkingen i bjørkeskog omfatter 50 analyseflater i hver av seks områder, som alle er analysert hvert femte år etter standard metodikk fra og med 1993.

Resultatene fra de ni granskogsområdene (**figur 6.1**) bygger dermed på data fra perioden 1988–2018, mens resultatene fra de seks bjørkeskogsområdene (**figur 6.2**) baserer seg på registreringer utført fra 1993 til 2018. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2017 (T. Økland et al. 2019).

For artene gjøkessyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter (til sammen 800 småruter i hvert område, 976 i Solhomfjell) brukt som mål på mengde innen hvert område. For smyle og etasjemose er gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² analyseflatene 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



Figur 6.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2018. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1988 ble ikke prosent dekning analysert. Data for 1. omløp er ikke vist for smyle. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.



Figur 6.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2018. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.

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 (se blant annet T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Bakkestuen et al. 2010).

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 viste gjøkesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 6.1**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten er sjelden i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 6.2**). I Åmotsdalen har gjøkesyre gått jevnt tilbake siden 1996, med en svak økning fra 2011 til 2016, mens arten har vist en økning gjennom overvåkingsperioden i Gutulia.

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 og fram til 2016 og i Solhomfjell fram til 2013, men den har igjen avtatt i Solhomfjell fra 2013 til 2018. 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 flatene ble etablert i 1988. I det sørligste området Paulen har arten aldri vært tilstede i analyseflatene.

Utviklingen for gjøkesyre i de øvrige granskogsområdene viser ingen tydelige trender og varierer både mellom år og mellom områdene. I Otterstadstølen 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 kan neppe forklares av en forbedring i forsureningssituasjonen (jf. granskogsområdene), da området ligger i en del av landet som har vært lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gjøkesyre er en art som i løvskog kan favoriseres av lys, og som også er svakt termofil (Aarrestad pers. obs.). Andre årsaker kan skyldes endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen fram til 2011 skyldes trolig økt beitepress fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste grasartene og urtene i dette overvåkingsområdet (Aarrestad et al. 2012, 2017).

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 i Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 6.1**). 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 er arten relativt stabil, med en svak framgang i Møsvatn, Gutulia og Dividalen og en noe varierende tilbakegang i Børgefjell, Åmotsdalen og Lund (**figur 6.2**). Endringene er dermed uavhengige av nord-sørgradienten.

Etter registreringene i femte omløp er det stor reduksjon i antall småruteforekomster i åtte av de 9 granskogsområdene i forhold til starten av overvåkingen. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i flatene, og arten er ikke registrert der etter 1998. Data fram til og med sjette omløp i Paulen og syvende omløp i Solhomfjell viser fortsatt stor reduksjon i forhold til utgangspunktet ved starten av overvåkingen. I de sørligste områdene, Paulen, Solhomfjell og Grytdalen, er antall småruteforekomster ved siste analyseomløp redusert til henholdsvis 51 %, 55 % og 41 % av antallet ved overvåkingsstart i henholdsvis 1990 (Paulen) og 1988 (Solhomfjell og Grytdalen). 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 det vært reduksjonen i antall småruteforekomster 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 (**figur 6.2**). 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 nærings-tilgang, særlig nitrogen, tilført av bjørkemålerangrep (se Bakkestuen et al. 2019). 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.

En svak tilbakegang av fugletelg i Åmotsdalen kan skyldes økt beitepress av husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake fra førstegangs analyse i 1995, men er nå stabilisert rundt en gjennomsnittlig dekning på ca. 30 %. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng

med endringer i forurensing, da Børgefjell ligger i et område med liten tilførsel av langtransporterte luftforurensinger. Det er mulig at nedgangen av fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og flere år med smånagertopper (jf. Aarrestad et al. 2016).

Smyle (*Avenella flexuosa*)

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

En betydelig framgang for smyle ble observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene, i så vel granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen som i bjørkeskogsområdene Møsvatn og til dels i Gutulia, fram til fjerde omløp (**figur 2.1, 6.1, 6.2**). 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 men har økt litt igjen i Paulen fra femte til sjette omløp. I Solhomfjell var den gjennomsnittlige dekningen i 2018 (syvende omløp) litt lavere enn i 2013 (6. omløp). I Rausjømarka, og Granneset har smyledekningen økt i siste omløpsperiode (fra 5. til 6. omløp for Rausjømarka). Gjennomsnittlig prosent dekning er fortsatt høyere i enkelte av de sørligere områdene (Rausjømarka, Solhomfjell og Bringen) enn ved starten på overvåkingen. Bjørkeskogen i Børgefjell viser en betydelig nedgang i smyledekning fra 1995 til 2015, mens dekningen viser tilbakegang i Åmotsdalen fra 2006.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2017), og det kan dermed 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. Økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn (Bakkestuen et al. 2019) 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 fram til 2005 skyldes trolig fortetting av tre- og busksjikt og relativt høyt beitepress av tamrein og smånagere (Bakkestuen et al. 2006), mens den svake reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen kan skyldes endringer i beitetrykk, både av smånagere 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 1997b, T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 6.1**). 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 i granskogsområdene er også observert for andre store mosearter; i noen av områdene dominerer andre store moser mer enn etasjemose i analyseflatene. I flere av granskogsområdene har etasjemose hatt økt dekning i

flatene 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 Urvatnet var den gjennomsnittlige dekningen i femte omløp i 2015 fortsatt betydelig høyere enn ved starten av overvåkingen i 1992. 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). Også i Paulen har etasjemose hatt jevn økning i gjennomsnittlig dekning fram til og med sjette omløp i 2018, men andre store moser (spesielt blanksigd; se kapittel 4) dominerer der i bunnsjiktet. I Solhomfjell ble det registrert en liten reduksjon fra femte til sjette omløp etterfulgt av økning fra sjette til syvende omløp. Også i Gutulia ble det 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 som etasjemose i bunnsjiktet har vist seg å være negativt for arts mangfold og mengder av små moser. Dette er trolig også en medvirkende årsak til det lavere arts mangfoldet og mengdereduksjonen for svært mange karplanter (se også kapittel 4) som er registrert fra fjerde til femte omløp i de fleste granskogsområdene og fra femte til sjette omløp i de fire 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 annen side kan 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 høyereliggende granskogsområdene, for eksempel Grytdalen.

Dekningen av etasjemose er svært liten i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en relativt lyskrevende art (Ellenberg lys = 6; Hill et al. 2007), og den lave dekningen kan skyldes et kjølig klima med sein nedbryting og et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Samtidig er flere av analyseflatene i bjørkeskogene svært basefattige, og mosen trives dårlig ved surt jordsmonn (Ellenberg baserikhet = 4; Hill et al. 2007). Et 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 etasjemosenes dekning er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av de sørlige overvåkingsområdene Møsvatn og Gutulia, der arten har vist en jevn framgang (**figur 6.2**), og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. I siste omløp fra 2013 til 2018 gikk etasjemosedekningen noe ned igjen, noe som kan skyldes et toppår for smågnagere i Dividalen i 2018.

7 Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2018

Rune Halvorsen

Allerede i 1988, det første året med vegetasjonsovervåking i skog i Norge, ble det flere steder observert betydelige 'moseskader', først og fremst avbleiking av moseskudd (Frisvoll 1989). Som en direkte følge av moseskadeobservasjonene, som ble satt i sammenheng med 'sur nedbør' (Frisvoll 1989, Flatberg 1994), ble det i 1990 startet populasjonsundersøkelser av en typisk stor skogsmose, etasjemose i sju overvåkingsområder i barskog; Solhomfjell-området (R. Økland & Eilertsen 1993) og seks av områdene som ble etablert i regi av NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) i perioden 1988–90; Paulen, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia (granskog) og Granneset (se T. Økland 1996). Data fra denne tidsserien er tidligere bearbeidet til en lang rekke artikler i vitenskapelige tidsskrifter (bl.a. R. Økland 1995e, 1997, 2000, R. Økland & T. Økland 1996, Rydgren & Økland 2002, R. Økland & Bakkestuen 2004, Rydgren et al. 2007, Bakkestuen et al. 2009). Hovedtrender i utviklingen i etasjemosepopulasjonene ble sist sammenstilt for perioden 1990–2013, da tidsserien hadde blitt opprettholdt i 24 år (Halvorsen 2014).

En hovedtrend i vegetasjonsutviklingen i overvåkingsområdene i granskog fra slutten av 1980-tallet til langt inn på 2000-tallet har vært at bunnsjiktdekkningen har økt og en signifikant mengdedekning for etasjemose og andre store mosearter (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b, Halvorsen et al. 2014, kapittel 4 og 5). Dette endringsmønsteret, som av Halvorsen et al. (kapittel 4) blir betegnet 'endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer', har først og fremst blitt forklart som et resultat av langvarig gunstige klimaforhold for mosevekst, men det er også flere ganger påpekt at den direkte effekten av klima kan ha blitt betydelig forsterket av nesten total mangel på smånagertoppår mellom 1990 og 2010 (Rydgren et al. 2007, Halvorsen 2010, Halvorsen et al. 2014). Mange ulike prosesser på individnivå kan resultere i endringer i arters mengde, målt som dekning og/eller smårutefrekvens. Mengdedekning kan skyldes at flere nye individer kommer til enn som faller fra, og kan være resultat av økning i vegetativ (f.eks. ved forgreining) og/eller kjønnet formeringshastighet. Arters mengde, målt som dekning og/eller smårutefrekvens, kan imidlertid også endre seg uten at individtettheten endrer seg ved at enkeltindividene i gjennomsnitt blir større. De fleste plantearter kjennetegnes av en kompleks sammenheng mellom størrelse og både vegetativ og kjønnet formeringshastighet (Harper 1977, Hutchings 1986, R. Økland 1995, Bakkestuen et al. 2009). Demografiske studier, dvs. studier der enkeltindividets skjebne og størrelsesutvikling blir fulgt over lang tid, er derfor nødvendig for å avsløre hvilke mekanismer som er den umiddelbare årsaken til observerte mengdeendringer, og viktig for å klargjøre de underliggende årsakene til mengdeendringene.

Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i de sju overvåkingsområdene i granskog fram til 2009 (Halvorsen 2010) viste (1) at den observerte mengdedekningen for etasjemose først og fremst var resultatet av en kraftig økning i skuddtetthet (antall etasjemoseskudd pr. arealenhet), som i sin tur var forårsaket av høye vegetative forgreiningssrater; (2) at gjennomsnittlig skuddstørrelse økte, noe som indikerer at mosen har hatt stabile og gode vekstvilkår i perioden (bl.a. lange vekstsesonger); (3) at økningen i skuddstørrelse bidro til økningen i forgreiningssratene; og (4) at etasjemosen koloniserte mange tidligere åpne flekker i skogbunnen samtidig som en foretting av mosematta fant sted. Halvorsen (2010) drøfter hvorvidt lange perioder uten klare smågangerpopulasjonstopper kan ha påvirket endringsforløpet, men mangel på faktiske observasjoner [i perioden 1990–2009 ble sterk smågangereffekt (mer enn 15 % av etasjemoseskuddene beitet av smånagere i løpet av en ettårsperiode) bare observert én gang, i ett overvåkingsområde] gjorde det umulig å trekke klare konklusjoner. Halvorsen (2010) konkluderte derfor at 'endringsmønsteret for store moser i granskog ... i perioden fra 1990 til 2009, kan ... forklares av at gunstige klimaforhold påvirker mosenes vekst direkte og samtidig indirekte forsterker denne effekten ved å redusere frekvensen og intensiteten av smågangerforstyrrelse.'

Fram mot 2013 utkrystalliserte det seg to ulike langtidsutviklingsmønstre (Halvorsen 2014); (1) fortsatt økning i mosedekning og dekning, populasjonsstørrelse og produksjon for etasjemose i de tre sørligste overvåkingsområdene, og (2) utflating av mengdeøkningen, både for etasjemose og andre store moser, i de tre områdene på sentrale og nordlige Østlandet og overvåkingsområdet Granneset i Nordland. Endringene i områder som ligger nær hverandre forble synkronisert, noe som støttet opp under grunnhypotesen om at værforholdene i de aktuelle årene har stor betydning for populasjonsutviklingen fordi mosens vekst er styrt av fuktighetsforholdene (Stålfelt 1937, R. Økland 1995, 1997). Halvorsen (2014) forklarer utflatingsmønsteret i de nordlige områdene med at 70–75 % mosedekning (på områdebasis) sjelden overskrides på grunn av høye bakgrunnsverdier for faktorer med negativ påvirkning på mosepopulasjonene, som ugunstige vekstsesonger, smågnagerbeiting og andre finskalaforstyrrelser som skaper åpninger i mosemattene. Det bidrar også til å forhindre tetthetsregulering av mosepopulasjonene.

Mens det i 20-årsperioden 1990–2010 bare inntraff én smågnagertoppårsbegivenhet i ett av de sju områdene (Granneset i 2001–02), inntraff slike begivenheter i tre av de sju overvåkingsområdene (Grytdalen, Gutulia og Granneset) vinteren 2010–11. Den umiddelbare effekten i alle områdene var, som forventet, nedgang i mosedekning og populasjonsstørrelse og skuddstørrelse for etasjemose, men etter tre år hadde den videre utviklingen forløpt svært ulikt i de tre områdene.

For perioden fra og med 2013 til og med 2018 knytter det seg spesiell interesse til hvorvidt utviklingen i etasjemosepopulasjonene kan klargjøre følgende spørsmål: (1) Representerer det nye 'utflatingsmønsteret', det vil si tendensen til at stagnasjon i økningen i bunnsjiktetsdekning, etasjemosedekning og populasjonsstørrelse for etasjemose i granskog som ble observert i flere av overvåkingsområdene fram mot 2013, et nytt, langvarig utviklingsmønster? (2) Finnes det fellestrekk mellom utviklingen i de tre områdene der det ble registrert sterke smågnagereffekter vinteren 2010–11, eller er etasjemosens respons på variasjon i smågnagertetthet område- eller kontekstspesifikk? (3) Finnes det nye utviklingstrekk som gir grunn til å stille spørsmålstegn ved hovedhypotesen gjennom mer enn 25 år (R. Økland 1995, 1997, T. Økland et al. 2004a, Halvorsen 2014, kapittel 4, kapittel 5), at direkte effekter av vær og klima er hovedårsaken til variasjon i etasjemosens demografi og dynamikken i bunnsjiktet i boreale barskoger i perioden fra 1990 til inn på 2010-tallet?

Denne rapporten oppsummerer utviklingen i etasjemosepopulasjonene i sju granskogsområder fra 1990 til 2018, med hovedvekt på utviklingen etter 2013. Hovedhensikten med rapporten er å svare på de tre spørsmålene som er stilt ovenfor.

7.1 Metoder

Detaljerte beskrivelser av den studerte arten, etasjemose [*Hylocomium splendens* (Hedw.) B., S. & G.], datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder, finnes hos R. Økland (1995), se også R. Økland (1997b).

Kortfattet beskrivelse av etasjemose

Etasjemosen har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, Tamm 1953, R. Økland 1995). Arten er representativ for store moser i skogbunnen fordi den i likhet med de fleste andre store skogbunnsmoser er ektohydrisk (Buch 1945, 1947), det vil si at den opptar vann og næringsstoffer gjennom hele overflata. Ektohydriske mosers vekst er i hovedsak styrt av den samlede lengden, gjennom hele vekstsesongen, av enkeltperioder med lys-, temperaturog fuktighetsforhold som tillater mosevekst (Stålfelt 1937, R. Økland 1997b). Ektohydriske moser er derfor følsomme overfor endringer i klimaet, både på makro- og mikroskala.

Etasjemoseskudd er bygd opp ved repetisjon av moduler ('etasjer') som i prinsippet er bygd opp på samme måte (**figur 7.1**). Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt vekstpunkt fra ryggsida av hovedstengelen, ved forgreining av ett år gammelt vev. Samme

høst utvikler det nye vekstpunktet greiner av første og ofte også andre orden. I august det påfølgende året, ved ett og et halvt års alder, har det nå dobbelt fjærgreinete vekstpunktet nådd full størrelse og blitt et modent segment. Vekstpunkter kan imidlertid også utvikle seg fra skuddfragmenter og ved regenerering fra hvilende vekstpunktanlegg på eldre deler av skuddene (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes kontinuerlig ned fra basis, men dersom ikke skuddet blir fysisk skadet holdes vanligvis de siste 2–8 segmentene sammen i én skuddkjede.

Utvvalgsmetodikk

Populasjonsundersøkelsene av etasjemose blir utført i sju av granskogsområdene for vegetasjonsovervåking som inngår i TOV, og gjør bruk av de faste 1-m² prøveflatene for registrering av vegetasjon. For detaljert områdebeskrivelse og beskrivelse av metodikk for plassering av prøveflater, se R. Økland & Eilertsen (1993) for overvåkingsområdet Solhomfjell (forkortet SO, Gjerstad, Aust-Agder) og T. Økland (1996) for de seks andre TOV-granskogsområdene [Paulen, Vennesla, Vest-Agder (PA); Grytdalen, Drangedal, Telemark (GR); Rausjømarka, Enebakk, Akershus (RA); Otterstadstølen, Modalen, Hordaland (OT); Gutulia (granskog), Engerdal, Hedmark (GU) og Granneset, Rana, Nordland (GN)]. Populasjonsundersøkelsen er begrenset til de prøveflatene som tilfredsstiller definisjonen av 'blåbærdominert granskog' slik dette begrepet er definert av T. Økland (1996); 101 flater i SO, 45 flater i OT og 50 flater i de øvrige områdene. I området Gutulia, der etasjemose finnes i alle flater, omfatter demografiundersøkelsen bare annenhver flate (flater med ulike numre).

Demografiske registreringer av etasjemose er foretatt i hver 1-m² prøveflate fra og med det året minst 8 (fra og med år 2001, minst 12) etasjemosevekstpunkter kunne observeres innenfor et forhåndsdefinert areal [dette arealet utgjøres i de fleste områdene av 3. smårute fra venstre i nedre rad, 625 cm²; men se R. Økland (1995) for detaljer] innenfor flata. Prøveflater der det på et gitt tidspunkt pågår demografiske registreringer, blir betegnet 'demografiflater'. Arealet innenfor ei demografiflate som gjøres gjenstand for demografiske registreringer blir redusert eller utvidet ved bruk av standardiserte kriterier når antallet vekstpunkter kommer utenfor intervallet 8–x der x, øvre grense for vekstpunktantall i det undersøkte arealet, varierer fra 28 til 50 og blir fastsatt for hvert område og år på grunnlag av antallet aktive demografiflater i området på det gitte tidspunktet. Den delen av ei demografiflate der det på et gitt tidspunkt er gjort demografiske registreringer, blir betegnet 'aktivt areal'. Når antallet vekstpunkter i ei demografiflate er 5 eller færre innenfor et aktivt areal som ikke kan utvides ytterligere, blir registreringene i denne flata avsluttet. Antallet demografiflater har variert over tid, og har i perioden 1990–2018 (områdene listet fra S til N) vært: PA 9–15, SO 19–32, GR 17–23, RA 21–29, OT 14–17, GU 20–22 og GN 21–29. Det totale antallet demografiflater var 119 i 1990 og hadde økt til 165 i 2018. Det totale antallet demografiflater der registreringer har blitt gjort for en kortere eller lengre periode innenfor tidsrommet 1990–2018, er 172.

Demografiske registreringer av etasjemose

Alle prøveflater i de sju områdene er oppsøkt årlig fra og med 1990 til og med 2018, mellom 10. august og 12. oktober, dvs. etter at de nye segmentene normalt er fullt utvokst, men før første snøfall. Demografiske registreringer ble gjort i alle flater som ved et gitt tidspunkt tilfredsstilte demografiflate-kriteriene. Ved hver årlige registrering ble alle intakte vekstpunkter kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (R. Økland 1995; **figur 7.1**). Alle vekstpunkter som ble registrert året før ble forsøkt gjenfunnet. Antallet registrerte vekstpunkter pr. område og år har variert mellom 200 og 900. Til sammen omfatter datamaterialet informasjon om 76 057 modne segmenter og skjebnen til 87 590 etasjemosevekstpunkter (forskjellen mellom disse tallene skyldes at ikke alle vekstpunkter gir opphav til et modent segment; noen blir beitet av smågnagere, noen blir begravd i mosematta og visner, og noen blir ikke gjenfunnet uten at årsaken lar seg fastslå).

Utviklingen i etasjemosepopulasjonene (og i mosedekket i det til enhver tid aktive arealet innenfor hver demografiflate) blir beskrevet ved hjelp av seks variabler: (1) Mosedekningen i demografiflatene (egentlig totaldekningen av moser og lav, men fordi lav alltid utgjør en ubetydelig del



Figur 7.1 Etasjemoseskudd (modent segment) med tre ringmerkede forgreininger (vekstpunkter). Foto: Rune Halvorsen

av bunnsjiktet i de undersøkte granskogene, er 'mosedekning' brukt som betegnelse på denne variabelen), subjektivt estimert i prosent. (2) Etasjemosedekningen i demografiflatene, også subjektivt estimert i prosent. (3) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI) som ble satt til 1 for startåret 1989. 2-logaritmen til indeksen uttrykker populasjonsvekstraten på en lineær skala der en økning i PVI på én enhet svarer til en dobling av etasjemosepopulasjonsstørrelsen. 2-logaritmen til indeksverdien for 1989 er 0, verdien 1 indikerer en dobling av antallet vekstpunkter siden 1989, verdien 2 en firedobling og verdien 3 en åttedobling. (4) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt angitt i 1/10 mg (det vil si at en verdi på 4 svarer til en tørrvekt på 1,6 mg, verdien 6 svarer til 6,4 mg og verdien 8 svarer til 25,6 mg). For tørrvektestimering ble benyttet en regresjonsmodell som forklarer 91,3% av variasjonen i segmentstørrelse og som baserer seg på målinger av (i) segmentlengde, (ii) antall første ordens greiner med greiner av andre orden, og (iii) lengste første ordens grein (R. Økland 1995). (5) Etasjemoseproduksjonen (g/m^2), beregnet som et produkt av tettheten i inneværende år og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne året før. Vekstpunkttettheten (antall vekstpunkter pr. m^2) ble beregnet som gjennomsnittlig tetthet for alle prøveflatene i et overvåkingsområde som er med i undersøkelsen (dvs. at også flater uten etasjemose blir inkludert). Også produksjonen uttrykkes på en 2-logaritmeskala, slik at verdien 0 svarer til 1 g/m^2 , verdien -2 svarer til 0,25 g/m^2 og verdien 2 svarer til 4 g/m^2 . (6) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta (først registrert i 1992) for alle segmenter som ble modne i år t, angitt på en seksdelt skala (R. Økland 2000) på grunnlag av prosentandelen av segmentet som var synlig ovenfra (dekningen av segmentets egne datter-vekstpunkter ikke tatt i betraktning): 0 (begravd; mindre enn 5 % synlig ovenfra), 1 (lavt plassert; 5-25 % synlig), 2 (intermediær plassering; 25-75 % synlig), 3 (høyt plassert; 75-95 % synlig), 4 (oppå mosematta; 95-100 % synlig; skudd i kontakt med substratet eller andre moser), og 5 (oppstikkende; 100 % synlig og uten kontakt med substrat eller andre moser). Den optimale plasseringen av skuddene med hensyn til balanse mellom lystilgang og gunstige fuktighetsforhold er i klasse 3, der gjennomsnittlig skuddstørrelse er størst (R. Økland 2000).

Smågnagere påvirker etasjemosepopulasjoner, direkte ved å beite unge vekstpunkter (synlig som 'avklypte' vekstpunkter; **figur 7.2**) og ved kraftig opproting av mosematta (typisk i og nær

musehull), f.eks. når de lager 'ferdselsveger' mellom oppholdssteder (Ericson 1977, R. Økland 1995). Som grunnlag for slutninger om smånagereffekter på de undersøkte etasjemosepopulasjonene rapporteres derfor, for hvert år og hvert område, andelen av vekstpunktene som er beitet ('klipt') og andelen av tapte vekstpunkter som ble vurdert ikke å være begravd i mosematta (det vil si vekstpunkter som ikke ble gjenfunnet; heretter referert til som 'tapte skudd'). Disse andelene uttrykkes i prosent av alle vekstpunkter som ble registrert som intakte i demografiflata året før. Begrepet 'sterk smånagereffekt' innebærer at minst 15 % av intakte vekstpunkter registrert i år $t-1$ ble registrert som beitet i år t , mens begrepet 'svak smånagereffekt' blir brukt for tilfeller der andelen beittede vekstpunkter var minst 5 % og andelen tapte skudd samme eller påfølgende år var betydelig høyere enn vanlig for området. Andelen tapte vekstpunkter ble vurdert over en toårsperiode på grunn av observasjoner av at smånageraktivitet kan forårsake at mange skudd løsner, men ikke forsvinner før den påfølgende vinteren.



Figur 7.2 Etasjemose-skudd (modent segment) med fire vekstpunkter som alle er beitet av smånagere; to er synlige som en kort 'pigg', de to andre er beitet over nedste grein. Foto: Rune Halvorsen.

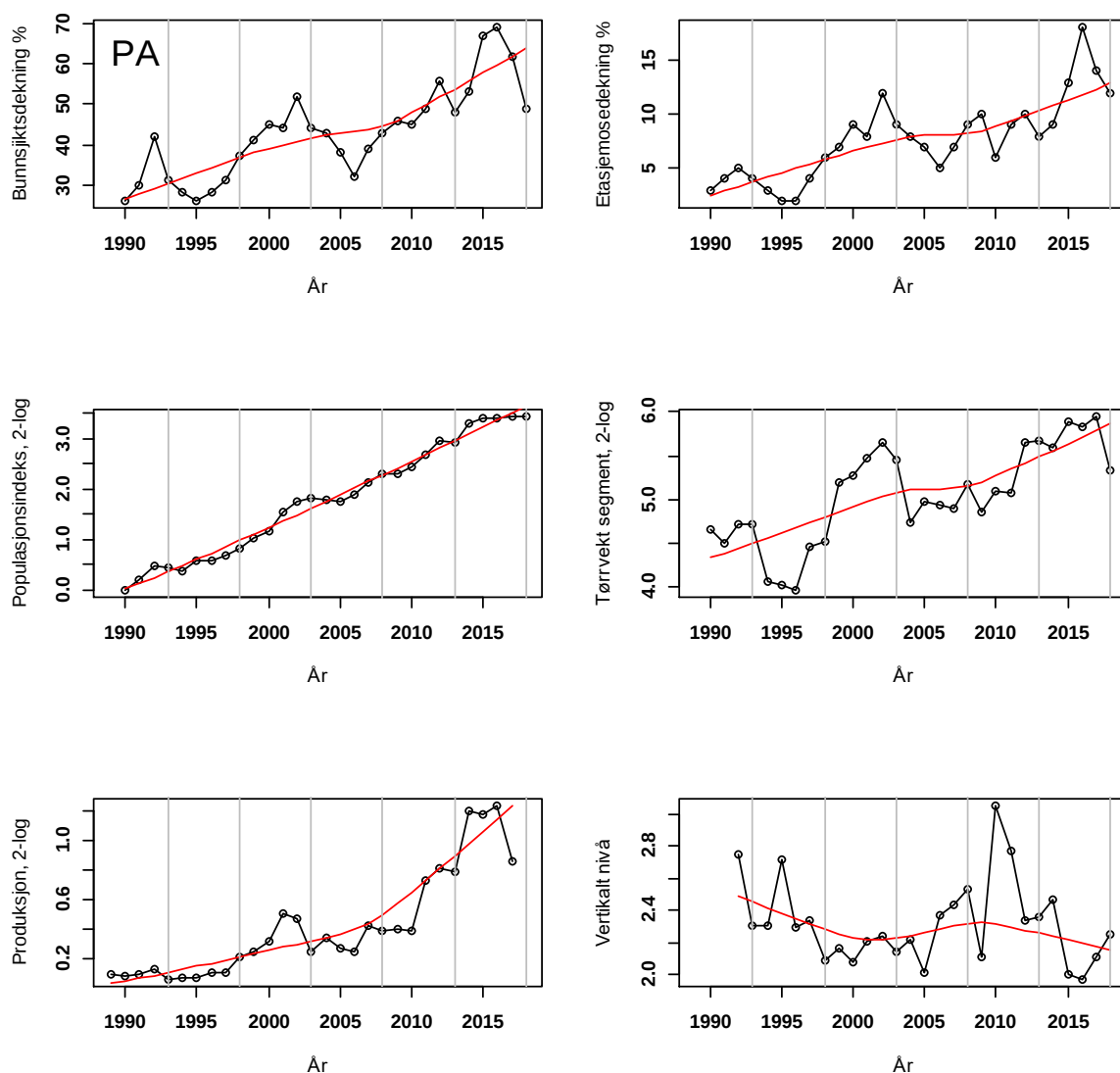
7.2 Resultater

Smånagereffekter på etasjemose

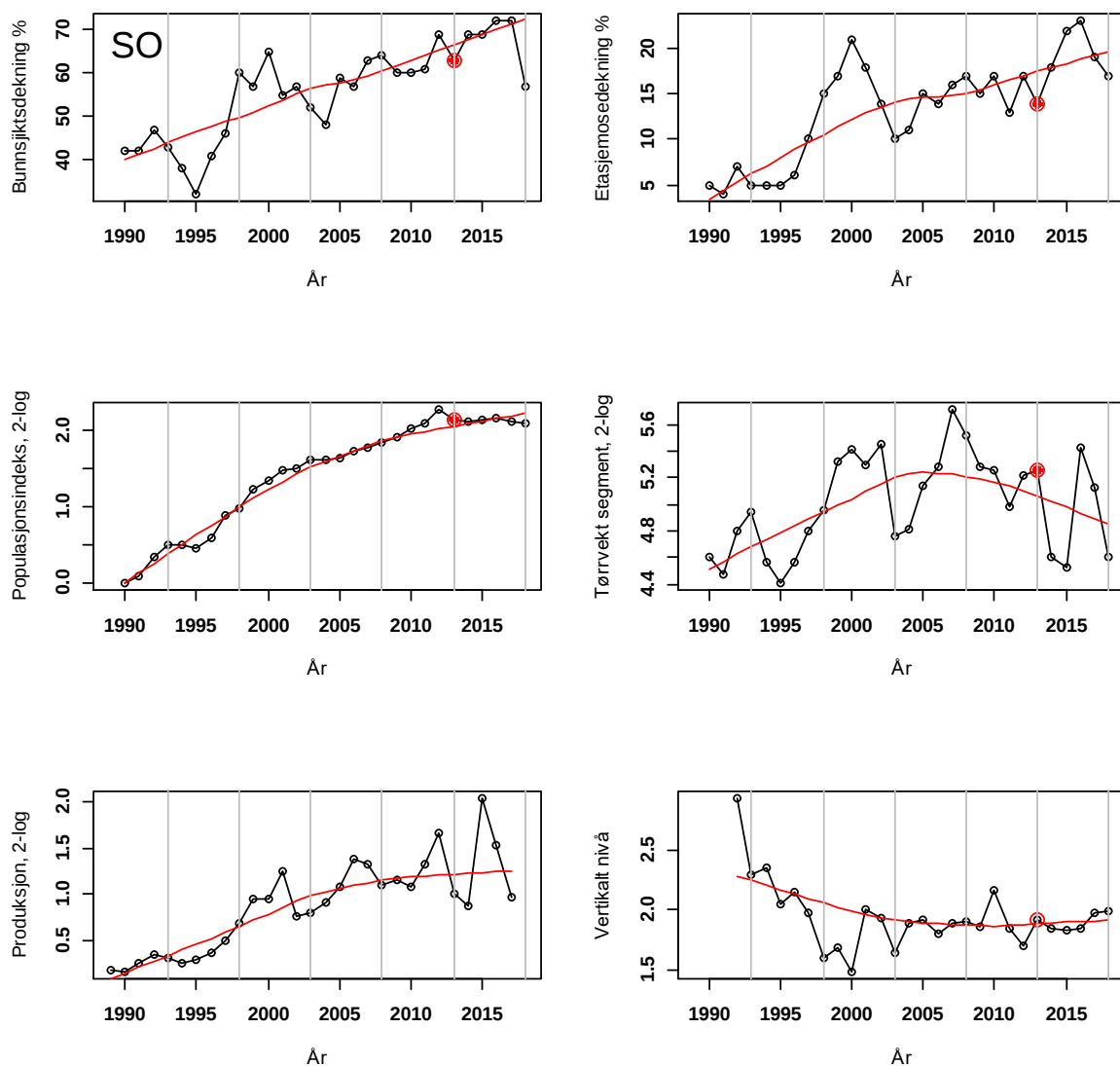
Ingen sterk smånagereffekt ble observert i perioden 2013–18 i de to områdene (PA og OT) der smånagereffekt heller ikke ble observert mellom 1990 og 2013 (**figur 7.3–7.9**). Kun i ett område (GU) i ett år (2015) ble en svak smånagereffekt observert (> 5 % av vekstpunktene beitet av smånagere). Dette året ble 7 % av vekstpunktene beitet, og andelen skudd tapt av andre årsaker enn begravning i mosematta eller av ukjent årsak var 15 %, mer enn det dobbelte av gjennomsnittet for GU i perioden 1990–2018. Ingen avvik fra normal variasjon i noen av populasjonsegenskapene ble observert i GU i de tre påfølgende årene (2016–18; se **figur 7.8**). En antydning til svak smånagereffekt ble også observert i SO i 2013, ved inngangen til femårsperioden. Andelen beittede vekstpunkter var da 8 %, men andelen tapte vekstpunkter (5 %) var da lik gjennomsnittsverdien.

Utviklingen i etasjemosepopulasjonene i de tre områdene GR, GU og GN med sterk smånagereffekt i 2010–11 fulgte ulike forløp gjennom perioden 2013–18 (GR: 24 % beita vekstpunkter og 46 og 10 % tapte skudd samme og påfølgende år; GU: 15 % beita vekstpunkter og 24 og 12 % tapte skudd; GN: 25 % beita vekstpunkter og 23 og 12 % tapte skudd). I GR førte en massiv regenerering av nye skudd i 2012 (antall regenererte vekstpunkter utgjorde 167 % av vekstpunktantallet i 2011) til en doubling av populasjonsstørrelsen og en halvering av den gjennomsnittlige

skuddstørrelsen (**figur 7.5**). I årene etter 2013 forble imidlertid populasjonstørrelsen mer eller mindre konstant mens den gjennomsnittlige skuddstørrelsen stabiliserte seg på ca. 60 % av gjennomsnittet for perioden 2006–11 (**figur 7.5**). I GU, der svake smågnagereffekter ble observert både i 2013 og 2015, stabiliserte populasjonstørrelsen av etasjemose seg på et lavere nivå enn toppnivået omkring 2005, mens de andre populasjonsegenskapene varierte, tilsynelatende usystematisk, mellom år (**figur 7.8**). I GN økte bunnsjiktsdekningen, etasjemosedekningen og populasjonstørrelsen år for år fra 2014 og stabiliserte seg på et høyere nivå enn i 2011. Den gjennomsnittlige skuddstørrelsen ble redusert fra 2011 til 2012, og stabiliserte seg deretter på 2010-nivå.



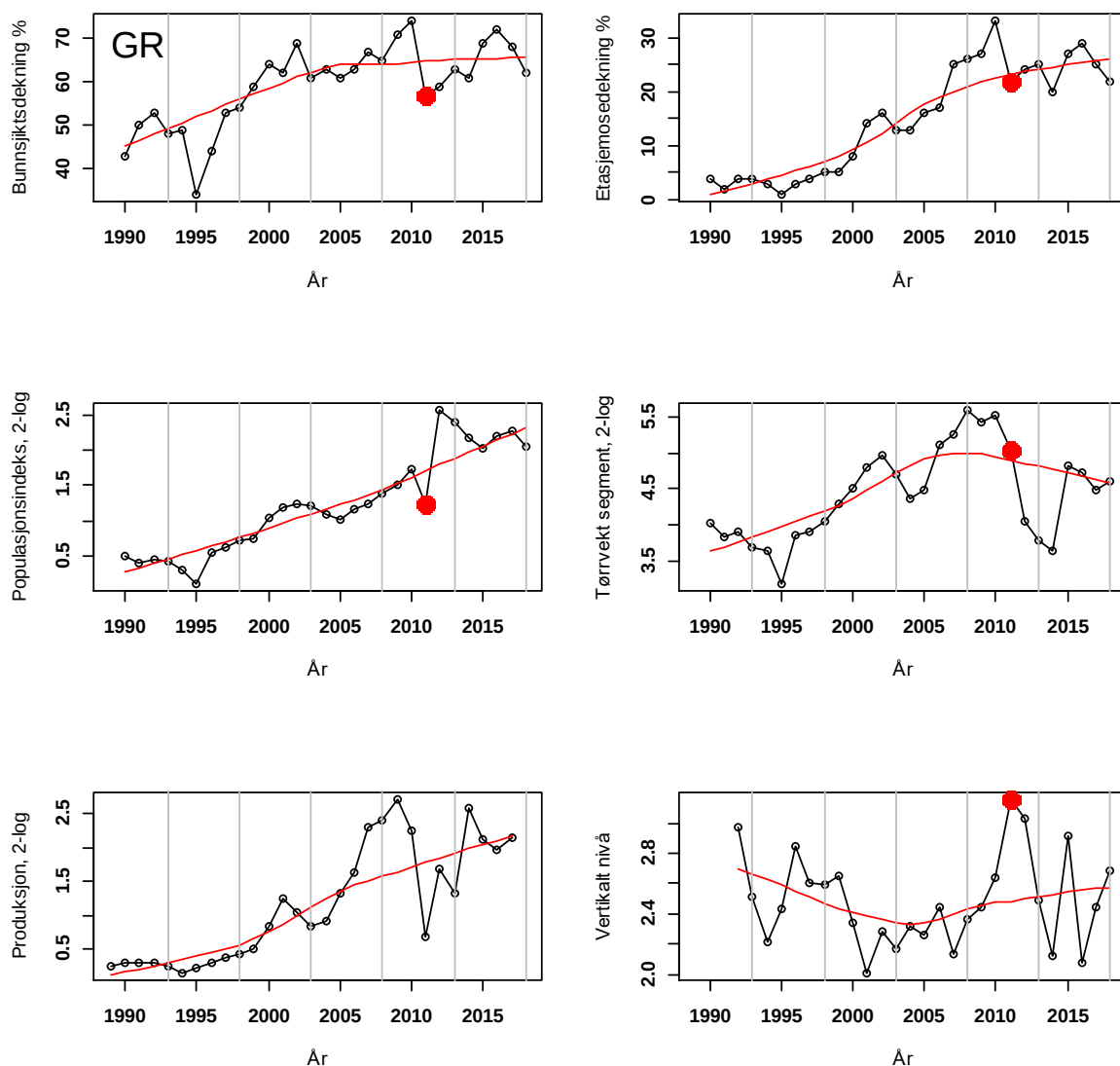
Figur 7.3 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Paulen (Vennesla, Vest-Agder) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemosesproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m². (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende).



Figur 7.4 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Solhomfjell (Gjerstad, Aust-Agder) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m². (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2013 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 9 %.

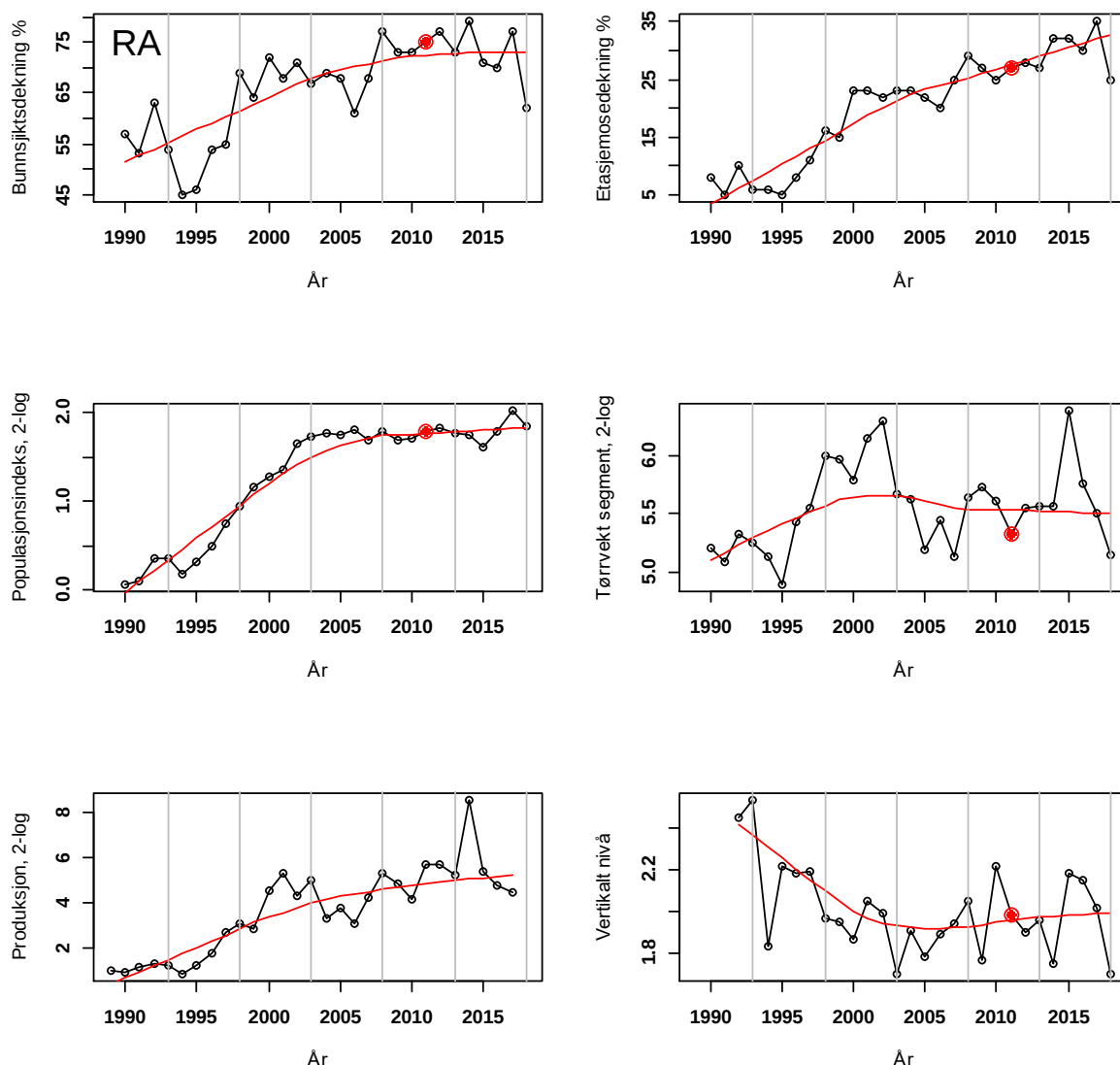
Mosedekning

I fem av de sju overvåkingsområdene nådde mosedekningen i perioden 2013–18 sin høyeste verdi for 29-årsperioden 1990–2018; 69 % i PA i 2016, 72 % i SO i 2016 og 2017, 79 % (den høyeste registrerte verdien i noe år i noe område) i RA i 2014, 76 % i OT i 2017 og 72 % i GN i 2013 (**figur 7.3–7.9**). I de to øvrige områdene, GR og GU, ble maksimalverdier for femårsperioden på henholdsvis 72 % og 67 % registrert; like under maksimalverdiene for hele perioden 1990–2018



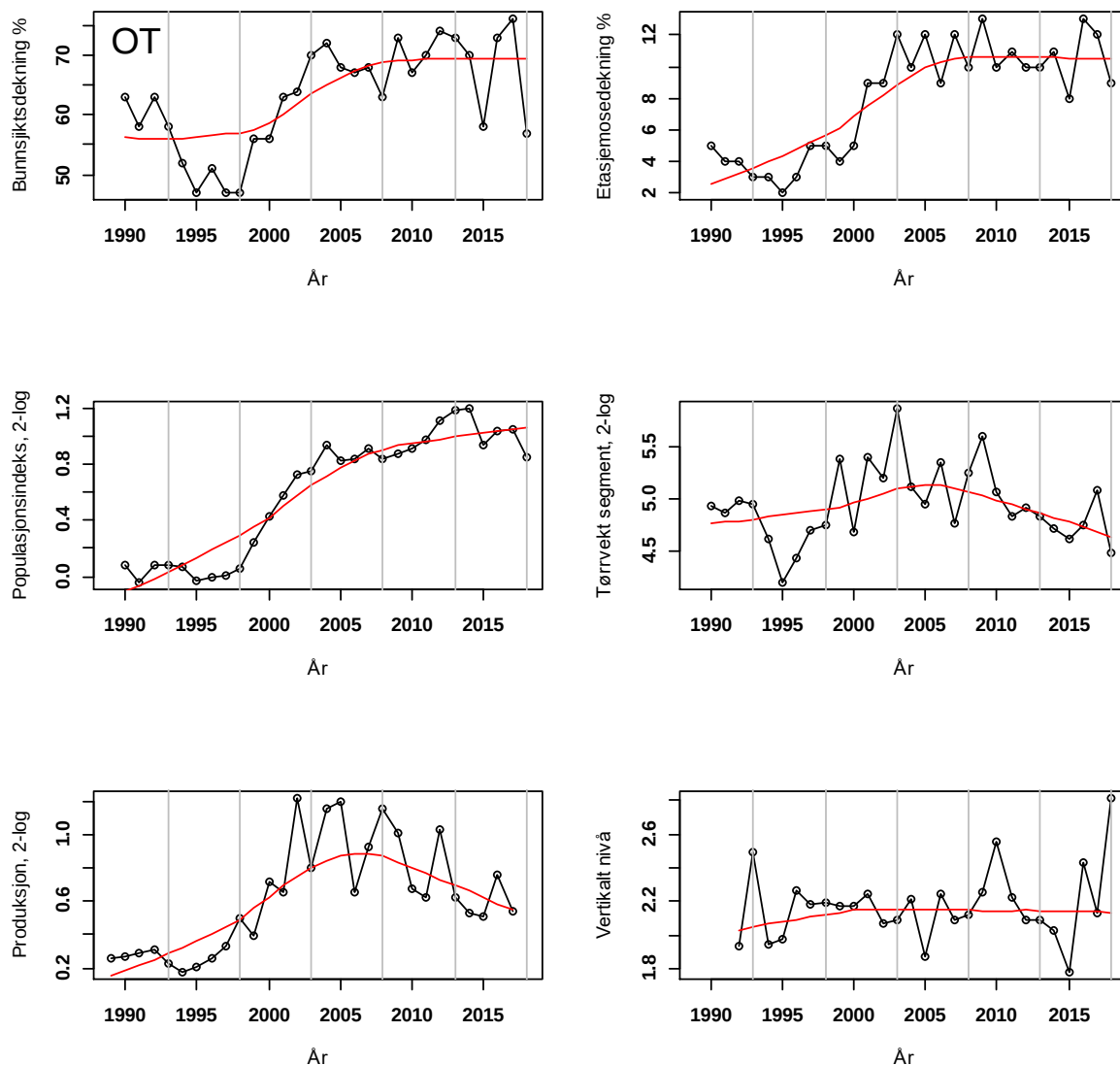
Figur 7.5 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Grytdalen (Drangedal, Telemark) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m². (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 24 %.

på henholdsvis 74 % og 70 %. Alle undersøkelsesområdene med unntak for de to nordligste (GU og GN) hadde altså mosedekning nær maksimalverdier nær eller over 70 % i perioden 2015–2017. Felles for disse fem områdene var et sterkt fall i mosedekningen fra 2017 til 2018. I gjennomsnitt for de fem områdene falt mosedekningen fra 71 % i 2017 til 57 % i 2018; en reduksjon på 19 %. Sterkest reduksjon i dekning, 19 prosentpoeng, ble observert i OT. Reduksjonen var minst, 6 prosentpoeng, i det høyestliggende av de fem områdene, GR.



Figur 7.6 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Rausjømarka (Enebakk, Akershus) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t , beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2 . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 6 %.

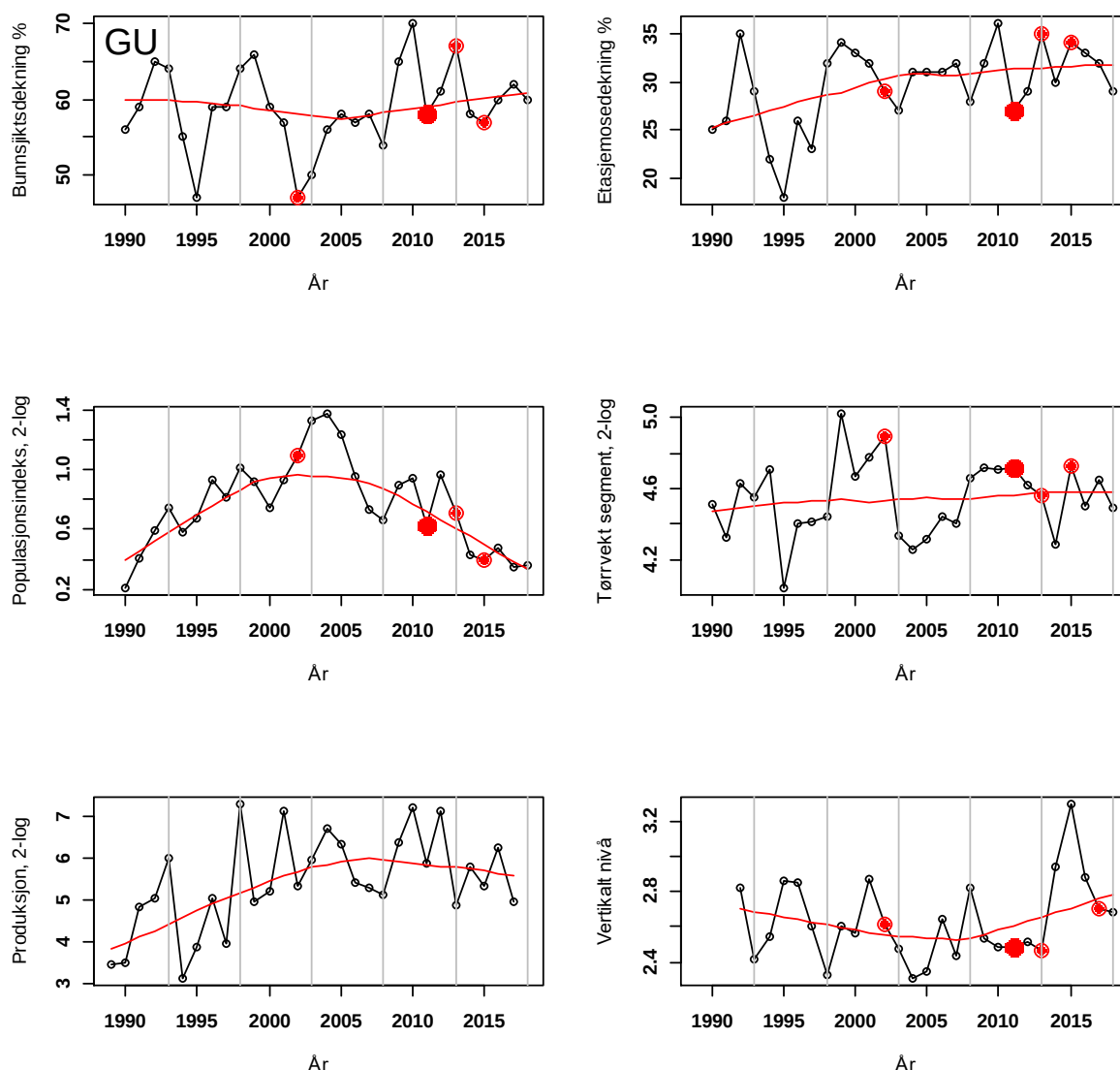
I de to nordligste overvåkingsområdene ble områdepesifikke mønstre i mosedekning observert i perioden 2013–18, med stabil mosedekning omkring 60 % i GU (maksimal mosedekning i dette området i tjueårsperioden var 69 %, oppnådd i 2009; **figur 7.8**), mens mosedekningen i GN økte jevnt fra 45 % i 2014 til 61 % i 2018.



Figur 7.7 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Otterstadstølen (Modalen, Hordaland) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t , beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2 . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende).

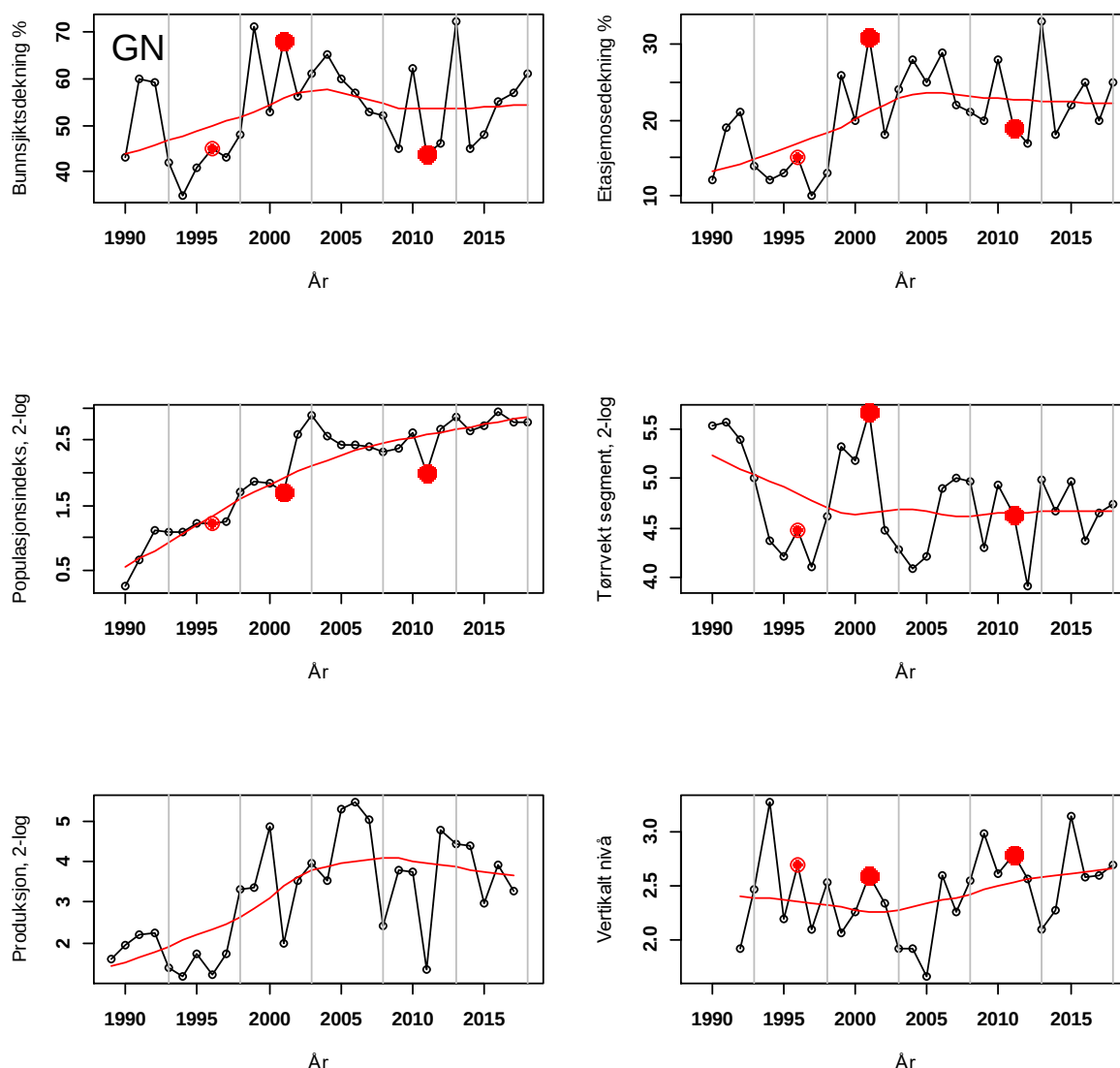
Etasjemosedekning

I de fem sørligste overvåkingsområdene fulgte etasjemosedekningen i det aktive arealet samme mønster som mosedekningen i perioden 2013–18, med en topp i 2016 (i 2014 i RA). Nedgangen var i samme størrelsesorden som for mosedekningen med ca. en tredjedel fra toppåret 2016 til 2018 (**figur 7.3–7.9**). Etasjemosedekningen i toppårene 2016 eller 2017 i de fire overvåkingsområdene PA, SO, RA og OT (henholdsvis 18 %, 23 %, 35 % og 13 %) var den høyeste som er registrert i disse områdene i perioden 1990–2018, mens det i GR, der 33 % etasjemosedekning ble registrert i 2010, ble registrert 29 % dekning av etasjemose i 2016 (**figur 7.5**).



Figur 7.8 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Gutulia (Engerdal, Hedmark) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemosesproduksjonen i år t , beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m². (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). De røde prikkene for 2002, 2011 og 2013 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på henholdsvis 5, 15 og 7 %.

Felles for de fem sørligste overvåkingsområdene var en sterk reduksjon i etasjemosedekning fra 2017 til 2018, fra et gjennomsnitt på 21 % til et gjennomsnitt på 17 %, det vil si en nedgang på ca. 19 %.



Figur 7.9 Utvikling i populasjoner av etasjemose i overvåkingsområdet Granneset (Rana, Nordland) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t , beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$ og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2 . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Dee røde prikkene for 1996, 2001 og 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på henholdsvis 6, 24 og 25 %.

I de to nordligste områdene ble det ikke observert noe samsvar mellom endring i mosedekning og etasjemosedekning; i GU avtok etasjemosedekningen etter den svake smågnagertoppen i 2015 gradvis fra 34 % til 29 % til tross for at mosedekningen økte (**figur 7.8**). I GN fluktuerte etasjemosedekningen mellom 18 og 25 % mens mosedekningen økte jevnt gjennom femårsperioden (**figur 7.9**).

Etasjemosedekningen økte mer eller mindre jevnt fra 1990 til ca. 2005 i alle overvåkingsområdene. Etter 2005 har denne tendensen fortsatt i overvåkingsområdene på Sør- og Sørøstlandet (med et mulig unntak for GR; se **figur 7.5**) mens utflating er observert i OT, GU og GN. Forholdstallet mellom gjennomsnittlig etasjemosedekning for siste (2014–18) og første (1990–94) fem registreringer var størst i områder som i utgangspunktet hadde lav etasjemosedekning; aller størst var det i GR (7,3×; fra 3,4 til 24,7 %), fulgt av RA (4,4×; fra 7,0 til 30,8 %), SO (3,8×; fra 5,2 til 19,5 %), PA (3,4×; fra 3,8 til 12,9 %) og OT (2,8×; fra 3,8 til 10,6 %). I GN og GU, som hadde etasjemosedekning på over 15 % når undersøkelsen startet, var den forholdsvis økningen i etasjemosedekning henholdsvis 1,4 og 1,2×.

Populasjonsutvikling for etasjemose

Etasjemosens populasjonsutvikling, uttrykt ved populasjonsindeksen, fulgte bare delvis samme mønster som bunnsjikts- og etasjemosedekningen. For alle de fire områdene med jevn populasjonsøkning gjennom 1990- og 2000-tallet (PA, SO, GR og OT) flatet populasjonsøkningen ut etter 2013 omkring foreløpige maksimumsnivåer på henholdsvis 10,5 (10,5× populasjonsstørrelsen i 1989), 4,25, 4,5 og 3,0. I RA, der utflatingen startet omkring 2003, holdt populasjonsindeksen seg stabil på samme nivå som i forrige femårsperiode, omkring 3,5, gjennom perioden 2013–18 (**figur 7.6**). I GN, der utflatingen i likhet med i RA startet omkring 2003, har populasjonsindeksen etter fallet fra ca. 5,5 før 2010 til 4 i 2011 som følge av den sterke smånagereffekten vinteren 2010–11, stabilisert seg på et nytt nivå omkring 7 (**figur 7.9**). I GU, der det ble observert sterk smånagereffekt i 2011 og svake smånagereffekter både i 2013 og i 2015, fortsatte populasjonsindeksen å synke, fra maksimumsverdien 2,59 i 2004 via 1,92 i 2010 til 1,28 i 2018. Etasjemosepopulasjonsstørrelsen var dermed den samme i 2018 som i 1991 slik at den glattete populasjonsindekskurven for perioden 1990–2018 fikk en nær perfekt klokkeform (**figur 7.8**).

Skuddstørrelse

Mens etasjemosens gjennomsnittlige skuddstørrelse stort sett fulgte bunnsjikts- og etasjemosedekningen gjennom 1990-årene, har tendensen etter ca. år 2005 vært uavhengige utviklingsmønstrene for skuddstørrelse og dekning av etasjemose. Denne tendensen fortsatte i perioden 2013–18 (**figurer 7.3–7.9**). I to av undersøkelsesområdene, PA og RA, ble maksimumsverdier for tjueårsperioden 1990–2018 registrert i inneværende femårsperiode; henholdsvis 5,94 enheter (svarer til skuddstørrelsen $25,94 \cdot 10^{-4} = 6,14$ mg) i PA i 2017 og 6,38 enheter (8,33 mg) i RA i 2015 (**figurer 7.3 og 7.6**). Sistnevnte er den største gjennomsnittlige skuddstørrelsen registrert i noe område i noe år i perioden 1990–2018.

Et sterkt fellestrekk i utviklingen av gjennomsnittlig skuddstørrelse i perioden 2013–18 i de fire områdene PA, SO, RA og OT der det ikke ble observert sterk smånagereffekt i 2011, var en betydelig nedgang i skuddstørrelse fra 2017 til 2018. Stikk i strid med den generelle tendensen til at skuddstørrelsesutviklingen frikobles fra utviklingen i mose- og etasjemosedekningen, falt størrelsesreduksjonen i disse områdene sammen med en tilsvarende nedgang i etasjemosedekning, bunnsjiktsdekning og til dels også en liten nedgang i populasjonsindeksen. Den gjennomsnittlige størrelsesreduksjonen fra 2017 til 2018 i de fire områdene var 0.52 log2-enheter, det vil si ca. 30 %.

I de tre andre områdene fulgte størrelsesutviklingen områdespesifikke mønstre. I GR fortsatte størrelsesnedgangen etter smånagertoppen vinteren 2010–11 fram til 2014, da skuddstørrelsen bare var 26 % av det den var i 2008 (**figur 7.5**). Deretter doblet skuddstørrelsen seg og stabiliserte seg på et mellomnivå omkring 4,5 log2-enheter i perioden 2015–18. I GU og GN har skuddstørrelsen, med unntak for små skudd i GU i 2014, holdt seg relativt stabil omkring 4,5 enheter siden 2008 (**figurer 7.8–7.9**).

I perioden 2013–17 oppsto en systematisk forskjell i gjennomsnittlig skuddstørrelse mellom de tre områdene der det ble observert en sterk smånagereffekt (GR, GU og GN) og de tre øvrige sørøstnorske områdene (PA, SO, RA). Mens gjennomsnittsstørrelsen i de førstnevnte områdene lå omkring 4,5 log2-enheter, var den i underkant av 5 enheter i SO og omkring enheter 5,5, det vil si det dobbelte, i PA og RA.

Produksjon

Produksjonen (tørrvekt mosemateriale produsert pr. m² og år), det vil si produktet av antall skudd og gjennomsnittlig skuddstørrelse, fulgte i store trekk populasjonsindeksen, som har endret seg mer gjennom perioden 1990–2018 enn skuddstørrelsen (**figurer 7.3–7.9**). Større variasjon i skuddstørrelse enn i populasjonsindeksverdi mellom år, gjorde imidlertid at produksjonen fluktuerte mer mellom år enn populasjonsindeksen. I SO og OT, der skuddstørrelsen har avtatt gjennom de siste årene, balanserte størrelsesnedgangen økningen i populasjonsindeksen slik at produksjonen samlet sett var relativt stabil (**figurer 7.4 og 7.6**).

I alle overvåkingsområdene med unntak for GU var etasjemoseproduksjonen i 2018 mer enn dobbelt så stor som i 1989. I de tre områdene med høyest etasjemosedekning og størst frekvens av etasjemose i prøveflatene – RA, GU og GN – var produksjonen i 2018 mellom 3 og 5 g tørrvekt/m². Bare i PA var den fortsatt < 1 g tørrvekt/m² i 2018 (0,87 g/m², mot 0,07 g i lavåret 1993 og 1,23 g/m² i toppåret 2017).

Vertikal plassering i mosematta

Utviklingen gjennom 1990- og store deler av 2000-tallet i retning av en mer heldekkende mosematte der en større andel utgjøres av etasjemose, ble i perioden 2009–13 fulgt av en svak tendens til at etasjemoseskuddenes gjennomsnittsplassering lå dypere i mosematta (**figurer 7.3–7.9**). I tråd med at etasjemosepopulasjonene gjennomgående har vært relativt stabile i perioden 2013–18 har det, med unntak for PA der populasjonsøkningen fortsatte, heller ikke funnet sted systematisk variasjon i gjennomsnittlig vertikal plassering i denne perioden. Den fortsatte økningen i PA førte til en forskyvning mot enda dypere plassering av skuddene i mosematta (**figur 7.3**). Omfanget av år-til-år-variasjon i vertikal plassering i mosematta varierte sterkt mellom områder og var klart lavest i SO (**figur 7.4**).

7.3 Diskusjon

Resultatene av populasjonsundersøkelsene av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog i perioden 2013–18 gir relativt klare svar på de tre spørsmålene som ble stilt innledningsvis.

‘Utflatingsmønsteret’, det vil si tendensen til stagnasjon i økningen i bunnsjiktsdekning, etasjemosens dekning og populasjonsstørrelse som ble observert fram mot 2013 i mange områder, fortsatte i perioden 2013–18 i alle de sju granskogsområdene, dog med noe variasjon mellom områdene. I de to sørligste områdene PA og SO, der etasjemosetettheten og bunnsjiktsdekningen er lavest, fortsatte økningen i mosedekning og dekningen av etasjemose. Etter 2013 flater imidlertid størrelsen på etasjemosepopulasjonene ut i disse områdene og forblir deretter mer eller mindre stabil, med unntak for den synkrone reduksjonen i de fleste populasjonsegenkapene fra 2017 til 2018 (jf. nedenfor). Også i GR og RA øker dekningen av etasjemose svakt fra 2013 til 2017, men økningen er noe mindre enn i tidligere perioder. Mosedekningen, som nådde ‘taket’ på 60–70 % før 2013, øker ikke i disse områdene etter 2013.

Hovedtrekkene i endring i bunnsjiktsdekning, etasjemosedekning og etasjemosepopulasjonsstørrelse fra 1990 til 2018 i de fire sørligste områdene som ikke har vært utsatt for markerte topper i smånagerpopulasjonene (PA, SO, RA og OT, til dels også GR) passer inn i et større mønster. I disse områdene utgjør økningen i etasjemosedekning mellom 50 og 100 % av den totale økningen i mosedekning, og økningen i antall etasjemoseskudd (populasjonsindeksen) er mye større enn økningen i dekning skulle tilsi. Etasjemose er da også den enkeltarten med sterkest signifikant mengdeøkning i vegetasjonsflatene i Solhomfjell i perioden 2008–13 (Halvorsen et al. 2014), og en av moseartene som har størst relativ mengdeøkning i perioden 2013–18 (kapittel 4). Tilsvarende mønstre er også observert i andre TOV-overvåkingsområder (se f.eks. kapittel 5). Dette viser at etasjemosen ikke bare har kolonisert tidligere åpne flekker i skogbunnen, men at det samtidig har skjedd en fortetting av mosematta (Halvorsen 2010). Resultatene fra vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell i 2018 viser signifikant reduksjon i mengde for 16 av 39 mosearter i granskog, og ingen arter øker signifikant i mengde (kap. 4). Artene med reduksjon

i mengde er signifikant mindre enn gjennomsnittsstørrelsen, noe som indikerer at det har oppstått en 'flaskehalssituasjon'. 'Flaskehalshypotesen', som først ble framsatt av R. Økland & T. Økland (1996) og som seinere er utviklet videre av R. Økland et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a, 2004b), predikerer at den økte bunnsjiktdekkningen er et resultat av at åpninger i bunnsjiktet tettes igjen av store moser og at moseskuddene blir stående tettere i mosematta. R. Økland & T. Økland (1996) viser for etasjemose at med økende skuddtetthet øker sannsynligheten for at små skudd begravnes i mosematta. Begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere og dør oftest i løpet av få år (R. Økland 2000). R. Økland (2000, se også Rydin 1997) argumenterer for at denne mekanismen kan generaliseres til blandingsbestander bestående av flere arter ved at små skudd og, mer generelt, små arter, vil stå i fare for å avta i mengde når 'flaskehalssituasjoner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år dersom det ikke samtidig finner sted tilbakeslag på grunn av ugunstige værforhold, smånagertoppår eller andre kilder til forstyrrelse.

I perioden 2013–2018 nådde mosedekningen i tre av granskogsområdene uten sterke smånagereffekter (SO, RA og OT) det som synes å være et 'tak' på omkring 70 % (høyeste verdi hittil, 79 %, ble registrert i RA i 2014), mens mosedekningen i det sørligste området, PA, der lauvtreinnslaget er sterkere, er i ferd med å nå dette nivået (høyeste verdi registrert hittil i dette området er 69 %). Halvorsen (2014) forklarer 'taket' med at to hovedmekanismer hindrer ytterligere økning i den gjennomsnittlige mosedekningen: sterke smånagereffekter og ugunstig sommerklima. Utviklingen i etasjemosepopulasjonene i perioden 2013–18 viser, som jeg kommer tilbake til nedenfor, at begge disse mekanismene er viktige. Dette gir grunn til å anta at 'utflatingsmønstret' vil forsterkes i granskog i Norge de kommende årene og at og 'flaskehalssituasjoner' vil bli vanlige dersom ikke miljøforhold og forstyrrelsesregime endrer seg.

Den umiddelbare responsen på sterk smånagereffekt i de tre områdene GR, GU og GN i 2011 var i store trekk den samme: beiting og opprotning/ødeleggelse av skudd og skuddkjeder som innebærer et umiddelbart tap av deler av populasjonen og som manifesterer seg i en reduksjon i mosedekning, etasjemosepopulasjonsstørrelse og gjennomsnittlig etasjemoseskuddstørrelse (Halvorsen 2014). Etter 2013 har imidlertid disse tre områdene fulgt ulike utviklingsmønstre. I GR og GN, der nye smånagereffekter ikke er observert mellom 2011 og 2018, tar etasjemosepopulasjonene (og mosedekningen) seg opp igjen i løpet av 2–3 år og stabiliserer seg deretter på før-2011-nivåer eller litt høyere for populasjonsstørrelse og etasjemosedekning. En episode med sterk smånagereffekt synes altså ikke å ha langvarige effekter på etasjemosepopulasjonene. I området GU, der den sterke smånagereffekten ble fulgt av to episoder med svake smånagereffekter med to års mellomrom (i 2013 og 2015), er også mose- og etasjemosedekningen relativt stabil, men etasjemosepopulasjonsstørrelsen synes å være i svak tilbakegang. Dette kan være en indikasjon på at regelmessige smånagersykluser med en amplitude på 3–4 år, slik regelen var inntil for ca. 30 år siden (Kausrud et al. 2008, Brommer et al. 2010, Framstad 2012), har en sterk regulerende effekt på etasjemosepopulasjonene, slik Rydgren et al. (2007) predikerer. Mekanismene som er involvert i denne reguleringen er drøftet av Halvorsen (2014).

Resultatene fra overvåkingen av etasjemosepopulasjoner i perioden 2013–18 viser at det nå er systematiske forskjeller i mosedekning og gjennomsnittlig etasjemosestørrelse mellom de tre områdene der sterke smånagereffekter ble observert i 2011 og de øvrige områdene: i de førstnevnte (GR, GU og GN) er den gjennomsnittlige mosedekningen 50–60 % og den gjennomsnittlige etasjemoseskuddstørrelsen nær 4,5 log₂-enheter, det vil si 2,2 mg; mens i sistnevnte (med unntak for PA) mosedekningen er omkring 70 % og den gjennomsnittlige skuddstørrelsen mellom 4,8 og 5,5 log₂-enheter, det vil si opp til det dobbelte av skuddstørrelsen i de gnagerpåvirkete områdene. Dette indikerer at regelmessige svingninger i smånagerpopulasjonene har en fundamental strukturerende effekt på hele bunnsjiktssamfunnet (jf. Ericson 1977) og at varige endringer i svingningsmønstret får dyptgripende effekter på alle deler av skogøkosystemet. Samtidig illustrerer gjenopprettingen av tidligere nivåer for populasjons- og skuddstørrelse i løpet av to år etter en topp i smånagerpopulasjonsstørrelsen at mosesamfunnet i skogbunnen, og etasjemosepopulasjonene i særdeleshet, har stor resiliens, det vil si stor evne til å hente seg inn igjen etter forstyrrelser (Pimm 1984, Ives 1995). Nøkkelen til å forstå etasjemosens resiliens er

artens evne til regenerering, både fra fragmenter og fra beitete skudd (R. Økland 1995, 1997, 2000, Halvorsen 2014).

Reduksjonen i mosedekning og etasjemosedekning i de fem sørligste overvåkingsområdene fra 2017 til 2018, hele 19 % for hver av egenskapene (fra gjennomsnittsverdier på henholdsvis 71 og 21 %, til 57 og 17 %), samt den store gjennomsnittlige reduksjonen i etasjemoseskuddstørrelse på ca. 30 % i disse områdene i samme periode, viser at ekstreme værforhold også har sterk strukturerende effekt på etasjemosepopulasjonene i granskog. Til tross for at etasjemose-skuddene som ble målt og størrelsesestimert i 2018 startet sin vekst i 2017 og hadde hoveddelen av sin vekstperiode før hundreårstørken sommeren 2018 i hele Sør-Norge, forårsaket den varme og tørre sommeren synkrone reduksjoner over hele det tørkerammede området. En tilsvarende regulerende effekt av ugunstig sommervær ble for øvrig også observert etter tørkesommeren 1994 (se **figurer 7.3–7.9**). Sterk tørke og redusert mosevekst endrer forholdet mellom mosedekt og strødekt mark (R. Økland 1997b) og har i tillegg til direkte effekter på mosedekning og skuddstørrelse også indirekte effekter som manifesterer seg i de påfølgende årene i form av nedgang i populasjonstørrelsen dersom ikke værforholdene for mosevekst blir særlig gunstige. Dette skyldes et av de sterkeste karaktertrekkene ved planters demografi, at morplantens innhold av ressurser er avgjørende for vekst og utvikling av, og dermed størrelsen på, vegetativt avkom (Harper 1977, Nault & Gagnon 1993, Nordbakken et al. 2004). Etasjemosen er intet unntak fra dette (R. Økland 1995, Bakkestuen et al. 2009); morsegmentets størrelse er den enkeltvariabelen som best forklarer variasjon i avkommets størrelse og tendens til å forgreine seg (R. Økland 1995, 1997). Overvåkingen av etasjemosepopulasjonene i de sju overvåkingsområdene i de kommende årene vil vise hvor lange effekter av tørkesommeren 2018 vil kunne spores.

De sterke negative effektene av tørkesommeren 2018 gir indirekte støtte til hovedhypotesen om at gunstige klimaforhold er hovedårsaken til at store, ektohydriske moser som etasjemose har økt i mengde i granskog gjennom de siste 25 årene (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b, T. Økland et al. 2004); ektohydriske moser vokser når de når de er fuktige såfremt de får nok (men ikke for mye) lys og varme (Stålfelt 1937, R. Økland 1997b). Litt høyere temperatur og litt høyere nedbør enn normalt over lang tid kan resultere i betydelig lengre perioder med gode vekstvilkår for moser, særlig dersom vekstperioden forlenges om høsten (R. Økland 1995, 1997b, R. Økland & Eilertsen 1996).

Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i sju granskogsområder i perioden 2013–2018 bekrefter tidligere observasjoner av at den sterke populasjonsøkningen som fant sted på 1990-tallet og som fortsatte langt inn på 2000-tallet nå flater ut og er i ferd med å erstattes av en stabil, høy bunnsjiktdeknning i områder uten eller med lav regulerende effekt av svingninger i smånagerpopulasjonene. I disse områdene øker dominansen av etasjemose og andre store moser og skaper en situasjon som utgjør en flaskehals for mange arter av små moser, slik at mengden av disse avtar. Undersøkelsene bekrefter tidligere observasjoner og modellstudier som viser at smånagersvingninger har stor strukturerende effekt på mosesamfunnet i granskog ved at deknning og skuddstørrelse av store moser holdes på et lavere nivå. Undersøkelsene viser også at ekstreme værforhold, sommertørke i særdeleshet, har en sterkt strukturerende effekt på bunnsjiktet som potensielt kan motvirke flaskehalssituasjonen. Fortsatt vegetasjonsovervåking og undersøkelser av etasjemosens populasjonsbiologi i granskog vil vise om de store, umiddelbare effektene av tørkesommeren 2018 vil få langvarige følger. Resultatene av populasjonsovervåking i permanente vegetasjonsflater i perioden 2013–18 illustrerer at svært langsiktig overvåking av artssammensetning og enkeltpopulasjoner er nødvendig dersom vi skal forstå de økologiske konsekvensene av ekstreme værhendelser og andre endringer i miljøet som forventes å opptre med økende hyppighet i årene som kommer.

8 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2018

Magni Olsen Kyrkjeide, Marianne Evju og Heidi E. Myklebost

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen ble etablert i 1993 (Wang & Bruteig 1994), med gjenkartlegging i 1998 (Bruteig 2001), 2003 (Bruteig & Wilmann 2004), 2008 (Evju et al. 2009) og 2013 (Evju et al. 2014). Undersøkelsen omfatter fem felt i bjørkeskog med åtte undersøkelsestrær pr. felt i begge områdene. Her rapporteres sjette gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen, gjort i 2018.

8.1 Metode

Metodikken følger samme mal som ved tidligere kartlegginger. I Gutulia hadde to trær gått ut siden 2013 (felt 4 og 5), og i Dividalen hadde sju trær fordelt på alle felt gått ut. Disse ble erstattet med nye trær. Resultatene presenteres for alle felt og trær.

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 av hvert overvåkingstre ved hvert omdrev. I tillegg tas det hemisfæriske fotografier av hvert overvåkingstre fra fast punkt plassert 130 cm over bakken på nordsiden av treet, som gir informasjon om kronedekning (bladarealindeks - LAI) og dermed lystilgang på bjørkestammene (se Evju et al. 2015 for detaljer). Kronedekningsbildene ble analysert i programvaren Hemisfer (Schleppi et al. 2007, Thimonier et al. 2010), hvor terskelverdi settes automatisk (Nobis & Hunziker 2005). LAI-verdiene benyttet er estimert med metode beskrevet av Miller (1967).

Lineære miksete modeller er brukt for å analysere endringer over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2013 mot 2018), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Enveis ANOVA ble brukt for å analysere forskjeller mellom felt i 2018, både med hensyn på overvåkingstrærnes egenskaper (høyde, omkrets, pH og kronedekning) og dekning av epifytter. For å undersøke forskjeller i mikroklima (gjennomsnittlig årstemperatur og luftfuktighet på dager med gjennomsnittstemperatur > 0 °C), brukte vi den ikke-parametriske metoden Kruskal-Wallis test, fordi kravene til parametriske tester ikke ble oppfylt. Da flere av loggerne sluttet å virke i løpet av 5-årsperioden, har vi for Gutulia brukt data kun fra de fire trærne pr. prøvefelt der loggerne virket hele perioden og fra alle trær med loggerlengde over 7000 dager i Dividalen. Lineære miksete modeller ble brukt for å analysere endringer i epifyttdekning over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste femårsperiode (2013 mot 2018), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Kjikkvadrat-test ble brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter ble arcsin-transformert før analysering.

8.2 Resultater fra Gutulia

Undersøkelsestrærne i Gutulia har vokst i løpet av overvåkingsperioden. Stammeomkretsen har økt over tid, fra et snitt på 46 cm i 1993 til 50 cm i 2018 (**tabell 8.1**; $p < 0,001$), og det er en liten, men ikke signifikant økning i omkrets mellom 2013 og 2018 ($p = 0,067$). Også trærnes høyde har økt, fra et snitt på 8,6 m i 1993 til 9,4 m i 2018 ($p < 0,001$), men i den siste 5-årsperioden er det tendens til at høyden har gått noe ned ($p = 0,077$).

Tabell 8.1 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøvefelt i Gutulia. Gjennomsnitt av sju trær i 1993 og åtte trær i 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018 med standardavvik.

	Felt					snitt
	1	2	3	4	5	
	trehøyde (m)					
1993	10.8 ± 1.0	10.5 ± 2.1	6.0 ± 0.7	8.8 ± 1.1	7.1 ± 1.1	8.6 ± 2.2
1998	10.9 ± 1.4	11.1 ± 1.8	6.3 ± 0.5	9.0 ± 1.5	7.0 ± 0.9	8.9 ± 2.3
2003	11.3 ± 1.3	11.6 ± 2.1	6.6 ± 0.3	9.6 ± 1.6	7.3 ± 1.2	9.3 ± 2.5
2008	12.2 ± 1.5	11.7 ± 2.5	7.1 ± 0.7	9.9 ± 1.6	7.6 ± 0.7	9.7 ± 2.6
2013	11.4 ± 1.4	11.8 ± 2.5	7.5 ± 0.8	9.9 ± 1.6	7.7 ± 0.7	9.9 ± 2.6
2018	12.6 ± 2.5	10.4 ± 3.8	7.5 ± 0.7	9.4 ± 2.4	7.6 ± 0.8	9.4 ± 2.7
	treomkrets (cm)					
1993	48 ± 11	42 ± 8	38 ± 3	48 ± 9	52 ± 13	46 ± 10
1998	48 ± 11	43 ± 8	39 ± 4	48 ± 9	51 ± 13	46 ± 10
2003	49 ± 12	45 ± 7	42 ± 4	50 ± 9	52 ± 13	47 ± 10
2008	50 ± 12	46 ± 8	43 ± 5	51 ± 10	52 ± 14	48 ± 10
2013	51 ± 12	46 ± 8	46 ± 8	52 ± 10	53 ± 13	49 ± 10
2018	52 ± 13	46 ± 7	47 ± 9	53 ± 11	55 ± 12	50 ± 11

pH og kronedekning

pH i barken på overvåkingstrærne varierer mellom 3,15 og 5,09 målt på enkelttrær, men i gjennomsnitt er det ingen forskjell mellom feltene ($p = 0,94$; **tabell 8.2**). Det er stor forskjell i kronedekning ved enkelttrær, målt som bladarealindeks, men ikke mellom feltene i 2018 ($p = 0,803$; **tabell 8.2**). Det er derimot en signifikant økning i kronedekning mellom 2013 og 2018 ($p = 0,002$; **tabell 8.2**). Det er signifikante forskjeller mellom årstemperatur ($p = 0,045$) og antall dager med temperatur $> 0\text{ °C}$ ($p = 0,005$; **tabell 8.2**). Felt 3 har høyest årsmiddeltemperatur, men har sammen med felt 5, færrest dager med temperatur $> 0\text{ °C}$. Laveste temperatur er målt i felt 1, mens felt 2 har flest varme dager. Det er også forskjell mellom luftfuktighet målt i feltene ($p = 0,006$). Lavest luftfuktighet er målt i felt 5 og den høyeste i felt 1 (**tabell 8.2**).

Tabell 8.2 pH og bladarealindeks (LAI) målt i 2018, og årsmiddeltemperatur (°C) (Årstemp.), antall dager med middeltemperatur $> 0\text{ °C}$ (GDD) og gjennomsnittlig luftfuktighet (%) på dager med middeltemperatur $> 0\text{ °C}$ (Fukt) i perioden 2013–2018 på overvåkingstrærne i fem prøvefelt i Gutulia. Gjennomsnitt av fire trær.

	Felt				
	1	2	3	4	5
pH	3,87 ± 0,23	3,86 ± 0,26	3,80 ± 0,50	3,76 ± 0,12	3,80 ± 0,19
LAI 2018	3,07 ± 1,73	2,67 ± 1,74	2,96 ± 1,46	4,18 ± 4,17	4,38 ± 5,77
LAI 2013	1,59 ± 0,71	1,58 ± 0,71	2,34 ± 0,70	1,91 ± 0,44	1,00 ± 0,35
Årstemp.	1,39 ± 0,09	1,76 ± 0,10	1,83 ± 0,31	1,79 ± 0,13	1,73 ± 0,06
GDD	1016 ± 8	1027 ± 10	986 ± 6	993 ± 8	986 ± 7
Fukt.	88,6 ± 0,9	88,3 ± 1,0	85,9 ± 0,4	86,0 ± 1,0	85,5 ± 0,5

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Gutulia i 2018

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Gutulia i 2018 var på 73,8 % (**tabell 8.3**). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 37,0 % av stammearealet. Høy epifyttdekning skyldes delvis hyperepifyttisme, det vil si at ulike arter vokser oppå hverandre. Bladlav er gruppen med størst dekning (53,4 %), fulgt av busklav (10,3 %) og skorpelav (8,3 %). Sopp utgjør en svært liten andel av epifyttdekningen (1,7 %).

Det er registrert 52 takson på undersøkelsestrærne i 2018, i tillegg til fem ukjente takson av mikrolav på til sammen fire trær (**tabell 8.4**): seks bladmoser, tre levermoser, elleve bladlav, fem busklav, 25 skorpelav og to sopp (inklusiv samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). De fleste mosene er bare bestemt til slekt. Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. I alt ni arter ble ikke gjenfunnet i 2018; én levermose fra flakmoseslekta, bladmosen etasjemose og skorpelavene *Buellia arborea*, *Buellia triphragmioides* (men fem forekomster av ukjent *Buellia* sp. ble registrert), gullringnål, *Mycoblastus fucatus*, *Pertusaria borealis*, glanslavslekta og sinoberlav (**tabell 8.4**). To bladmoser fra lundmoseslekta og nikke-moseslekta ble funnet for første gang i 2018.

Tabell 8.3 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og bark på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Gutulia.

		Felt					snitt
		1	2	3	4	5	
Busklav	1993	0,3	0,1	14,3	6,6	3,2	4,9
	1998	0,3	0,5	19,6	11,9	4,1	7,3
	2003	0,1	0,0	23,0	12,4	5,4	8,2
	2008	0,1	0,0	18,9	10,1	7,0	7,2
	2013	0,8	0,5	18,9	13,5	10,7	8,9
	2018	0,5	0,4	24,2	12,5	14,0	10,3
Bladlav	1993	39,5	21,7	40,2	39,2	60,0	40,1
	1998	42,2	30,1	48,2	41,8	60,7	44,6
	2003	42,9	31,3	48,0	47,3	63,3	46,5
	2008	42,1	34,1	48,1	57,6	66,9	49,8
	2013	52,2	38,9	59,1	61,5	66,3	55,6
	2018	42,0	40,2	61,2	65,0	59,0	53,4
Skorpelav	1993	2,1	3,8	1,5	3,9	4,9	3,2
	1998	2,8	7,2	1,8	6,9	6,4	5,0
	2003	3,3	4,9	2,0	5,7	5,8	4,3
	2008	2,3	5,7	2,1	5,5	5,2	4,2
	2013	6,6	8,8	7,3	7,2	9,8	7,9
	2018	8,9	8,3	7,4	6,9	9,7	8,3
Sopp	1998	3,4	3,7	0,7	6,3	0,3	2,9
	2003	3,8	5,1	2,1	6,2	1,1	3,7
	2008	7,3	7,3	3,1	7,8	0,9	5,3
	2013	4,4	3,4	1,8	2,9	0,9	2,7
	2018	3,3	1,5	1,6	1,6	0,6	1,7
Epifytter totalt	1993	41,9	25,6	56,0	49,7	68,0	48,2
	1998	48,7	41,4	70,3	67,0	71,5	59,8
	2003	50,1	41,2	75,0	71,6	75,5	62,7
	2008	51,8	47,1	72,2	81,0	80,0	66,4
	2013	64,0	51,8	87,1	85,1	87,8	75,2
	2018	54,7	50,7	94,4	86,0	83,1	73,8
Bark	1993	58,9	74,6	50,5	54,0	34,7	54,5
	1998	52,3	59,5	40,7	38,5	31,9	44,6
	2003	50,2	59,1	37,6	35,9	29,8	42,5
	2008	48,8	53,4	38,9	24,2	26,6	38,4
	2013	38,9	50,3	27,5	26,4	23,7	33,4
	2018	48,3	52,4	26,1	27,9	30,5	37,0

Tabell 8.4 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Gutulia. Frekvens er andel av trærne med det aktuelle taksonet.

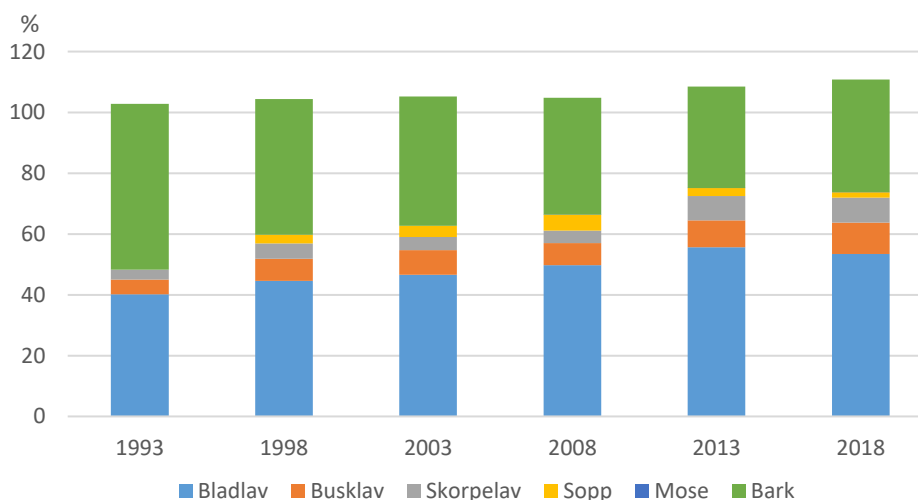
Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1993	1998	2003	2008	2013	2018	1993	1998	2003	2008	2013	2018
Bladmoser													
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta						3						x
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmoseslekta			5	13	40	84			x	0,01	0,01	0,02
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose					3						x	
<i>Orthotrichum</i> sp.	Bustehetteslekta					3	3					x	x
<i>Plagiothecium</i> sp.	Jamnemoseslekta					3	23					x	x
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose				3	3	5				x	x	x
<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemoseslekta						3						x
Levermoser													
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser				3	3	25				x	x	x
<i>Barbilophozia</i> sp.	Skjeggmoseslekta					3	3					x	x
<i>Calypogeia</i> sp.	Flakmoseslekta					3						x	
<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoseslekta					5	15					x	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse		13	38	43	65	78		x	x	x	0,02	0,03
Busklav													
<i>Bryoria</i> sp.	Brunskjegg	97	95	90	88	90	88	4,83	7,24	8,13	7,16	8,81	10,19
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	6	8	25	55	73	75	x	x	x	x	0,01	0,01
<i>Evernia mesomorpha</i>	Gryntjafs	3	3	3	3	3	3	x	0,01	x	0,01	x	x
<i>Letharia vulpina</i>	Ulvelav	3	3					x	x				
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Elghornslav	3	10	10	13	10	13	0,02	x	x	x	x	0,02
<i>Usnea</i> sp.	Strylav	29	33	38	40	50	48	0,04	0,02	0,03	0,03	0,06	0,10
Bladlav													
<i>Cetraria sepincola</i>	Bjørkelav			8	5					x	x		
<i>Hypogymnia austerodes</i>	Seterlav	3	8	5	5	8	5	x	x	x	0,01	0,01	0,02
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	100	100	103	100	100	100	30,06	34,59	36,88	38,19	40,33	35,20
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	34	55	53	58	53	43	0,23	0,28	0,38	0,43	0,34	0,21
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav	66	80	85	85	83	88	0,60	0,66	0,90	1,20	2,02	2,14
<i>Melanelia olivacea</i>	Snømållav	63	65	68	60	68	50	2,62	2,19	1,24	1,07	1,03	0,76
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav		3	3	3				x	x	x		
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	77	83	78	83	85	93	2,64	2,57	2,44	3,00	3,94	5,59
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	97	98	100	100	100	100	3,82	4,07	4,42	5,60	7,36	9,02
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	100	100	100	98	100	93	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	x
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	31	25	43	35	40	33	0,10	0,14	0,18	0,18	0,42	0,33
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	31	58	48	43	40	35	0,06	0,10	0,08	0,08	0,15	0,13
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroslav	37	23	40	45	58	45	x	x	x	0,01	0,02	0,02
Skorpelav													
A Microlichen	Skorpelav, ube-stemt	3	23	48	13	13	5	0,01	0,15	0,37	0,06	0,15	0,04
<i>Biatora chrysantha</i>				3		3	8			x		x	0,05
<i>Biatora</i> sp.	Knopplav					3	3					0,03	0,06
<i>Buellia arborea</i>		3		3	3	3		x		x	0,04	0,01	
<i>Buellia disciformis</i>	Bleik bønnelav		3	3			3		x	x			x
<i>Buellia</i> sp.	Bønnelav						5						x
<i>Buellia triphragmioides</i>		3	5	3	3	3		x	x	x	x	x	
Caliciales	Knappenåslav				3	5	5				x	0,01	0,01
<i>Calicium trabinellum</i>	Gullringnål			3	3	3				x	x	x	
<i>Calicium viride</i>	Grønnsotnål					3	5					0,06	0,03
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Gulgrynnål		8	13	10	10	5		x	x	0,01	0,01	0,04
<i>Chaenotheca furfuracea</i>	Gullnål				3						x		
<i>Cliostomum pallens</i>				3		5	8			x		0,01	0,01
<i>Japewia subaurifera</i>		37	78	80	83	93	95	0,27	0,63	0,79	0,59	3,13	2,86
<i>Japewia tornensis</i>		3	10	20	23	25	15	x	0,01	0,04	0,07	0,10	0,09
<i>Lecania hyalina</i>					3						x		
<i>Lecanora cadubriae</i>			18	18	3				0,01	0,01	x		
<i>Lecanora circumborealis</i>	Bjørkekantlav	97	95	95	93	95	95	1,12	1,16	0,97	1,13	1,52	1,61
<i>Lecanora fuscescens coll.</i>		60	60	45	45	23	10	0,55	0,35	0,16	0,11	0,04	0,03
<i>Lecanora hypopta</i>			55	25	8	3	3		0,42	0,20	0,02	0,01	0,01
<i>Lecanora pulicaris</i>			3						x				
<i>Lecanora</i> sp.	Kantlav	3	3					0,02	0,01				
<i>Lecanora symmicta coll.</i>	Halmkantlav mm.	37	55	58	50	35	28	0,30	0,60	0,41	0,32	0,34	0,23
<i>Lecidea nylanderii</i>			3	3	3	3	3		0,02	0,04	0,05	0,07	0,13
<i>Lecidea pullata</i>		49	55	95	98	95	95	0,07	x	x	x	x	x
<i>Lepraria</i> sp.	Mellav	3	3	5	3	3	5	x	x	0,01	x	x	0,03
<i>Mycoblastus affinis</i>			3	3	3				x	x	x		
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Fjellblodlav		5	8	8	5	3		0,01	0,01	0,01	x	x
<i>Mycoblastus fucatus</i>			5	13	13	5			x	0,04	0,01	0,01	

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1993	1998	2003	2008	2013	2018	1993	1998	2003	2008	2013	2018
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav	14	18	35	30	35	40	0,07	0,11	0,03	0,04	0,14	0,18
<i>Mycoblastus</i> sp.	Blodlav					3	3					0,04	0,05
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>	Grynkorkje	6	10	13	15	18	18	0,10	0,13	0,16	0,22	0,21	0,24
<i>Ochrolechia androgyna</i>		69	85	78	85	83	80	0,36	0,76	0,52	0,66	1,19	1,73
<i>Ochrolechia gowardii</i>			3						x				
<i>Ochrolechia microstictoides</i>			10	10	10	10	13		x	x	x	0,01	0,01
<i>Ochrolechia pallescens</i>	Vortelav	11	30	20	10	15	15	0,07	0,09	0,06	0,06	0,12	0,07
<i>Pertusaria borealis</i>				5	3	3				x	x	x	
<i>Pertusaria pupillaris</i>			8	8	5	8	5		x	x	x	x	x
<i>Pertusaria</i> sp.		31					3	0,02					x
<i>Protoparmelia</i> sp.	Glanslav				5	3					0,02	0,01	
<i>Pycnora sorophora</i>	Sinoberlav		38	43	43	50	43		0,45	0,35	0,64	0,53	0,59
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>			5	8	3	3			x	x	x	x	
<i>Rinodina efflorescens</i>			3	3					x	x			
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>				3		3	3			0,01		0,01	0,01
<i>Toensbergia leucococca</i>	Sopp	29	23	18	18	18	13	0,26	0,11	0,13	0,07	0,15	0,12
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>			3	3	3	8	3		x	0,01	0,01	0,02	0,01
Sopp													
<i>Hysterium pulicare</i>	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp		8	3	3	8	5		0,01	x	x	x	0,02
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp			70	80	80	78	75		2,87	3,67	5,28	2,68	1,68
Bark		100	100	100	100	100	100	54,53	44,56	42,51	38,38	33,37	37,03

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1993-2018

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1993 ($p < 0,001$), men ikke i siste 5-årsperiode ($p = 0,299$; **figur 8.1**). Økningen over tid skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$), selv om det ikke er en endring mellom 2013 og 2018 ($p = 0,107$). Også busklav og skorpelav har økt i dekning siden 1993 ($p < 0,001$ for begge gruppene). Disse to artsgruppene har ikke signifikant endring siste 5-årsperiode ($p = 0,217$ og $p = 0,486$ for hhv. busklav og skorpelav). Dekningen av sopp har variert mellom årene og er nå lavere enn målt første gang i 1998 ($p = 0,009$), i siste femårsperiode har det vært en liten nedgang i dekning ($p = 0,008$).

Det er forskjeller i total epifyttdekning mellom feltene i Gutulia i 2018 ($p < 0,001$), med lavest dekning i felt 2 fulgt av felt 1, og høyeste dekning i de tre øverste feltene (**tabell 8.3**). Både bladlav og busklav varierer i dekning mellom feltene i 2018 (hhv. $p < 0,001$ og $p < 0,001$). Bladlav har lavest dekning i felt 2, mens busklav har spesielt høy dekning i felt 3 og svært lav dekning i feltene 1 og 2. Det er ingen forskjell i dekning av skorpelav ($p = 0,975$) eller sopp ($p = 0,252$) mellom feltene.



Figur 8.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Gutulia 1993–2018. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.

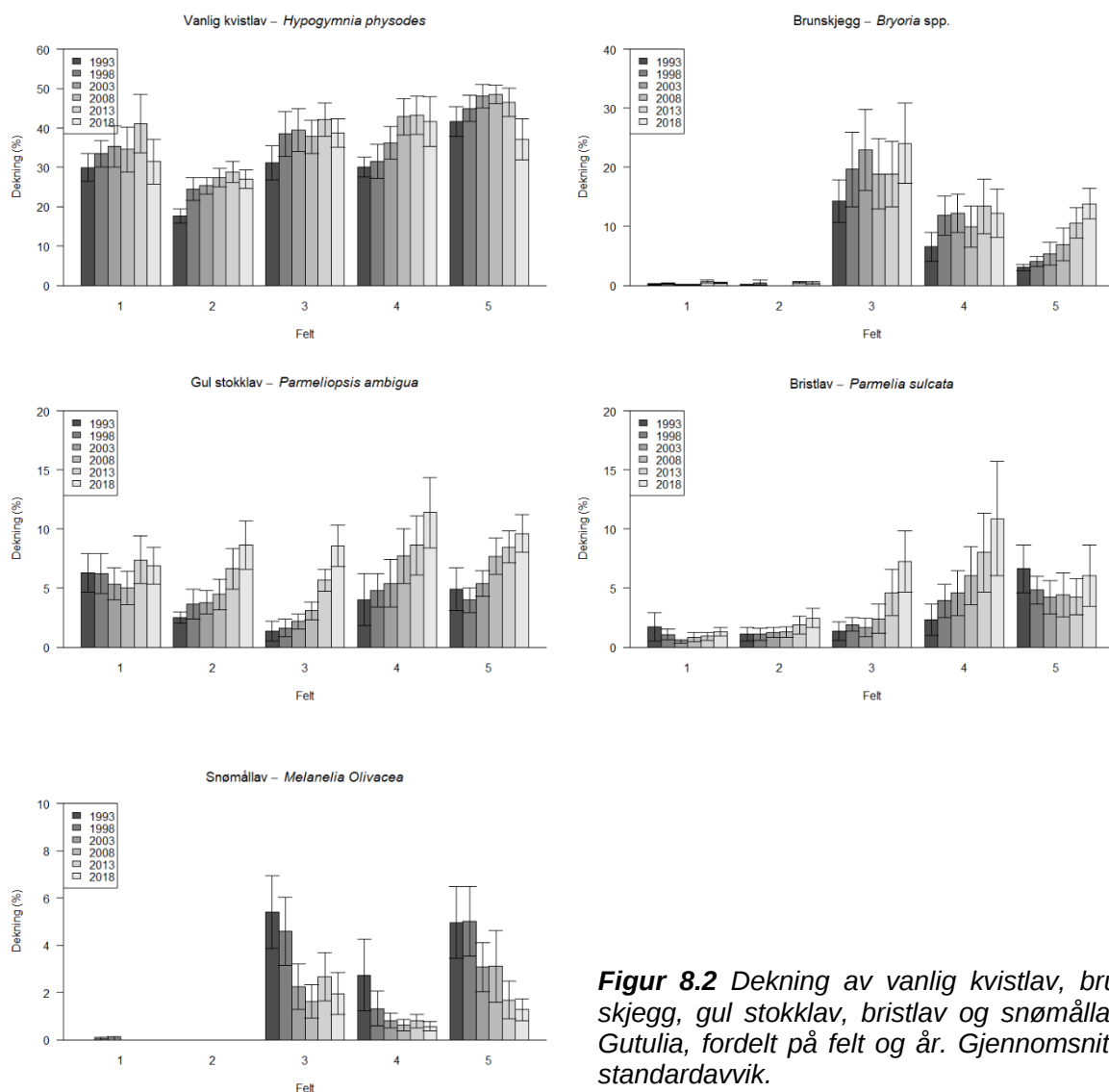
Endringer i enkeltarter

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 35,2 % av bjørkestammene i Gutulia i 2018 (**tabell 8.4, figur 8.2**). Arten har en frekvens på 100 %, dvs. den er funnet på samtlige undersøkelsestrær. Det har vært en økning over tid i dekningen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), mens det i siste 5-årsperiode har vært en signifikant nedgang ($p < 0,001$). Dekningen varierer ikke signifikant mellom feltene i 2018 ($p = 0,237$).

Gul stokklav har økt i dekning fra 3,8 % i 1993 til 9,0 % i 2018 ($p < 0,001$) (**tabell 8.4**), med en økning også mellom 2013 og 2018 ($p < 0,001$). Den forekommer på alle undersøkelsestrærne. Det er ingen forskjell mellom feltene i dekning i 2018 ($p = 0,633$, **figur 8.2**).

Bristlav dekker i gjennomsnitt 5,6 % i 2018 og er funnet på 93 % av trærne (**tabell 8.3**). Det har vært en økning i dekning over tid ($p < 0,001$) og siden 2013 ($p = 0,007$). Det er tendens til høyere dekning i felt 4 enn i de andre feltene (**figur 8.2**), men forskjellen er ikke signifikant ($p = 0,122$).

Snømållav har gått ned i dekning fra 2,6 % i 1993 til 0,8 % i 2018 ($p < 0,001$, **tabell 8.4**), men det har ikke vært noen endring i siste 5-årsperiode ($p = 0,153$). Arten finnes på 50 % av trærne i 2018. Dekningen av snømållav i 2018 varierer mellom feltene ($p = 0,012$), med høyest dekning i felt 3 (**figur 8.2**). I de to nederste feltene er arten ikke registrert på takseringslinjene.



Figur 8.2 Dekning av vanlig kvistlav, brunskjegg, gul stokklav, bristlav og snømållav i Gutulia, fordelt på felt og år. Gjennomsnitt $\pm$ standardavvik.

Brunskjegg dominerer blant busklavene og dekker i gjennomsnitt 10,2 % av bjørkestammene i 2018. Dekningen av brunskjegg har økt fra 4,8 % i 1993 ($p < 0,001$, **tabell 8.4**). Dekningen i 2018 er også høyere enn i 2013, men endringen er ikke signifikant ($p = 0,237$). Dekningen varierer mellom feltene ($p < 0,001$), med de høyeste verdiene i felt 3 og lavest i feltene 1 og 2 (**figur 8.2**).

Skadet lav

I 2018 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 8.5**) som tidligere år. I tillegg ble det registrert 1,9 % skade på furustokklav. Andel skadet lav har gradvis avtatt over tid, fra 15,8 % i 1993 til 2,9 % i 2018. Nedgang i skade mellom 2013 og 2018 er ikke signifikant ($p = 0,161$). Skadeandelen på gul stokklav har økt i siste femårsperiode ($p = 0,001$), mens den er halvert for snømållav ($p = 0,029$). Det er ikke noen signifikante endringer i skadeandel på vanlig kvistlav ($p = 0,093$) og bristlav ($p = 0,256$) mellom 2013 og 2018.

Tabell 8.5 Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav totalt og for fire arter på bjørkestammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Gutulia 1993-2018. Andel skadd lav omfatter misfarging, beiteskader og andre tegn på redusert vitalitet.

Art	Prøvefelt År	1		2		3		4		5		Totalt	
		dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Lav totalt	1993	41,9	17,8	25,6	15,3	56,0	18,0	49,7	15,6	68,0	13,8	48,2	15,8
	1998	45,3	18,3	37,7	13,5	69,6	12,2	60,7	12,2	71,1	9,7	56,9	12,8
	2003	46,3	12,7	36,2	6,8	72,9	6,8	65,4	4,0	74,4	6,3	59,0	7,1
	2008	44,5	11,0	39,8	6,3	69,2	6,2	73,2	1,3	79,0	4,3	61,1	5,3
	2013	59,6	7,6	48,2	0,8	85,3	1,5	82,2	1,3	86,9	3,9	72,4	3,1
	2018	51,4	7,4	49,0	6,2	92,8	1,0	84,4	2,2	82,5	1,2	72,0	2,9
Vanlig kvistlav/ <i>Hypogymnia physodes</i>	1993	30,0	14,5	17,6	14,2	31,1	10,3	30,0	9,9	41,6	8,6	30,1	11,0
	1998	33,5	13,4	24,5	13,4	38,5	8,1	31,6	7,6	44,9	4,1	34,6	8,6
	2003	35,3	10,1	25,3	6,1	39,2	4,4	36,2	2,0	48,1	2,4	36,9	4,7
	2008	34,5	10,5	27,4	6,7	37,8	6,4	42,8	1,0	48,5	2,3	38,2	4,7
	2013	41,0	8,7	28,8	0,4	42,1	0	43,3	0,7	46,5	3,6	40,3	2,8
	2018	31,5	9,2	27,0	7,2	38,7	1,1	41,6	2,0	37,1	1,0	35,2	3,5
Snømållav/ <i>Melanelia olivacea</i>	1993	-	-	-	-	5,3	58,3	2,7	52,3	5,0	25,7	2,6	44,2
	1998	0,1	0	-	-	4,4	47,8	1,3	48,1	5,0	51,8	2,2	59,5
	2003	0,1	0	-	-	2,2	56,8	0,8	12,5	3,1	44,4	1,2	43,5
	2008	-	-	-	-	1,6	26,9	0,6	7,7	3,1	55,8	1,1	40,7
	2013	-	-	-	-	2,7	26,1	0,8	27,8	1,7	40,0	1,0	30,9
	2018	-	-	-	-	2,0	9,1	0,6	16,7	1,3	17,9	0,8	13,7
Bristlav/ <i>Parmelia sulcata</i>	1993	1,7	74,1	1,1	37,5	1,4	47,4	2,3	53,7	6,6	49,6	2,6	52,2
	1998	1,1	58,8	1,1	29,4	1,9	16,1	3,9	30,1	4,8	31,1	2,6	30,7
	2003	0,5	44,4	1,2	5,0	1,7	12,9	4,6	7,1	4,2	27,4	2,4	16,6
	2008	0,8	20,4	1,3	19,0	2,4	6,4	6,0	2,5	4,4	8,3	3,0	7,1
	2013	0,9	12,5	1,9	0	4,6	2,1	8,0	1,3	4,3	11,6	3,9	4,3
	2018	1,3	4,3	2,5	0	7,2	3,4	10,9	2,3	6,1	3,0	5,6	2,7
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1993	6,3	23,8	2,5	17,6	1,4	5,3	4,0	10,1	4,9	2,0	3,8	12,3
	1998	6,2	39,3	3,7	13,6	1,6	11,5	4,8	18,6	4,0	6,7	4,1	20,9
	2003	5,4	24,3	3,8	16,1	2,2	0	5,4	14,4	5,4	7,6	4,4	14,0
	2008	5,0	18,8	4,5	2,6	3,1	0	7,7	1,8	7,7	0	5,6	4,1
	2013	7,4	6,4	6,6	3,5	5,7	0	8,6	2,6	8,5	0	7,4	2,5
	2018	6,9	12,6	8,6	12,1	8,6	1,3	11,4	5,6	9,6	1,9	9,0	6,1

8.3 Resultater fra Dividalen

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 48 cm i 1993 til 52 cm i 2018 ($p < 0,001$; **tabell 8.6**). Det er også en liten, men signifikant økning mellom 2013 (50,8 cm) og 2018 (52,0 cm; $p = 0,013$). Høyden på undersøkelsestrærne har ikke økt hverken siden 1993 ($p < 0,157$) eller mellom 2013 og 2018 ($p = 0,891$; **tabell 8.6**).

Tabell 8.6 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøvefelt i Dividalen. Gjennomsnitt av sju trær i 1993 og åtte trær i 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018 med standardavvik.

	Felt					snitt
	1	2	3	4	5	
	trehøyde (m)					
1993	8.9 ± 1.3	10.6 ± 2.1	6.4 ± 0.3	8.0 ± 1.7	7.2 ± 1.0	8.2 ± 2.0
1998	9.2 ± 1.3	10.7 ± 2.0	6.7 ± 0.6	8.1 ± 1.5	7.1 ± 0.7	8.4 ± 1.9
2003	9.3 ± 1.0	10.2 ± 1.5	6.8 ± 0.7	8.2 ± 1.4	6.9 ± 1.4	8.3 ± 1.8
2008	9.4 ± 1.2	10.3 ± 1.8	6.8 ± 0.9	8.3 ± 2.0	7.7 ± 1.0	8.5 ± 1.8
2013	9.4 ± 1.5	10.7 ± 1.5	6.4 ± 1.4	8.6 ± 2.2	7.6 ± 1.1	8.5 ± 2.1
2018	9.6 ± 1.5	11.1 ± 1.6	6.7 ± 1.3	8.3 ± 2.2	8.0 ± 1.2	8.9 ± 2.2
	treomkrets (cm)					
1993	49 ± 4	55 ± 11	45 ± 6	47 ± 12	45 ± 8	48 ± 9
1998	49 ± 5	55 ± 12	45 ± 6	47 ± 12	44 ± 8	48 ± 10
2003	49 ± 5	57 ± 12	47 ± 6	49 ± 14	44 ± 6	49 ± 10
2008	49 ± 6	58 ± 12	48 ± 7	50 ± 13	47 ± 6	51 ± 10
2013	49 ± 5	60 ± 10	48 ± 9	51 ± 14	46 ± 7	51 ± 10
2018	51 ± 5	58 ± 11	51 ± 11	52 ± 14	47 ± 5	52 ± 10

pH og kronedekning

pH i barken på overvåkingstrærne varierer mellom 3,67 og 5,18 målt på enkelttrær, men i gjennomsnitt er det ingen forskjell mellom feltene ($p = 0,146$; **tabell 8.7**). Det er stor forskjell i kronedekning målt som bladarealindeks mellom feltene i 2018 ($p < 0,001$; **tabell 8.7**). Dette skyldes først og fremst at det er målt mye høyere LAI i felt 4. Det er ikke signifikant forskjell i bladarealindeks mellom 2013 og 2018 ($p = 0,086$; **tabell 8.7**). Det er signifikante forskjeller mellom feltene i årstemperatur ($p < 0,001$) og antall dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ ($p < 0,001$; **tabell 8.7**). Felt 1 har høyest årsmiddeltemperatur og flest dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$, og årsmiddeltemperaturen avtar med økende høyde over havet (fra felt 1 nederst til felt 5 øverst). Det er også forskjell mellom luftfuktighet målt i feltene ($p = 0,003$). Lavest luftfuktighet er målt i felt 3 og høyeste i felt 5 (**tabell 8.7**).

Tabell 8.7 pH og bladarealindeks (LAI) målt i 2018, 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 2013–2018 på overvåkingstrærne i fem prøvefelt i Dividalen. Gjennomsnitt av seks, sju, tre, seks og fem trær i henholdsvis felt 1, 2, 3, 4 og 5.

	Felt				
	1	2	3	4	5
pH	4,01 ± 0,25	4,17 ± 0,29	4,33 ± 0,38	4,18 ± 0,16	4,06 ± 0,14
LAI 2018	1,46 ± 0,56	2,92 ± 1,09	2,10 ± 0,94	8,08 ± 3,82	1,08 ± 0,60
LAI 2013	1,69 ± 0,94	2,11 ± 0,95	1,24 ± 0,76	4,33 ± 6,68	1,12 ± 0,54
Årstep.	1,09 ± 0,07	0,65 ± 0,11	0,72 ± 0,05	0,28 ± 0,11	0,25 ± 0,12
GDD	963 ± 4	904 ± 7	893 ± 3	865 ± 6	866 ± 5
Fukt.	83,6 ± 0,6	83,3 ± 0,6	82,9 ± 0,2	84,0 ± 0,5	84,5 ± 0,4

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividalen i 2018

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Dividalen i 2018 var på 64,4 % (**tabell 8.8**). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 41,6 % av stammearealet. Summert dekning av bark og epifytter over 100 % skyldes delvis hyperepifyttisme. Bladlav er gruppen med størst dekning (47,5 %), fulgt av sopp (10,0 %), skorpelav (4,0 %) og busklav (3,0 %).

Tabell 8.8 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og bark på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Dividalen.

		Felt					snitt
		1	2	3	4	5	
busklav	1993	1,5	0,0	0,1	0,2	0,4	0,4
	1998	1,9	0,0	0,1	0,5	0,2	0,5
	2003	4,9	0,1	0,6	0,5	0,8	1,4
	2008	4,7	0,4	1,1	1,9	1,2	1,8
	2013	3,7	0,4	3,6	2,9	2,0	2,5
	2018	5,3	1,6	3,0	3,6	1,7	3,0
Bladlav	1993	36,3	29,8	48,5	30,5	43,0	37,6
	1998	33,7	31,3	39,5	34,9	41,7	36,2
	2003	36,2	31,9	48,2	40,0	42,7	39,8
	2008	37,5	37,0	49,7	41,1	44,8	42,0
	2013	39,0	44,7	54,4	44,7	52,1	47,0
	2018	49,0	44,8	51,2	41,9	50,5	47,5
Skorpelav	1993	1,1	1,6	1,5	2,4	6,4	2,6
	1998	0,7	1,5	1,0	1,7	8,1	2,6
	2003	1,8	1,6	1,0	1,5	8,8	2,9
	2008	3,5	1,9	0,9	1,2	7,8	3,1
	2013	3,8	2,4	1,0	1,7	8,5	3,5
	2018	5,7	2,3	1,1	2,4	8,6	4,0
Sopp	1993	-	-	-	-	-	-
	1998	2,6	2,7	3,7	9,4	7,8	5,2
	2003	1,6	4,1	2,9	5,2	8,4	4,4
	2008	3,7	4,4	4,8	8,6	8,6	6,0
	2013	3,1	3,1	5,2	9,1	4,8	5,1
	2018	9,8	7,6	10,5	14,1	7,8	10,0
Epifytter totalt	1993	38,9	31,4	50,1	33,1	49,7	40,6
	1998	39,0	35,6	44,2	46,5	57,8	44,6
	2003	44,4	37,7	52,6	47,2	60,7	48,5
	2008	49,2	43,7	56,6	52,9	62,4	53,0
	2013	49,7	50,6	64,2	58,4	67,3	58,0
	2018	69,9	56,4	65,4	61,9	68,6	64,4
Bark	1993	64,2	69,6	53,7	67,9	51,3	61,4
	1998	62,9	65,5	56,7	54,6	43,0	56,5
	2003	59,1	63,8	50,7	54,8	40,4	53,8
	2008	55,1	58,5	48,7	49,6	39,8	50,3
	2013	54,9	51,7	42,5	44,8	36,4	46,0
	2018	39,6	49,8	40,4	43,1	35,3	41,6

Det er registrert 54 takson på undersøkelsestrærne i 2018 (**tabell 8.9**): ni bladmoser, tre levermoser, 13 bladlav, seks busklav, 19 skorpelav og fire sopp (inkludert samlegruppene for asko-/pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). Tretten lav-takson ble ikke gjenfunnet i 2018; vortebunlav, vanlig papirlav (bladlav), gulskinn, fjelltagg (busklav) og skorpelavene *Buellia chloroleuca*, grønnsothål, vanlig sotbeger, melskjell, *Myochroidea porphyrospoda*, *Perturaria carneopallida*, sinoberlav, *Strangospora moriformis*, samt soppen ildkjuke (**tabell 8.9**). To takson ble gjenfunnet etter manglende registrering i 2013: busklaven jervskjegg og skorpelaven bønnelav. Dessuten ble skorpelavene vanlig flekklav, gullnål og fingervortelav registrert for første gang, det samme ble bladlaven granseterlav, algen *Trentepohlia* sp. og tre bladmoser; furumose, en nikkemose og en bjørnemose (**tabell 8.9**).

Tabell 8.9 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Dividalen. Frekvens er andel av trærne med det aktuelle taksonet.

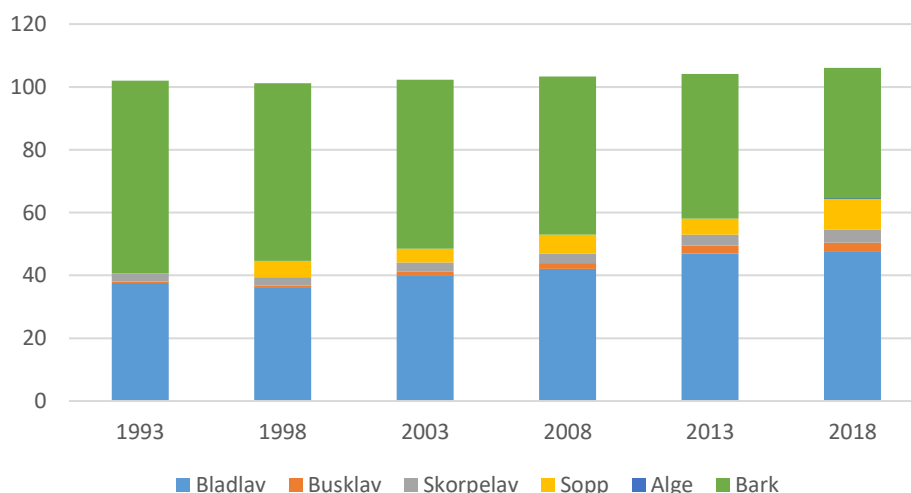
Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1993	1998	2003	2008	2013	2018	1993	1998	2003	2008	2013	2018
Bladmoser													
A Bryophyta	Moser		3	15	10	3			x	x	x	x	
Brachythecium sp.	Lundmoseslekta					20	20					x	x
Bryum sp.	Vrangmoseslekta					5	5					x	x
Dicranum sp.	Sigdmose			3	18	45	75			x	x	x	x
Hylocomium splendens	Etasjemose			3	3	5	5			x	x	x	x
Plagiothecium sp.	Jamnemoseslekta					5	3					x	x
Pleurozium schreberi	Furumose						5						x
Pohlia sp.	Nikkemoseslekta						8						x
Polytrichum sp.	Bjørnmose						3						x
Sciuro-hypnum reflexum	Sprikelundmose				3	5	3				x	x	x
Levermoser													
A Hepaticophytina	Levermoser				5						x		
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmose				3	13	15				x	x	x
Barbilophozia sp.	Skjeggmoseslekta						3						x
Lophozia sp.	Flikmoseslekta			3	3	5	8			x	x	x	x
Ptilidium sp.	Frynsemoseslekta			58	60	70	66			x	x	x	x
Busklav													
Alectoria nigricans	Jervskjegg			3	3		3			x	x		x
Alectoria ochroleuca	Rabbeskjegg	3	3	5	3	3	3	x	x	x	x	x	x
Bryocaulon divergens	Fjelltagg				5	3					x	x	
Bryoria sp.	Brunskjegg	86	98	98	95	93	100	0,42	0,54	1,36	1,85	2,53	2,94
Cetraria islandica	Islandslav		3						x				
Cladonia sp.	Begerlav	9	15	53	55	63	65	0,01	0,01	x	x	x	0,01
Flavocetraria cucullata	Gulskjerpe	3	3	3	3	3	5	x	x	x	x	x	x
Flavocetraria nivalis	Gulskinn		3	3	5	3			x	x	x	x	
Sphaerophorus globosus	Brun korallav			8	8	5	3			x	x	x	x
Bladlav													
Cetraria sepincola	Bjørkelav	17	20	30	20	20	18	x	x	0,01	0,04	0,05	x
Hypogymnia austerodes	Seterlav		3	3	3	3	15		x	x	x	x	0,02
Hypogymnia bitteri	Granseterlav						8						x
Hypogymnia physodes	Vanlig kvistlav	86	85	93	93	98	100	1,54	1,58	2,17	2,96	3,78	3,29
Hypogymnia tubulosa	Kulekvistlav		3	5	10	10	3		x	x	x	x	x
Imshaugia aleurites	Furustokklav	37	45	55	55	50	45	0,25	0,32	0,38	0,22	0,36	0,54
Melanelia exasperata	Vortebrunlav	3				3		x				x	
Melanelia olivacea	Snømållav	97	95	98	98	98	98	25,24	23,67	24,21	24,50	26,44	25,23
Parmelia omphalodes	Brun fargelav				3	13	10				x	x	x
Parmelia saxatilis	Grå fargelav			3	3					x	x		
Parmelia sulcata	Bristlav	91	98	95	93	98	100	8,79	9,37	11,04	12,07	13,46	15,44
Parmeliopsis ambigua	Gul stokklav	100	98	98	100	100	100	1,75	1,25	1,94	2,18	2,85	2,88
Parmeliopsis hyperopta	Grå stokklav	66	85	85	78	85	83	0,03	0,04	0,06	0,05	0,03	0,03
Platismatia glauca	Vanlig papirlav				3	3					x	x	
Tuckermannopsis chlorophylla	Vanlig kruslav				5	8	3				x	x	x
Vulpicida pinastri	Gullroselav	54	63	65	65	78	68	0,01	x	x	0,01	0,02	0,05
Skorpelav													
A Microlichen	Skorpelav, ubestemt		20	45	18	13			0,06	0,02	0,02	0,04	
Amandinea punctata		3						x					
Arthonia radiata	Vanlig flekklav						3						0,03
Bacidia igniarii			3	3					x	x			
Biatora chrysantha			5	20	20	15	18		x	x	x	x	x
Biatora meiocarpa			3						x				
Biatora sp.	Knopplav						8						0,05
Buellia arborea		3	5	3				0,01	0,01	x			
Buellia chloroleuca				5	8	10				x	x	x	
Buellia disciformis	Bleik bønnelav		3	5	5	3	5		x	x	x	x	x
Buellia griseovirens	Kornbønnelav		3						x				
Buellia sp.	Bønnelav		3				3		x				x
Caliciales	Knappenålslav			3	3		3			0,02	0,01		0,01
Calicium viride	Grønnsotnål			5	3	3				x	x	x	
Chaenotheca chrysocephala	Gulgrønnål		3	5	5	10	8		x	x	x	x	x
Chaenotheca furfuracea	Gullnål						3						0,06
Cliostomum pallens		6	28	25	15	20	5	0,10	0,14	0,19	0,11	0,10	0,01
Cyphelium tigillare	Vanlig sotbeger		3	3	3	3			x	x	x	x	
Hypocnemomyce scalaris	Melskjell			3	3	3				x	x	x	
Japewia subaurifera			3	5	8	13	15		x	x	0,01	0,03	x
Lecanora cadubriae			8						0,01				
Lecanora circumborealis	Bjørkekantlav	69	78	85	80	88	80	0,18	0,13	0,13	0,25	0,28	0,24
Lecanora fuscescens coll.		97	100	100	98	98	95	1,79	1,58	1,63	1,71	1,62	2,34
Lecanora hypopta			5						x				
Lecanora sp.	Kantlav	3	3					x	0,01				
Lecanora symmetrica coll.	Halmkantlav mm.	77	80	88	88	90	78	0,47	0,59	0,85	0,89	1,23	1,10
Lecidea pullata		9	23	20	75	83	68	x	x	x	x	x	0,01
Lecidea sp.		11					8	x					0,03
Lepraria sp.	Mellav		3	20	25	33	43		x	x	x	x	0,01

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens						% dekning					
		1993	1998	2003	2008	2013	2018	1993	1998	2003	2008	2013	2018
<i>Mycoblastus fucatus</i>					3	3	3				x	x	x
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav	6	13	15	18	23	25	0,01	0,02	x	x	x	x
<i>Mycoblastus</i> sp.	Blodlav					3						x	
<i>Mycocalicium subtile</i>				5	3					x	x		
<i>Myochroidea porphyrospoda</i>			3			3			x			x	
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynkorkje	26	60	75	63	60	68	0,01	0,02	0,05	0,05	0,13	0,14
<i>Ochrolechia frigida</i>	Fjellkorkje	3	8	13	10	13	13	x	x	x	x	x	x
<i>Ochrolechia</i> sp.	Korkje			3						x			
<i>Pertusaria carneopallida</i>						3						x	
<i>Pertusaria dactylina</i>	Fingervortelav						3						x
<i>Pertusaria pupillaris</i>			3	3	3				x	x	x		
<i>Pertusaria</i> sp.	Vortelav	3						x					
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Sinoberlav			3	5	13				x	x	x	
<i>Rimularia fuscusora</i>			5						0,01				
<i>Strangospora moriformis</i>					3	3					x	x	
<i>Toensbergia leucococca</i>		6	15	5	10	13	3	0,03	0,05	0,05	0,02	0,04	x
Alger, spesifisert													
<i>Trentepohlia</i> sp.							15						0,02
Sopp													
Ascocarp, non-lichenized fungi	Askokarp, ikke-likenisert sopp			5	10	8	3			0,01	0,13	0,02	0,01
Fungus	Sopp		3	3	5	8	8		0,02	0,03	x	x	0,02
<i>Hysterium pulicare</i>			30	28	8	5	18		0,05	0,04	x	x	0,14
<i>Phellinus</i> sp.	Ildkjuke				3	3					x	x	
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp			90	98	98	93	100		5,15	4,35	5,89	5,05	9,80
Naked bark	Bark	100	100	100	100	100	100	61,35	56,54	53,75	50,32	46,05	41,60

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1993-2018

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1993 ($p < 0,001$; **figur 8.3**). Dette skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$), men også busklav ($p < 0,001$) og skorpelav ($p < 0,001$) har økt dekning over tid. Soppdekningen har variert mellom årene og har økt siden 1998 ($p < 0,001$). Dette skyldes en kraftig økning fra 2013 til 2018 ($p < 0,001$). Den totale epifyttdekningen har økt i siste femårsperiode fra 2013 til 2018 ($p = 0,002$), men det er ikke en signifikant økning for bladlav ($p = 0,202$), skorpelav ($p = 0,117$) eller busklav ($p = 0,153$).

Selv om den totale epifyttdekningen varierer, er det ingen signifikante forskjeller mellom feltene i Dividalen i 2018 ($p = 0,705$; **tabell 8.8**). Skorpelav er den eneste gruppa hvor dekning varierer signifikant mellom feltene ($p = 0,002$), med høyest dekning i det øverste feltet, felt 5 (**tabell 8.8**).



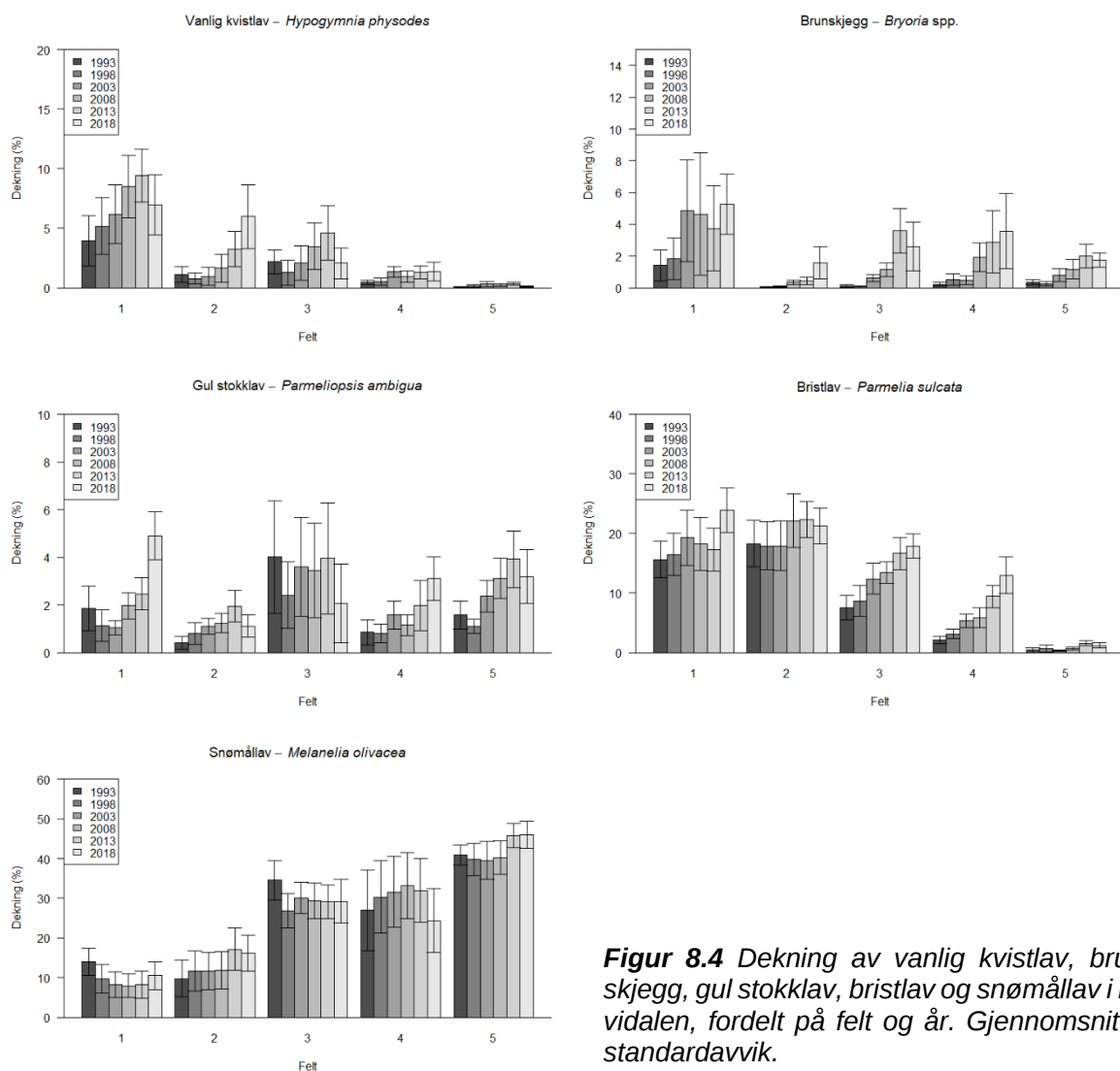
Figur 8.3 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkningsområdet i Dividalen 1993–2018. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.

Endringer i enkeltarter

Snømållav er den vanligste arten på undersøkelsestrærne i Dividalen også i 2018. Den har en frekvens på 98 %, dvs. den er funnet på 39 av de 40 undersøkelsestrærne, og har en gjennomsnittlig dekning på 25,2 % (**tabell 8.9, figur 8.4**). Det har ikke vært noen endring i dekning av snømållav over tid ($p = 0,250$), og ingen endring mellom 2013 og 2018 ($p = 0,720$), men dekningen varierer mellom feltene ($p < 0,001$), med høyest dekning i felt 5 og lavest i felt 1 (**figur 8.4**).

Bristlav dekker i gjennomsnitt 15,4 % av bjørkestammene i 2018 og er funnet på alle trærne (**tabell 8.9**). Arten har økt i dekning over tid ($p < 0,001$), også mellom 2013 og 2018 ($p = 0,004$). Dekningen varierer mellom feltene ($p < 0,001$), med svært lav dekning i det øverste feltet (felt 5) og høyest dekning i felt 1 (**figur 8.4**).

Gul stokklav forekommer på alle undersøkelsestrærne i 2018 og har en gjennomsnittlig dekning på 2,9 % (**tabell 8.9**). Dekningen av gul stokklav har økt siden 1993 ($p < 0,001$) og mellom 2013 og 2018 ($p = 0,025$), men det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom feltene i 2018 ($p = 0,189$; **figur 8.4**).



Figur 8.4 Dekning av vanlig kvistlav, brunskjegg, gul stokklav, bristlav og snømållav i Dividalen, fordelt på felt og år. Gjennomsnitt $\pm$ standardavvik.

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 3,3 % av bjørkestammene i Dividalen i 2018 (**tabell 8.9, figur 8.4**). Arten har en frekvens på 100 %. Det har vært en økning over tid i dekingen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), men ikke i siste 5-årsperiode ($p = 0,899$). Dekningen varierer signifikant mellom feltene i 2018 ($p = 0,039$), med høyest deking i det nederste feltet (felt 1) og lavest i det øverste (felt 5).

Brunskjegg dekker i gjennomsnitt 2,9 % av bjørkestammene i 2018 og har økt i deking fra 0,4 % i 1993 ($p < 0,001$; **tabell 8.9**). Den finnes på alle trærne. Dekningen i 2018 er ikke signifikant høyere enn i 2013 ($p = 0,157$) og varierer ikke mellom feltene ($p = 0,478$; **figur 8.4**).

Skadet lav

I 2013 ble det registrert skade på snømållav, bristlav, vanlig kvistlav (**tabell 8.10**) og gul stokklav (totalt 1 % skade observert). Andelen skadet lav har variert mellom årene og var på sitt høyeste i 2003 (**tabell 8.10**). Etter det har skadeandelen avtatt mot 2013, men fra 2013 til 2018 er det en signifikant økning i andel skadet lav igjen ($p < 0,001$). Bristlav er den arten med høyest andel skade i 2018 (**tabell 8.10**), og økning i skadeandel fra 2013 er markant ($p < 0,001$). Om lag 18 % av snømållaven er registrert med skade i 2018 (**tabell 8.10**), og økningen mellom 2013 og 2018 er signifikant ($p < 0,001$).

Tabell 8.10 Gjennomsnittlig deking og prosentvis andel skadd lav totalt og for tre arter på bjørkestammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Dividalen 1993-2018. Andel skadd lav omfatter misfarging, beiteskader og andre tegn på redusert vitalitet.

Art	Prøvefelt År	1		2		3		4		5		Totalt	
		dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Lav totalt	1993	38,9	25,9	31,4	19,0	50,1	5,4	33,1	5,3	49,7	7,6	40,6	12,8
	1998	36,4	31,3	32,9	25,2	40,5	15,8	37,2	6,3	50,0	15,2	39,4	19,2
	2003	42,9	38,8	33,6	23,7	49,8	14,9	42,0	16,8	52,3	27,1	44,1	24,2
	2008	45,6	21,9	39,3	25,1	51,8	7,2	44,3	9,2	53,8	5,2	46,9	13,6
	2013	46,6	18,0	47,5	16,0	59,0	5,1	49,3	5,7	62,6	3,6	53,0	9,5
	2018	60,1	29,1	48,8	15,8	54,9	10,8	47,8	11,0	60,9	14,1	54,5	16,7
Snømållav/ <i>Melanelia olivacea</i>	1993	14,1	34,0	9,7	19,5	34,5	7,0	27,0	6,1	40,9	8,0	25,2	11,8
	1998	9,8	38,9	11,7	22,6	26,8	19,3	30,3	6,9	39,8	15,2	23,7	17,3
	2003	8,3	42,8	11,7	20,4	30,0	18,4	31,6	21,8	39,5	29,7	24,2	24,9
	2008	8,0	25,8	11,8	12,6	29,3	8,3	33,2	11,3	40,2	5,9	24,5	9,9
	2013	8,2	27,7	17,1	14,4	29,1	7,9	32,0	7,8	45,8	4,2	26,4	8,9
	2018	10,5	39,6	16,2	12,6	29,2	13,2	24,3	16,2	45,9	18,4	25,2	17,9
Bristlav/ <i>Parmelia sulcata</i>	1993	15,6	31,7	18,3	20,5	7,5	2,8	2,1	0	0,4	0	8,8	20,9
	1998	16,5	45,0	17,9	29,3	8,7	12,6	3,1	1,9	0,6	55,6	9,4	30,6
	2003	19,3	64,9	17,9	28,5	12,4	13,8	5,3	3,9	0,3	20,0	11,0	34,9
	2008	18,2	10,7	22,1	35,2	13,4	9,6	5,9	5,9	0,7	0	12,1	28,3
	2013	17,3	32,0	22,4	21,3	16,7	4,6	9,4	4,4	1,5	0	13,5	17,3
	2018	23,9	52,8	21,3	24,9	17,9	11,8	13,0	12,7	1,2	4,5	15,4	28,2
Vanlig kvistlav/ <i>Hypogymnia physodes</i>	1993	4,0	0	1,1	0	2,2	0	0,4	0	0,0	0	1,5	0
	1998	5,2	1,0	0,8	0	1,3	0	0,5	0	0,2	0	1,6	0,7
	2003	6,2	0	1,0	0	2,1	0	1,3	0	0,3	0	2,2	0
	2008	8,5	0	1,6	0	3,5	0	0,9	0	0,2	0	3,0	0
	2013	9,4	0,6	3,2	0	4,6	0	1,3	0	0,3	0	3,8	0,3
	2018	7,0	7,8	6,0	3,1	2,1	0	1,3	0	0,1	50	2,6	1,5

8.4 Oppsummering

Både i Gutulia og Dividalen har den totale dekingen av epifytter økt over tid, men den er uendret i siste 5-årsperiode for Gutulia. Økningen som er observert i Dividalen i samme periode, skyldes en økning i dekingen av sopp, ikke lav. Dette kan skyldes at 2018 var første året hvor feltpersonell med spesialkompetanse på sopp deltok i registreringene i Dividalen. Resultatene kan tyde på at økningen i epifyttdekingen er i ferd med å avta. I begge områdene øker fortsatt bristlav, mens også gul stokklav har økt signifikant i deking i Gutulia. Vanlig kvistlav er derimot i

tilbakegang for første gang i Gutulia. Samtidig viser andre studier at mengden av busk- og bladlav øker med alder på trærne (Ellis & Coppins 2006).

Prøvefeltene i Dividalen ligger langs en høydegradient med mer enn 300 m høydeforskjell mellom øverste og nederste felt. Høydegradienten speiler dermed også en klimatisk gradient. De største endringene siden overvåkingen startet i 1993, har skjedd i det nederste feltet, hvor det over tid har blitt et større innslag av svakt varmekjære arter, som vanlig kvistlav, og en nedgang av snømållav. I de øvre feltene er dominansen av snømållav like stor som tidligere, med en tilbakegang i felt 4, og totalt sett er deknningen av snømållav i Dividal stabil. Vanlig kvistlav har gått tilbake i felt 1 og 3, mens mengden har økt i felt 2 siden 2013.

I Gutulia fortsetter tilbakegang av snømållav, selv om nedgangen er ikke-signifikant i siste femårsperiode. Nedgang i snømållav er en trend som er observert i flere av de andre TOV-områdene, og som ser ut til å kunne knyttes til en kombinasjon av høy nedbør og høy nitrogenavsetning (Evju & Bruteig 2013).

Andelen skadet lav sett under ett er sterkt redusert siden 1993, men uendret siste 5-årsperiode i Gutulia. For snømållav har det vært en kraftig nedgang, mens det for gul stokklav har vært en økning siste periode. I Dividalen har det vært tilbakegang av skade fram mot 2013, men i 2018 har skadeomfanget økt igjen, med størst økning hos bristlav og snømållav. Vi ser i flere av TOV-områdene at skadeandelen varierer mellom år og antar at klimatiske forhold, spesielt om vinteren, har stor betydning.

Det er stor forskjell mellom kronedekning (LAI) mellom 2013 og 2018 i Gutulia. Dette skyldes mest sannsynlig variabelt skydekke ved fotografering av kronedekke. Optimale forhold ved fotografering er overskyet, men i 2018 var det ingen feltdager uten sol i Gutulia. Blå himmel ser ut til å øke verdien for LAI betraktelig og kan derfor være grunnen til de observerte forskjellene mellom 2013 og 2018. I Dividalen er det forskjell mellom 2013 og 2018, men endringen er ikke signifikant. Det er derimot forskjell mellom feltene, og det er felt 4 som har mye høyere verdi enn de andre, både i 2013 og 2018. I 2013 er det to trær som har ekstremt høye verdier sammenlignet med de andre, disse trærne skiller seg ikke ut i 2018, det er derfor uvisst hva som skyldes de høye målingene i 2013. Generelt er LAI-verdiene høyere for alle trær i felt 4 i 2018 enn i 2013. Dette kan skyldes været, fordi felt 4 var det eneste feltet som ble fotografert med delvis åpent skydekke (blå himmel). Vi kan ikke sikkert si hvilke faktorer som påvirker LAI-verdiene vi har målt. Det kreves en grundigere analyse og vurdering av de hemisfæriske fotografiene før vi eventuelt kan si noe om variasjonen vi observerer. Dersom ustabile værforhold påvirker resultatene bør videre innsamling av disse dataene vurderes i den videre overvåkingen.

9 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 dermed en av flere biotiske faktorer som i sterk grad kan påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV, bla. fugl, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttiske 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 næringsstoffer. For karplanter, moser og epifyttiske lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrede fuktighetsforhold, noe som kan endre konkurranseforhold mellom arter, og generelt føre til økt vekst av næringskrevende og lyskrevende arter (Jepsen et al. 2008, 2011, 2013).

Det er rapportert om økende angrep av bjørkemålere, særlig i nord, noe som settes i sammenheng med klimaendringer (<https://www.nina.no/bjørkemålere>). En varmere vår og sommer gir bjørkemålerne 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 økt mulighet til å overleve i områder hvor det før var for kaldt.

Formålet med overvåking av bjørkemålere i TOV-områdene er å få en oversikt over lokale bjørkemålerutbrudd, for bedre å kunne vurdere årsaker til endringer i bestander av fugl og endringer i mengde av karplanter, moser og lav. Samtidig er denne overvåkingen av interesse i forbindelse med effekter av 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 hvert år i fem av områdene: Dividal, Børgefjell, Åmotsdal, Møsvatn og Gutulia.

9.1 Metoder

Områdedesign

Lokalitetene for registrering av bjørkemålere kalles målestasjoner og har egne stasjonsnummer (Stasjons-Id). I de fem TOV-områdene måles årlig bjørkemålere og frøsetting av bjørk i alle vegetasjonsfelter (makroruter) og felter for epifyttovervåking, samt på utvalgte lokaliteter som representerer områder for bestandsovervåking av fugl. Der vegetasjonsfelter og lavfelter ligger ved siden av hverandre, er antall målestasjoner redusert. Noen epifyttfelter er tatt ut av TOV-overvåkingen pga. gamle trær som har falt overende, og noen bjørkemålerstasjoner kan ha blitt utelatt ett år av ulike årsaker. Antall målestasjoner varierer dermed 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 hvert år for bjørkemålere og frøsetting (hunnrakler) av bjørk.

Arter og registreringer

I fjellbjørkeskogene domineres forekomstene av bjørkemålerne av to arter: fjellbjørkemåler og liten høstmåler (**figur 9.1**). Andre bjørkemålere kan også forekomme. Disse registreres som 'ukjente'. Blant annet er det rapportert at vanlig høstmåler er observert i Nord-Norge.

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



Figur 9.1 Bilder av larver av liten høstmåler og fjellbjørkemåler. Foto: Arne C. Nilssen.

For hver målestasjon registreres 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 en '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 (**figur 9.2a**).

Hver grein ristes kraftig inne i plastsekken i 20-30 sekund. Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar (**figur 9.2b**). 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).

For de aktuelle bjørkegreinene gjøres det også en opptelling av antall hunnrakler. Dette for å få en indikasjon for årets potensiale for frøproduksjon. Slike frø kan være viktige som føde for flere arter finkefugl og påvirke overlevelse og dermed neste års bestand av slike fuglearter.

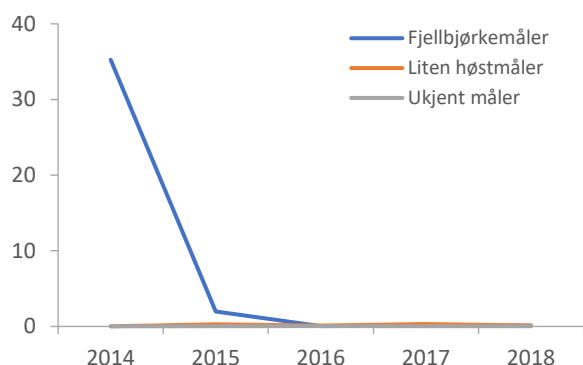


Figur 9.2a,b Innsamlingsmetode for bjørkemålerlarver. Foto: H. Myklebost.

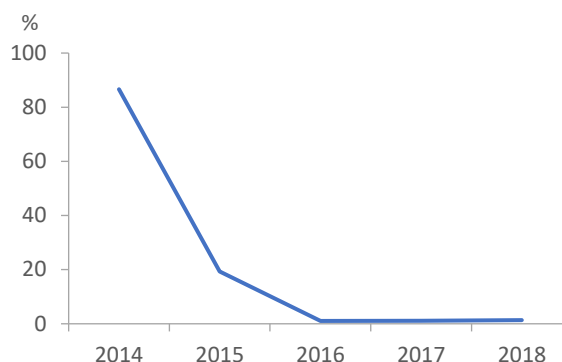
9.2 Resultater

Forekomst av bjørkemålere TOV-områder fra 2014 til 2018

Dividalen hadde et relativt stort utbrudd av fjellbjørkemålere i 2014 med gjennomsnitt 35,3 målere pr. grein, mens det de påfølgende fire år ble registrert særdeles få individer, henholdsvis 1,96, 0,05, 0,12 og 0,14 pr. grein (**figur 9.3**). Gjennomsnitt antall blader pr. grein med beiteskader følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 9.4**). Antall individer av liten høstmåler og ukjente målere har også vært særdeles lavt alle år (gjennomsnitt pr. grein <0,05 individ).

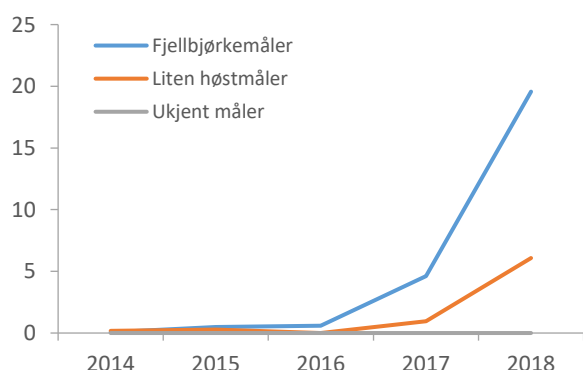


Figur 9.3 Gjennomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i Dividalen fra 2014 til 2018.

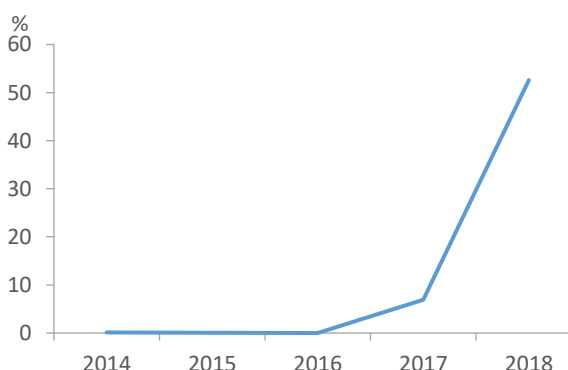


Figur 9.4 Gjennomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Dividalen fra 2014 til 2018.

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 4,6 og 1,0 målere pr. grein i snitt (**figur 9.5**). Økningen har fortsatt i 2018 med henholdsvis 19,5 og 6,1 pr. grein. Det er ikke registrert ukjente bjørkemålere i Børgefjell. Gjennomsnitt antall blader pr. grein med beiteskader følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 9.6**).



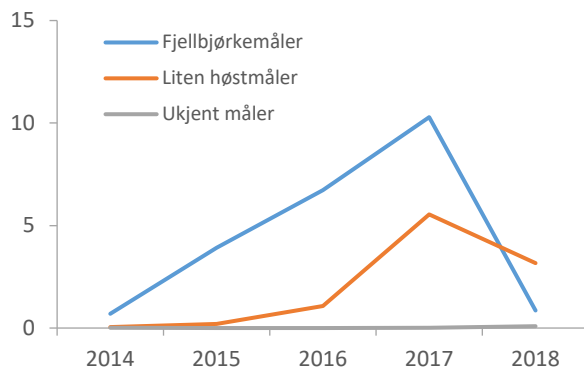
Figur 9.5 Gjennomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i Børgefjell fra 2014 til 2018.



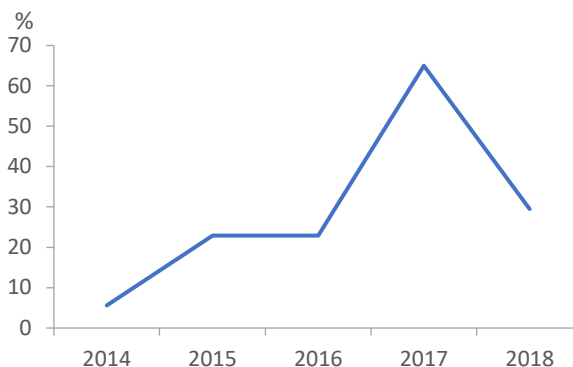
Figur 9.6 Gjennomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Børgefjell fra 2014 til 2018.

I Åmotsdalen har det vært en jevn økning av fjellbjørkemåler fra 2014 til 2017, fra gjennomsnittlig 0,7 til 10,3 målere pr. grein (**figur 9.7**). Målingene i 2018 viste betydelig lavere verdier, henholdsvis 3,7 og 4,2 individer pr. grein. Også gjennomsnittlig antall individer av liten høstmåler økte fra 0,1 i 2014 til gjennomsnittlig 5,5 pr. grein i 2017 og noe lavere verdier i 2019. Antall ukjente målere har vært særdeles lavt alle år (gjennomsnitt pr. grein <0,02 pr. år). Gjennomsnitt antall blader pr. grein med beiteskader følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 9.8**).

Det reelle antall bjørkemålere i 2017 kan imidlertid være noe høyere, da larver kan ha falt til bakken når de er små, fordi løvvirket 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 (andel 75%).

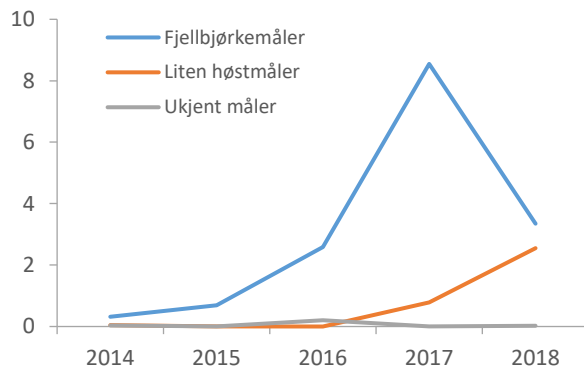


Figur 9.7 Gjenomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i Åmotsdalen fra 2014 til 2018.

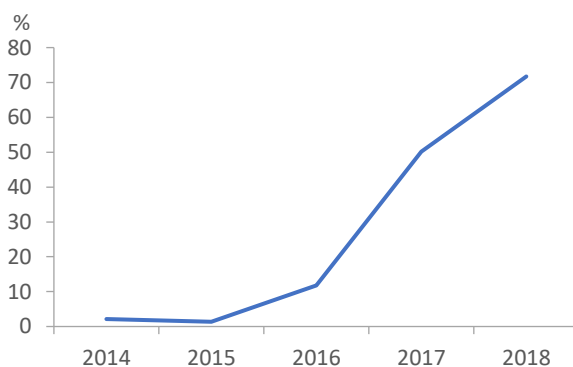


Figur 9.8 Gjenomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Åmotsdalen fra 2014 til 2018.

I Gutulia har gjenomsnitt antall fjellbjørkemålere pr. grein økt fra 2014 til 2017 fra 0,3 til 8,5 (**figur 9.9**), men avtatt i 2018. Antall liten høstmåler og ukjente individer har vært særdeles lavt, men i 2018 var antall liten høstmåler omtrent like vanlig som fjellbjørkemåler. Gjenomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Gutulia økte imidlertid også fra 2017 til 2018 (**figur 9.10**), noe som tyder på at bjørkemålerangrepet har vært større enn det antall larver indikerer. Dette kan tyde på at målingene er gjort noe sent i syklusen til larvene.

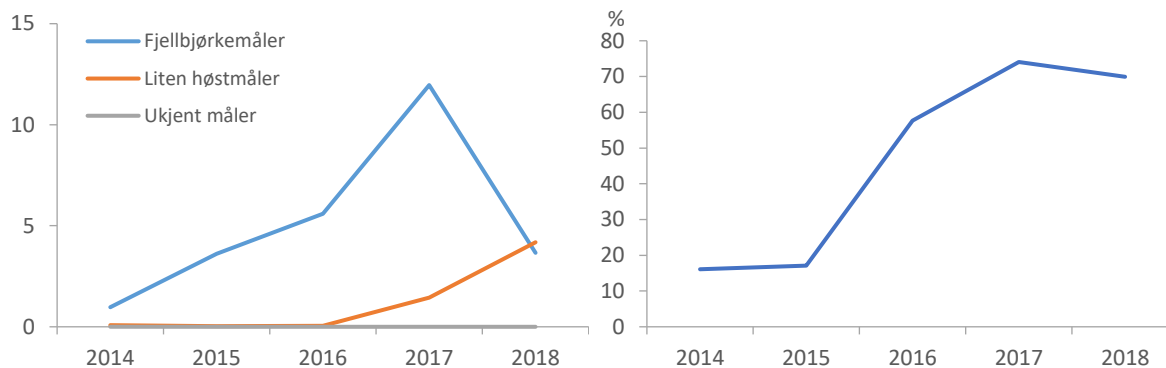


Figur 9.9 Gjenomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i Gutulia fra 2014 til 2018.



Figur 9.10 Gjenomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Gutulia fra 2014 til 2018.

Møsvatn hadde svært få registreringer av bjørkemålere i 2014, men antall fjellbjørkemålere økte jevnt fram til 2017 med et gjenomsnitt på 12 målere pr. grein, mens antall fjellbjørkemålere i 2018 var betydelig lavere, 3,7 målere pr. grein (**figur 9.11**). Antall liten bjørkemålere har imidlertid økt, på bekostning av fjellbjørkemåler fra 2017 til 2018, noe som også er observert i de andre sørlige TOV-områdene (**figur 9.7** og **9.9**). Målingene av skadete blader (**figur 9.12**) viser også at TOV-området i Møsvatn har hatt en økende og relativt stor skade på bladverket siden 2015, der ca. 70% av bladverket viser beiteskader av bjørkemålere.

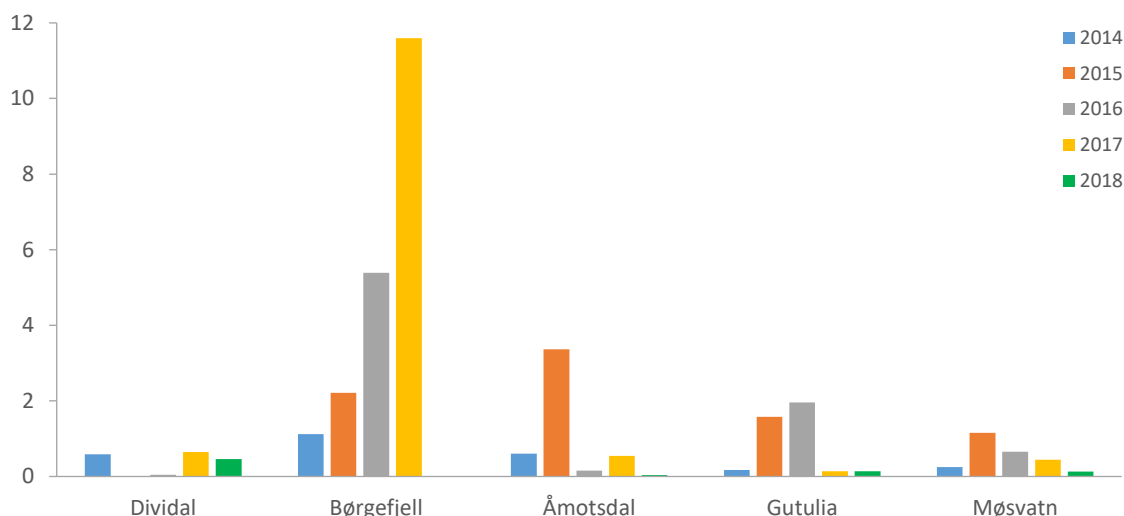


Figur 9.11 Gjennomsnitt antall bjørkemålere pr. grein i Møsvatn fra 2014 til 2018.

Figur 9.12 Gjennomsnitt andel blader med beiteskader pr. grein i Møsvatn fra 2014 til 2018.

Forekomst av hunnrakler på bjørk i TOV-områdene fra 2014 til 2018

Antall registrerte hunnrakler pr. grein er lavt i alle TOV-områdene, med unntak av Børgefjell som har hatt en del bjørkeblomstring i perioden 2014-2017 (registreringer av bjørkerakler ble avglemt av vår underleverandør for dette området i 2018). Våre registreringer av hunnrakler er for tidlig på året for å dokumentere reell mengde frøproduksjon, da frøproduksjonsforsøk kan avbrytes pga. uegnede værforhold i løpet av sommeren. Det gir imidlertid informasjon om potensialet for produksjon av bjørkefrø for gjeldende år ved at høy forekomst av hunnrakler gir det nødvendige grunnlaget for høy frøproduksjon. Lav forekomst av hunnrakler vil alltid gi lav frøproduksjon.



Figur 9.13 Utvikling i antall hunnrakler pr. bjørkegrein i TOV-områdene fra 2014 til 2018. Børgefjell ikke målt i 2018.

9.3 Konklusjon

For perioden 2014 til 2018 er høyeste forekomst av bjørkemålere registrert i Dividalen i 2014. I Åmotsdalen og Gutulia er det registrert et relativt høyt antall larver og omfattende beiteskader på bladverk i 2017, og i Gutulia er andel blad med beiteskader også høyt i 2018. I Møsvatn ble det i perioden 2016-2018 registrert en betydelig andel skadet bladverk. Dette er et område som fra før er sterkt påvirket av bjørkemålerangrep (se kap. 3.2 og 3.3). Bjørkemålerangrep vil trolig bidrar til ytterligere økt avdøying av trær og busker i Møsvatn, noe som vil medføre økt lystilgang til markvegetasjonen og økt tilførsel av nitrogen til jordsmonnet. Det er en tendens til at liten

høstmåler øker i mengde i alle TOV-områdene i 2018, unntatt Dividalen. Endringene i antall bjørkemålere er trolig en del av dynamikken i syklusen for utbrudd, men variasjon knyttet til klimaendringer kan ikke utelukkes.

10 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 bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige 'forstyrrelser' av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å skille menneskeskapte fra naturlige endringer i økosystemene. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter. 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 2018 var det planlagt å fange smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder, men på grunn av sykdom og snøfall lot det seg ikke gjøre å gjennomføre fangstene i Åmotsdalen og Lund (se detaljer under). Her rapporteres resultatene fra fangstene i øvrige TOV-områder, 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.

10.1 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. På grunn av sykdom hos det øremerkete fangstpersonell, noe som ble innrapportert et godt stykke ut i fangstsesongen, kunne fangstene i Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Åmotsdalen ikke gjennomføres som planlagt. Det måtte på kort varsel organiseres et provisorisk fangstopplegg med nytt personell. På grunn av nokså tidlig snøfall i Åmotsdalen kunne fangstene ikke gjennomføres her. Trass i frost og lett snø ble det gjennomført fangster på deler av fangststasjonene i Møsvatn og Solhomfjell. Her må imidlertid fangsteffektiviteten antas å ha vært lavere enn normalt. I Lund ble situasjonen avklart så sent i sesongen at det ikke ble vurdert som hensiktsmessig å forsøke å gjennomføre fangstene. Det var ellers en god del gjenklappete feller uten fangst i Dividalen (trolig utløst av stor aktivitet fra smågnagere).

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2018 framgår av **tabell 10.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke er tatt hensyn til effekten av gjenklappete feller uten fangst.

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

10.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2018 framgår av **tabell 10.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten for hele overvåkingsperioden er vist i **figur 10.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert med hensyn til reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 10.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 10.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble ikke gjennomført fangst i 2018.

Solhomfjell: På grunn av sykdom (jf. over) ble fangstene gjennomført vesentlig senere i sesongen enn vanlig, med lavere fangstinnnsats og lite optimale forhold med noe snø. Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette er konsistent med forventet lav bestand, men reflekterer nok også lite optimale fangstforhold.

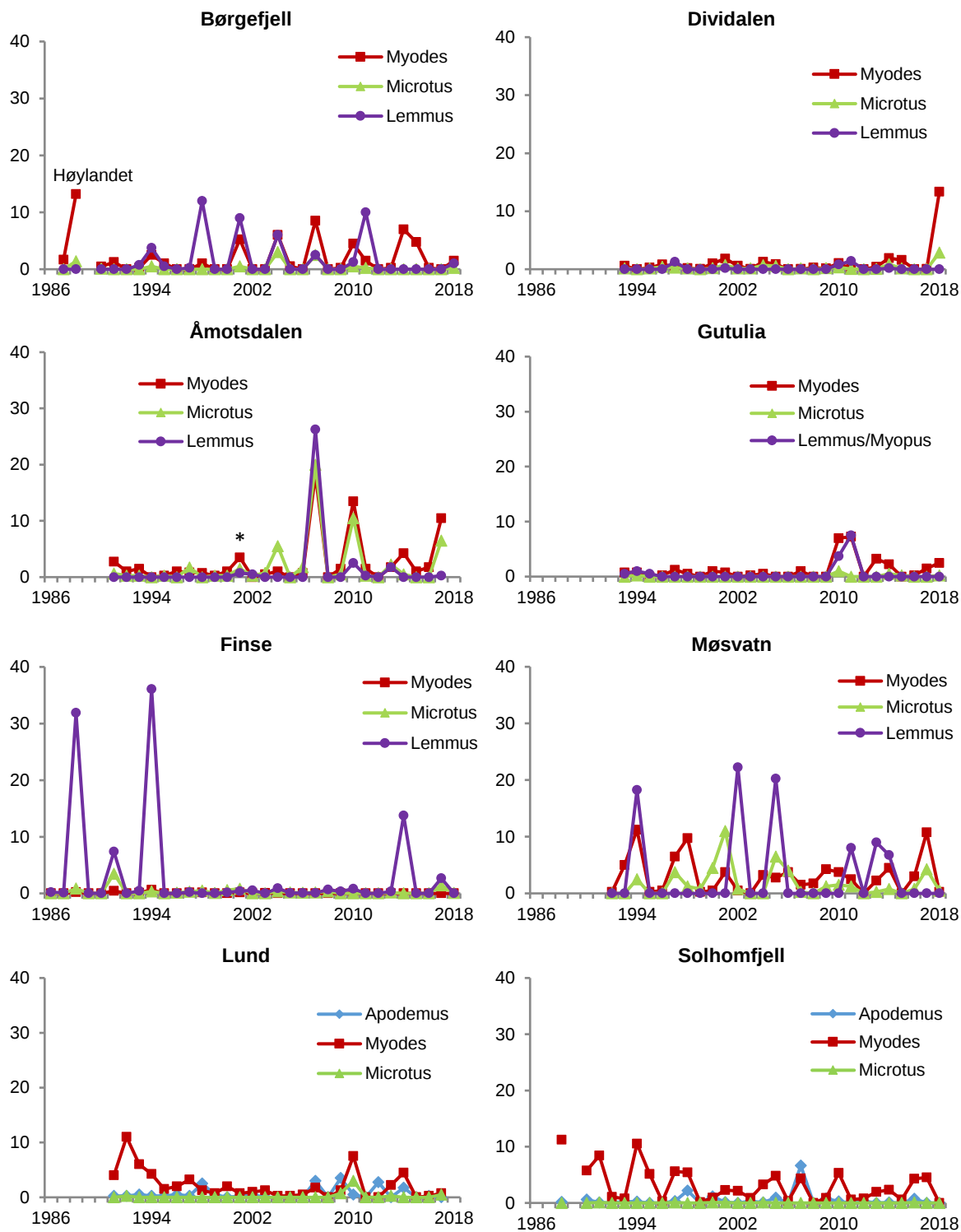
Møsvatn: Det ble fanget én klatremus hann, to markmus hunner og én spissmus. Alle smågnagene var små (<20g) og ingen ble vurdert som reproduktivt aktive. Fangstene tyder på en lav bestand etter forholdsvis høy bestand i 2017.

Finse: Det ble fanget én gråsidemus, 18 fjellmarkmus og tre lemen i slutten av juni, men bare én fjellmarkmus i begynnelsen av september. De aller fleste individene fanget om våren, var reproduktivt aktive, og flertallet hunnene var drektige. Fjellmarkmusa fanget om høsten var en liten, umoden hunn. Fangstene tyder på kollaps i bestanden i løpet av sommeren.

Gutulia: Det ble fanget ti klatremus, hvorav to små hunner og sju hanner (alle vurdert som reproduktivt inaktive), samt én middels stor, trolig inaktiv markmus hann. Fangstene tyder på en liten bestandsøkning fra året før.

Tabell 10.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2018. 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												
Ikke gjennomført												
Solhomfjell												
24–25 okt	885											0
Møsvatn												
02–04 okt	400		1			2					1	4
Gutulia												
05–07 sep	400		10			1						11
Åmotsdalen												
Ikke gjennomført												
Børgefjell												
03–05 sep	400		5	1		1		4				11
Dividalen												
06–09 sep	1500			162	38	39	4				31	274
Totalt TOV	3555		16	163	38	43	4	4			32	300
Finse												
25–28 jun	1194			1			18	3				22
03–06 sep	1200						1					1
Artskoder: AS - småskogmus (<i>Apodemus sylvaticus</i>), MG - klatremus (<i>Myodes glareolus</i> , MR - gråsidemus (<i>M. rufocanus</i>), Mrut - rødmus (<i>M. rutilus</i>), MA - markmus (<i>Microtus agrestis</i>), MO - fjellmarkmus (<i>M. oeconomus</i>), LL - lemen (<i>Lemmus lemmus</i>), MS - skoglemen (<i>Myopus schisticolor</i>), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus, så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (<i>Sorex spp.</i> , ubestemt art).												



Figur 10.1 Høstfangster av smågnagere pr. 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (delfigur Børgefjell) og Finse (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter: Apodemus – småskogmus, Myodes – klatremus, gråsidemus, rødmus (rødmus kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 10.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Klatremus (MG)					
Møsvatn	okt 18	1			
Gutulia	sep 18	7		2	
Børgefjell	sep 18	3		2	
Gråsidemus (MR)					
Børgefjell	sep 18	1			
Dividalen	sep 18	65	14	48	35
Rødmus (Mrut)					
Dividalen	sep 18	13		23	2
Markmus (MA)					
Møsvatn	okt 18			2	
Gutulia	sep 18	1			
Børgefjell	sep 18		1		
Dividalen	sep 18	18	1	16	4
Fjellmarkmus (MO)					
Dividalen	sep 18	1		3	1
Lemen (LL)					
Børgefjell	sep 18		3		1

Tabell 10.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
Klatremus (MG)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Møsvatn	1							
Gutulia	5	2			2			
Børgefjell	3				2			
Gråsidemus (MR)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Børgefjell		1						
Dividalen	28	40	10	2	26	32	25	
Rødmus (Mrut)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Dividalen	11	2			23	2		
Markmus (MA)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Møsvatn					2			
Gutulia		1						
Børgefjell			1					
Dividalen	17	1	1		12	8		
Fjellmarkmus (MO)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Dividalen		1	1	1			1	
Lemen (LL)	<25g	25-39g	40-59g	≥60g	<25g	25-39g	40-59g	≥60g
Børgefjell			1	2				1

Åmotsdalen: Det ble ikke gjennomført fangster i 2018.

Børgefjell: Det ble fanget fem klatremus (to hunner, tre hanner, alle små og reproduktivt inaktive), én gråsidemus hann (inaktiv), én stor og reproduktivt aktiv markmus hann, samt fire lemen (én hunn, tre hanner, alle reproduktivt aktive). Fangstene tyder på en liten bestandsoppgang etter to år med lav svært lav bestand.

Dividalen: Det ble fanget et stort antall smågnagere og spissmus høsten 2018: 162 gråsidemus, 38 rødmus, 39 markmus, fire fjellmarkmus og 31 spissmus (hvorav to vannspissmus). De fleste individene av smågnagere var små og reproduktivt inaktive, men blant gråsidemusene var det et betydelig innslag av større individer som ble vurdert som reproduktivt aktive. Blant de øvrige artene var det også noen større og aktive individer. Fangstene indikerer den størst bestandstoppen i Dividalen siden fangstene startet i 1993.

10.3 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 10.1**), et år med bestandstopper i store deler av Fennoskandia (Ehrich et al. 2019). 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 før 2018 ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden selv om fangstene viser nokså regelmessige fluktuasjoner med små topper med ca. 4-5 års mellomrom. Overvåkingsområdene i Lund og Solhomfjell ligger i sør- og mellomboreal vegetasjonssone der vi ikke forventer like utpregete bestandssvingninger som i nordboreal og alpin sone. Bestandsvariasjonene i disse områdene er derfor omtrent som forventet.

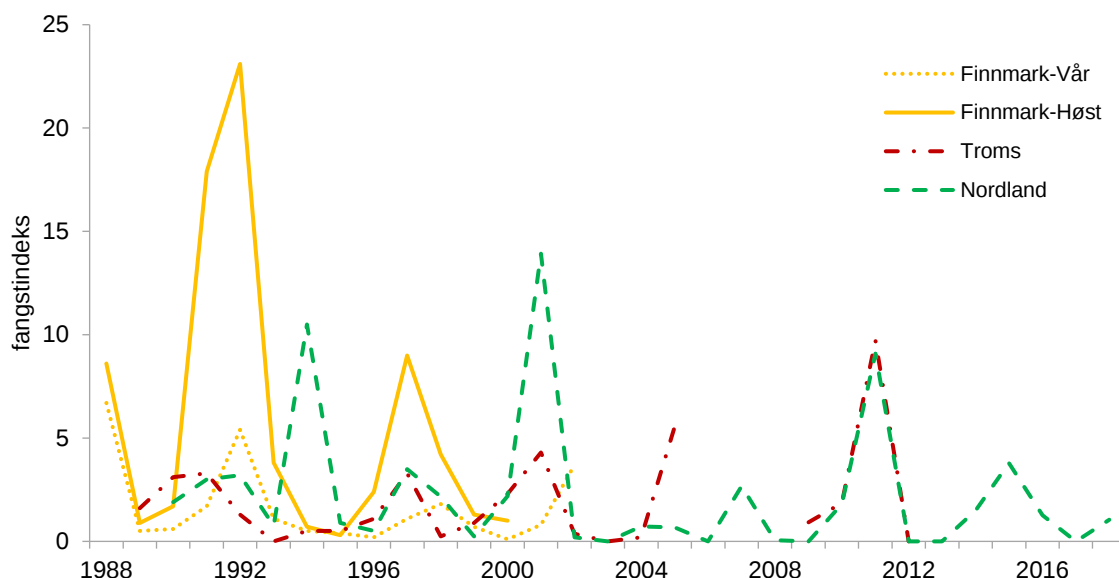
Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 10.1, tabell 10.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 10.2, tabell 10.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV 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 2017/2018, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011, 2014 og dels/stedvis i 2017/2018.
- 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 dels i 2017/2018, 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 10.4 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, rødms, 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, 2018
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 , 2018
Dividalen	1997, 2011	(1993), 1996, 2001, 2004, 2010, 2014, 2018

- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til Saltfjellet: Det var toppår for smånagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007, 2010/2011, dels i 2014/2015 og dels i 2018, med bestands-topper 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, 2014/2015 og 2018. Større bestandstopper av lemen er kun registrert i 2007 og 2011, med særlig stor utbredelse i 2011.



Figur 10.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr. 100 felledøgn. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 og etter 2012 ikke tilgjengelige.

Tabell 10.5 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 Ims, pers.medd., Ehrich et al. 2019
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. 2019
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 10.2), RA Ims pers.medd., avisreportasjer 2011; Hønsefuglportalen
Kilpisjärvi, Finland	1978 , 1983, 1987, 1992, 1997, 2001/02, 2007	Ehrich et al. 2019
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, 2011, 2015	Frafjord 2009, Hønsefuglportalen
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011 , 2018	Statskogs fangstdata (figur 10.2)
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. 2019

Tabell 10.5 (forts.)

Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 10.2), Hønsefuglportalen
Nord-Trøndelag	2011	Hønsefuglportalen
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11 , 2014, 2018	NE Eide, pers.medd., Ehrich et al. 2019
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.
Grørdalen, MR	2007, 2010, 2014, 2017/2018	NE Eide, pers.medd.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014, 2017/2018	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010, 2014, 2017/2018	NE Eide, pers.medd.,
Sør-Trøndelag	2010/2011, 2014, 2018	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	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen
Gutulia		
Vålådalen, Sverige	2001, 2004, 2007, 2010/ 2011 , 2014	Ehrich et al. 2019
Hedmark	2011, 2014, 2018	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 , 2017	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemen-vandring-over-elva.html , V Selås, pers.medd.
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
Finse		
Hordaland	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA Ims, pers.medd.
Buskerud	2010/2011	Hønsefuglportalen
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.
Telemark	2018	Hønsefuglportalen
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997 , 2010/11 , 2014 , 2018	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell/Lund		
Aust/Vest-Agder nord	2014, 2018	Hønsefuglportalen
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014, 2017	V Selås, pers.medd.

11 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, særlig fettløselige organiske miljøgifter (Nygård 1990, Nygård et al. 1993, 1994, 2001). Kongeørn synes for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos rovfugl med jevne mellomrom (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger (det er ikke vesentlige lokale utslippskilder i de aktuelle fjellområdene). Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste for arter 2015 (Kålås et al. 2015a).

11.1 Metoder

I 2018 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 (Tovmo et al. 2018). Dette medfører at antall inkluderte kongeørnterritorier (innenfor ca. 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet) er økt til 15 for alle TOV-områdene, og det er gjort noen mindre justeringer for hvilke territorier som inkluderes. Videre vil det etter plan også bli etablert slik overvåking for Dividalsområdet. 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 terri-toriegrenser 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 terri-toriegrenser 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 terri-torieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to terri-torier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle terri-toriene 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 uklårheter om hvilke av de aktuelle terri-toriene 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 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august - 15. september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk

metodemanual, Ekenstedt et al. 2006, feltinstruks fra Rovdata² og Gjershaug et al. 2018). Med 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 alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. Vi får også noe informasjon om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i de forskjellige 'territoriene', og om de gjør forsøk på hekking eller ikke.

Se forord og <https://www.rovdata.no/> for informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

11.2 Resultater

Børgefjell

I 2018 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 13 av de 15 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging og ruging i 4 av territoriene. Det ble klekt fram unge i 3 disse, og det ble totalt produsert 3 unger.

For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 5 av de 10 territoriene som ble undersøkt i 2018, men det ble dokumentert produksjon av flyvedyktige unger fra bare ett av disse, totalt 3 unger.

Åmotsdalen

I 2018 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var ble registrert egglegging/ruging i bare 2 av territoriene og det ble produsert 1 unge over 50 dagers alder for hvert av disse.

For jaktfalk ble det i 2018 observert voksne fugler i 4 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i alle disse, men det ble produsert flyvedyktige unger fra bare 2 av disse territoriene (til sammen 3 stk.).

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 aktuelle kongeørnterritoriene i 2018. Det ble registrert egglegging/ruging i 4 av disse. I det ene døde ungen ganske tidlig, mens det ble produsert 1 unge i hvert av de øvrige 3 territoriene med egglegging.

Møsvatn

I 2018 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 4 av territoriene. For ett av disse ble egget ikke klekt, mens de øvrige 3 produserte en unge hver.

For jaktfalk ble det i 2018 observert voksne fugler ved 13 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging for 8 av disse. For 6 av dem ble det registrert til sammen 16 unger med alder over 30 dager.

Lund

I 2018 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 8 av territoriene, og fra disse ble det registrert til sammen 9 unger med alder over 50 dager.

Solhomfjell

I 2018 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 3 av territoriene, og det ble registrert til sammen 5 unger med alder over 50 dager.

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

11.3 Diskusjon

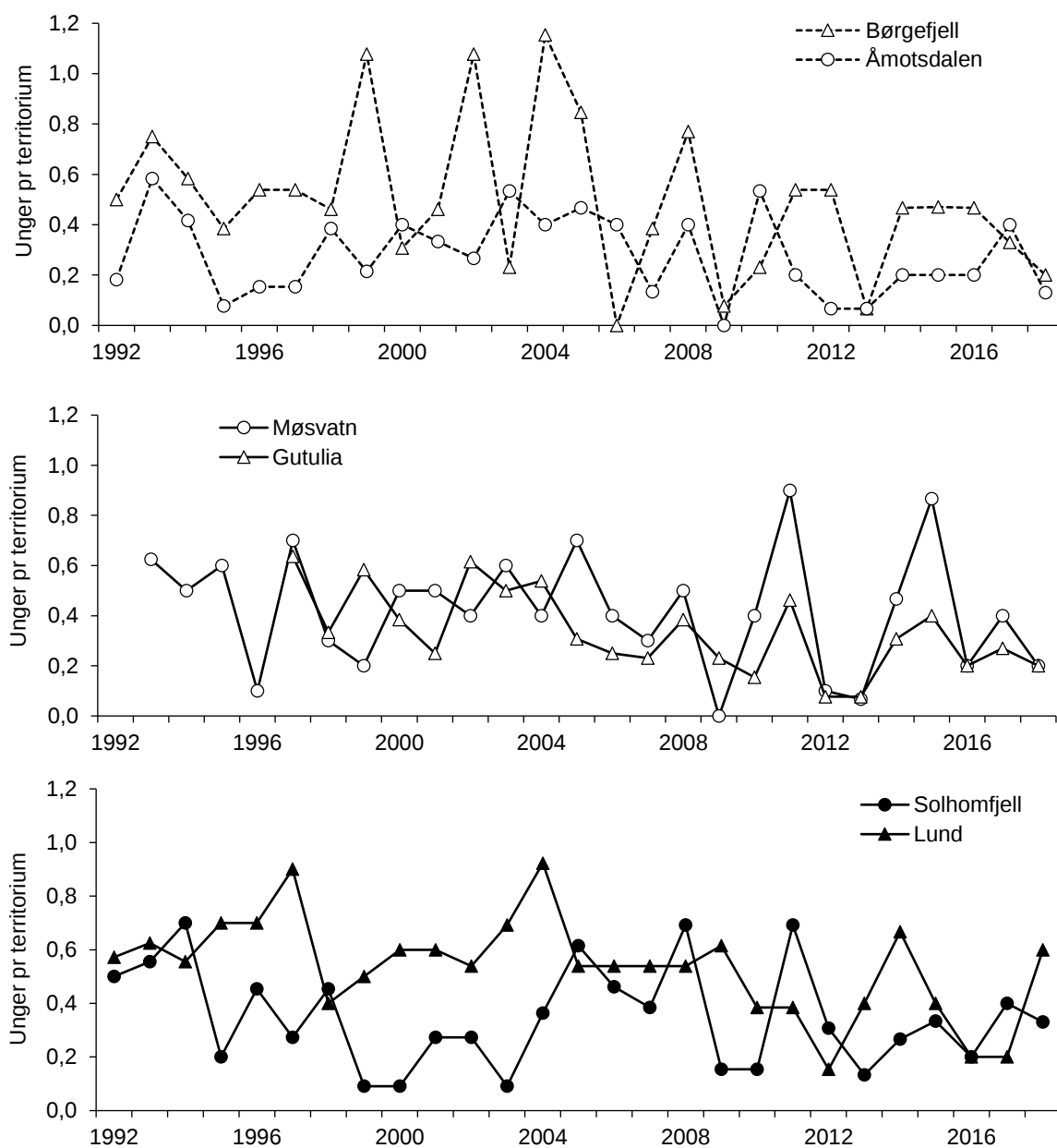
For indikatorarten kongeørn forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensinger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike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

For kongeørn var det i 2018 noe dårligere ungeproduksjon enn i 2017 for alle de inkluderte områdene med unntak av Lund der det var klar økning etter 2 år med relativt dårlig ungeproduksjon. Produksjonen var under gjennomsnittet for perioden 1992(07)-2017 for Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia, mens den var omtrent som gjennomsnitt for Solhomfjell og litt over gjennomsnitt for denne perioden for Lund. Tidsserien for kongeørn (1992(97)-2018) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,54 unger pr. territorium $\pm$ 0,18 sd), etterfulgt av Børgefjell (0,50 $\pm$ 0,30 sd), Møsvatn (0,42 $\pm$ 0,24 sd), Solhomfjell (0,35 $\pm$ 0,19 sd), Gutulia (0,34 $\pm$ 0,16 sd) og Åmotsdalområdet (0,28 $\pm$ 0,16 sd) (**figur 11.1**).

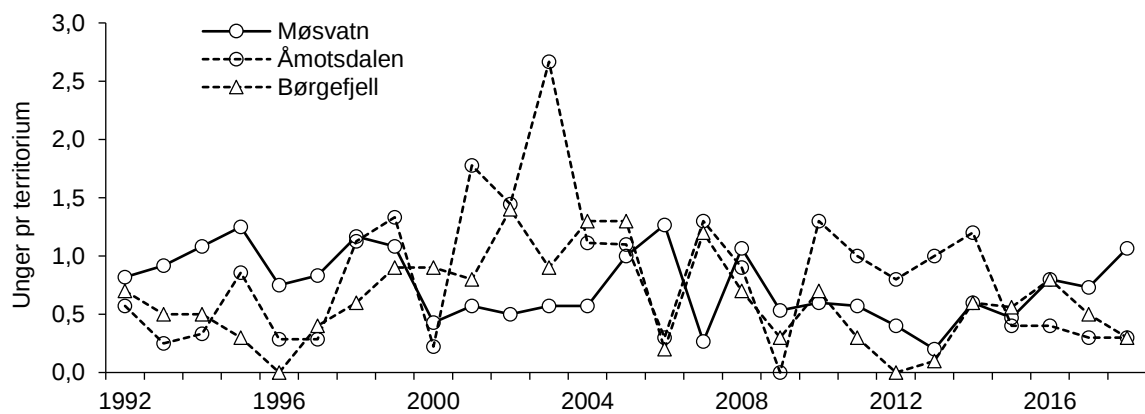
Produksjonen for jaktfalk var i 2018 betydelig lavere enn gjennomsnittet for perioden 1992-2017 for Børgefjell og Åmotsdalområdet, mens den var godt over middels for Møsvatn (**figur 11.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2018. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Vårt tallmateriale for perioden 1992-2018 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (0,84 unger pr. territorium, $\pm$ 0,60 sd) etterfulgt av Møsvatn (0,75 $\pm$ 0,30 sd) og Børgefjell (0,62 $\pm$ 0,39 SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av perioder med relativt lav produksjon som på midten av 1990-tallet, for perioden 2011-2013 og som nå i 2018.

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 (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 reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Vi ser ingen entydige tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. For den aktuelle 27-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert ungeproduksjon for kongeørn i TOV områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992-2018, $r = -0,52$, $p = 0,006$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2018, $r = -0,60$, $p = 0,003$) og Lund (1992-2018, $r = -0,53$, $p = 0,005$). For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 27-årsperioden mer variert med tegn til nedgang i Møsvatn (1992-2018, $r = -0,36$, $p = 0,07$), men med mindre tydelige langtidstrender i Børgefjell- og Åmotsdalsområdet, 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 Åmotsdalsområdet (for perioden 1992-2018, $r = 0,48$, $p = 0,01$), men ingen slik sammenheng mellom produksjon i disse to områdene og Møsvatn.



Figur 11.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992–2018.



Figur 11.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992–2018.

12 Hønsefugler

Erlend B. Nilsen

I TOV-sammenheng er overvåkningen av hønsefugl først og fremst knyttet til lirype (*Lagopus lagopus*). Lirype inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene, og er en viktig del av næringsgrunnlaget for flere arter rovfugl. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Steen et al. 1988). En viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart i TOV er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellirype (*Lagopus muta*) (Herredsvella & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås & Lierhagen 2003). For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima, på grunn av endringer i habitatsammensetningen og mer indirekte via endringer for forekomster av smågnagere (Kausrud et al. 2008).

Jakt på lirype er i Norge en meget populær form for småviltjakt og lirype regnes ofte som selve 'folkevilt'. Som et ledd i en bevegelse i retning en 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 takseringer som presenteres her når vi skal tolke lirypenes bestandsendringer i Norge.

12.1 Metoder

Formålet med rypetakseringene i regi av TOV har i første rekke vært å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Takseringsfeltene ble lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype i de aktuelle områdene, og er ikke nødvendigvis representativ for den generelle tettheten av lirype i et område. Dataene er derfor mindre egnet til direkte sammenligning av bestandstettheter mellom områder. Blant annet vil habitatkvalitet for lirype på takserte arealer variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de enkelte TOV-områdene, bl.a. ut fra habitatkvaliteten for de ulike takseringslinjene.

Overvåkning 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 takserer på seinsommeren/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 i resterende benyttet dette begrepet i denne rapporten. Når man beregner bestandsstørrelse eller bestandstetthet ved hjelp av avstands-

metoden, forutsetter man at man finner alle (hønse)fugler som sitter på linja, og at oppdagbarhetssannsynligheten avtar som en funksjon av avstand til takseringslinja. Det har etter hvert blitt opparbeidet en betydelig litteratur relatert til avstandsmetoden, både knyttet til videreutvikling av det statistiske rammeverket og praktisk benyttelse av metoden (Buckland et al. 2001, Pedersen et al. 2012, Royle et al. 2004, Sillett et al. 2012, Sollmann et al. 2015). Metoden er godt utprøvd og benyttet for lrype, 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 $L \cdot \omega^2$, hvor L er total (samlet) lengde på takseringslinjene og ω er maksimal avstand takseringslinja. Denne avstanden kan settes på før datainnsamlingen gjennomføres, men settes ofte ved at man trunkerer datasettet slik at de 5-10% av observasjonene som ligger lengst fra linja utelates fra analysene. Vi har her valgt å trunkere slik at kun de 90% av observasjonene som ligger nærmest takseringslinjene inkluderes i analysene. Basert på avstandsmetoden estimerer vi her total tetthet (antall fugl pr. km²) samt tetthet av voksne fugl (antall voksne fugl pr. km²). På grunn av relativt begrenset med data estimerer vi en oppdagbarhetsfunksjon som er felles for alle år (men potensielt variabel mellom områder).

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

12.2 Gjennomføring

I 2018 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.

Dividalen

Takseringene i Dividalen ble gjennomført 4.-11. 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 takser i perioden 12.-14. august. Totalt ble det taksert 18 km fordelt på fem 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 22 km fordelt på seks takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas, med assistanse fra Bjørn Frøysa. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Åmotsdalen

Justerte linjer i områdene i og rundt Åmotsdalen ble taksert i perioden 4.-15. august. Totalt ble det taksert 38 km, fordelt på 17 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 B. Frøysa) og Torgeir Ekseth (kun i Gåvålia). Takseringene i Gåvålia gjennomføres i samarbeid med Statskog. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Lund

Lund ble delvis taksert etter nytt design i 2016, og de samme linjene ble taksert i 2018. Takseringene skjedde langs seks linjer taksert i perioden 2.-26. august. Totalt ble det taksert 19 km. Takseringen ble gjennomført av Erik Skurdal.

12.3 Resultater

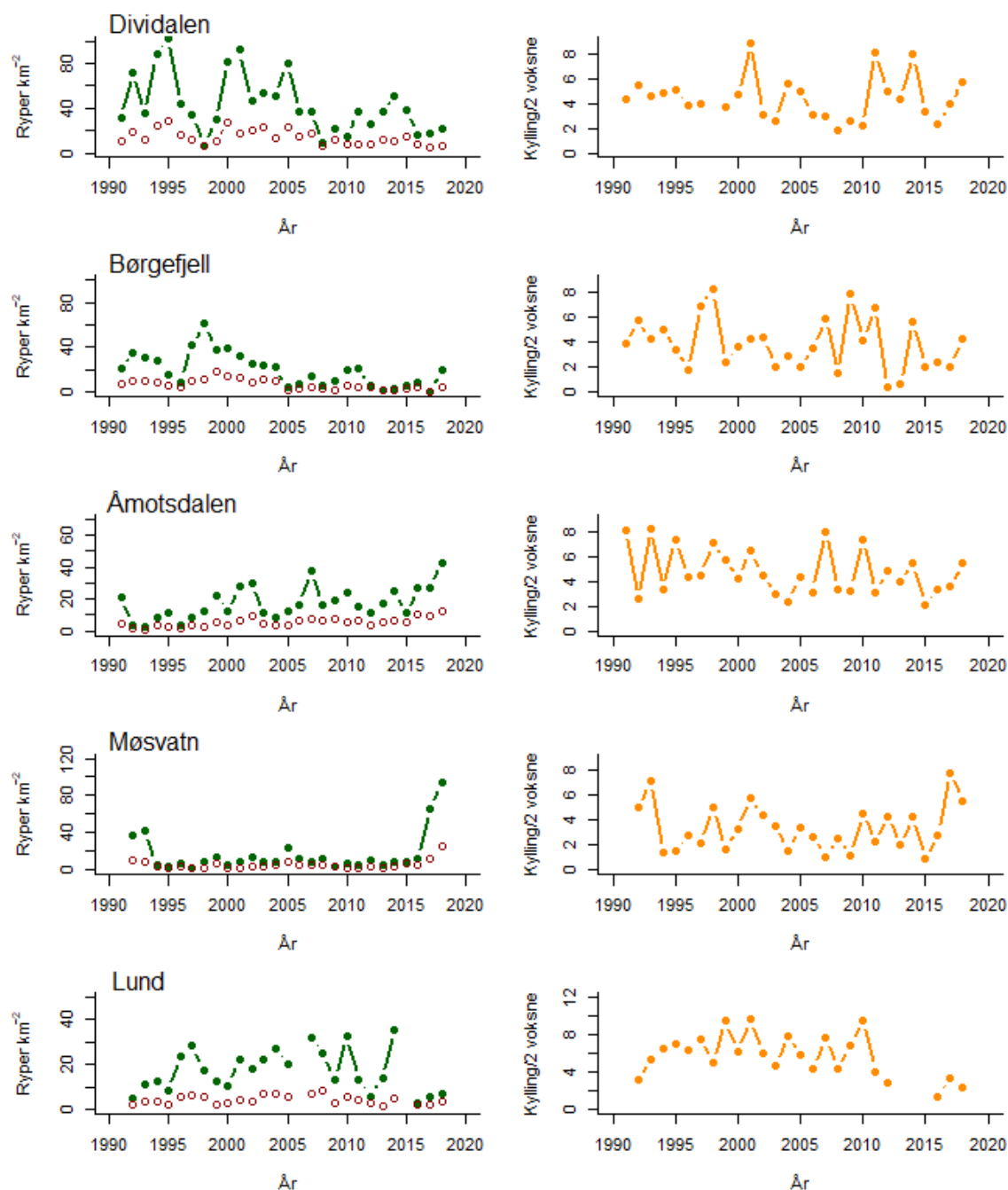
I lirypetakseringene 2018 ble det totalt gjort 128 observasjoner av liryper (totalt 783 liryper), men fordelingen mellom områdene var relativt ujevn (**tabell 12.1**). Flest observasjoner ble gjort i Møsvatn og Åmotsdalen/Gåvålia, mens det ble gjort færrest observasjoner i Lund og Børgefjell.

Tabell 12.1 Oversikt over antall observasjoner av lirype, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene.

	Hunner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	kyllingPar	n_obs
Børgefjell	9	9	5	47	70	4,1	10
Dividalen	12	5	0	47	64	5,5	13
Lund	3	4	0	7	14	Ikke estimert	7
Møsvatn	38	45	0	229	312	5,5	49
Åmotsdalen	49	38	0	236	323	5,4	49

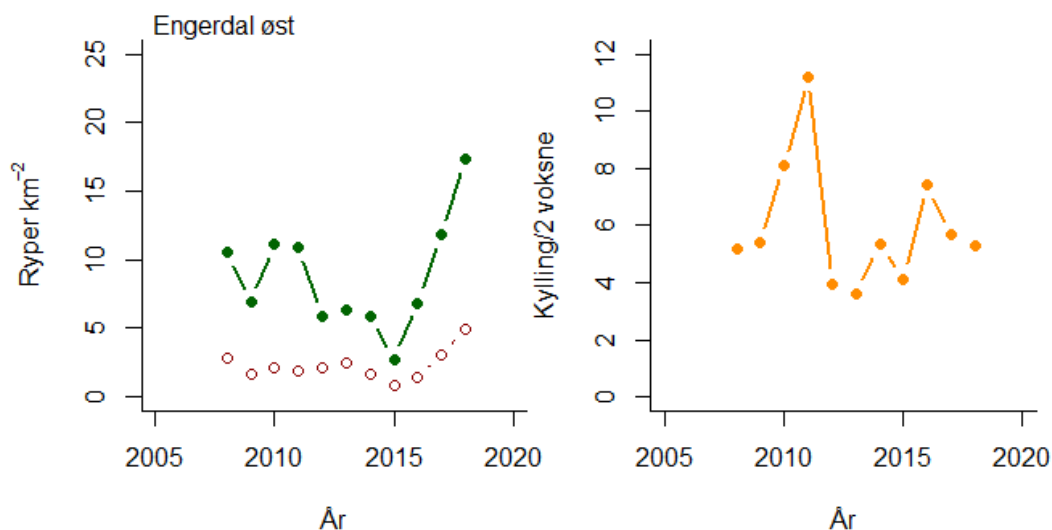
Som det framgår av **tabell 12.1**, ble det registrert høy til meget høy produksjon av kyllinger i alle takseringsområdene i 2018. I Lund var antall observasjoner under 10, og kyllingproduksjon ble derfor ikke estimert.

Tetthet av ryper, estimert basert på avstandsmetoden, viser at det var en kraftig økning i bestanden i det takserte området ved Møsvatn (**figur 12.1**), samt en viss økning også i Åmotsdalen. I Lund og Børgefjell var det fortsatt meget få observasjoner og lave tettheter. Også i Dividalen ble det i 2018 registrert relativt lave tettheter av lirype (**figur 12.1**).



Figur 12.1 Oversikt over estimert total tetthet (kyllinger og voksne) (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksen fugl (røde sirkler - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert. Merk at y-aksen varierer mellom de ulike områdene.

I tillegg til de ordinære TOV-takseringene gjennomføres det linjetakseringer basert på samme metodikk og feltprotokoll i Engerdal kommune, i regi av Engerdal fjellstyre. Disse linjene takseres som en del av det ordinære linjetakseringsprogrammet og koordineres via Hønsefuglportalen (jf. Nilsen et al. 2019). Disse linjene overlapper delvis de tidligere TOV-takseringslinjene i Gutulia og inkluderes her for en oversikt over situasjonen i dette TOV-området (**figur 12.2**). Data er åpent tilgjengelig via GBIF (<https://www.gbif.org/dataset/b49a2978-0e30-4748-a99f-9301d17ae119>). I disse analysene har vi inkludert data fra områdene "Sone1/Vilt3" og "Østfjellet/Vilt2".



Figur 12.2 Oversikt over estimert tetthet (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksen fugl (rød strek - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert, for området rundt Gutulia.

12.4 Diskusjon

Siden rypene (både li- og fjellrype) ble klassifisert som 'Nær truet' (NT) i Norsk Rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), har det vært betydelig fokus på rypenes bestandssituasjon. De resultater som presenteres her inngår som en sikker og langsiktig del av den øvrige rypetakseringen i Norge. TOV-programmet er unik i denne sammenheng, siden det har blitt taksert ved bruk av omtrent samme metode og takseringslinjer i mer enn 25 år. I dokumentasjonsrapporten fra 2015 presenterte vi hvordan estimatene endret seg når vi endret metodikk, og viste at det var meget godt samsvar mellom de to metodene. Det er imidlertid flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype, og dette vil kunne påvirke hvor nøyaktig estimatet for et enkelt år gjenspeiler de reelle tetthetene. To viktige faktorer i denne sammenheng er taksert areal (eller samlet lengde på takseringslinjene) og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold, og tilnærmingen med å benytte avstandsmetoden vil tillate at oppdagbarheten varierer mellom områder. Det omfanget med lirypetakseringer som foregår i regi av TOV er imidlertid for begrenset i de fleste områder til å estimere egne oppdagbarhetskurver for hvert område hvert år med noenlunde sikkerhet. Selv med såpass store usikkerheter i våre beregninger gir de tetthets- og produksjonsmål vi får, en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik målet er.

Et resultat som er verdt å merke seg fra takseringene i 2018 var den meget høye tettheten som ble registrert i Møsvatn. Dette er den høyeste tettheten som er registrert siden takseringene startet, og er en fortsettelse på oppgangen som ble registrert i 2017. Dette samsvarer også godt med de øvrige takseringene som blir gjennomført i regi av Hønsefuglportalen, som generelt viste høye tettheter (sammenliknet med de siste ti årene) i mange områder i Sør-Norge. Også i Åmotsdalen var tettheten blant de høyeste som er registret siden takseringene startet i 1991, men oppgangen var her ikke like markant som i Møsvatn. Selv om vi ikke vet med sikkerhet, er det trolig en kombinasjon av god produksjon i 2017 (som gir en økning i bestanden av voksen fugl i 2018) kombinert med gunstige værforhold våren 2018 og en god bestand med smågnagere som er årsaken til veksten i bestanden. I de øvrige områdene var det mindre endringer fra tidligere år. Mens dette er noe overraskende i Børgefjell og Lund, siden disse ligger i regioner hvor det generelt var en økning i bestanden (basert på de øvrige takseringene i regi Hønsefuglportalen), var dette mer som forventet i Dividalen. Basert på data fra takseringene til Engerdal fjellstyre i området øst og sør-øst for Femunden (overlapper delvis med tidligere TOV-takseringer i Gutulia) var det en økning i tetthet i perioden 2015-2018.

13 Spurvefugl

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, og de forventes også å bli påvirket av 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 på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1993, Greenwood et al. 1993). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i økt omfang av uklekkede egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. Vi forventer at klimaendringer kan gi direkte respons på endring av 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. 14), 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.

13.1 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). Se også Solbu et al. (2018) som gir en grundig beskrivelse av forekomst og variasjon for diversiteten av fugl i TOV-områdene.

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 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra ca. kl. 04:30 til ca. kl. 10:00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig.

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, ble det ved etablering av takseringene gjort en grov kartlegging av vegetasjonen i en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov 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 2018-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2017. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2018 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 finkefugl-artene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For år der ikke alle de 200 faste tellepunktene kan besøkes i et område, er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punktene som ikke ble taksert, er tilsvarende som for de punktene som ble taksert.

Reproduksjonsovervåking

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

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

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper er klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt ≥ 13 dager etter at tredje kull i området er ferdig-lagt. 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 1996–2018 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2018

Dividalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22. juni – 1. juli av S.Ø. Nilsen. Det var bare en taksør i dette området i 2018 da den andre taksøren måtte melde avbud pga. skade.

Børgefjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 12. juni – 2. juli av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen og G. Stenberg.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 14.-16. juni av E. Krokan, A. Eriksen og F. Schevig. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (27. mai, 2., 8., 13., 23. juni samt 2. og 10. juli). Etter at mesteparten av kassene er skiftet ut i løpet av siste 5-års periode er mulighetene for mår til å ødelegge reir redusert, og vi hadde ingen slike tilfeller i 2019.

Gutulia: I Gutulia ble de 200 punktene ble taksert i perioden 9.-14. juni av K. Isaksen og F. N. Bye. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (25. og 31. mai, 5., 12., 19., 25. juni samt 3. og 11. juli). Etter hekkesesongen ble det gjort en utskifting av det som var igjen av de eldste fuglekassene, dvs. de som ble satt opp i 1995 (ca. halvparten av kassene).

Tabell 13.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	82	118
Heipiplerke	51	62
Bjørkefink	41	49
Gråsisik	28	41
Rødstjert	22	25
Rødvingetrost	22	22
Kråke	11	13
Gråtrost	9	12
Måltrost	12	12
Blåstrupe	9	9
Granmeis	5	6
Steinskvett	5	6
Ravn	5	5
Jernspurv	5	5
Svarttrost	3	4
Trepiplerke	2	3
Kjøttmeis	2	2
Fossefall	1	2
Gråfluesnapper	2	2
Svarthvit fluesnapper	2	2
Linerle	2	2
Grønnsisik	2	2
Sivspurv	2	2
Ringtrost	1	1
Duetrost	1	1
Munk	1	1
Gransanger	1	1
Dompap	1	1
Totalt	200	411

Tabell 13.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	169	477
Bjørkefink	136	212
Rødvingetrost	80	103
Heipiplerke	62	85
Gråsisik	45	62
Rødstilk	41	49
Gråtrost	34	49
Sivspurv	43	45
Måltrost	37	41
Blåstrupe	17	17
Kråke	14	16
Steinskvett	14	15
Gulerle	11	12
Grønnsisik	7	11
Rødstjert	10	10
Ringtrost	5	5
Jernspurv	5	5
Trepiplerke	5	5
Granmeis	2	2
Ravn	1	1
Varsler	1	1
Totalt	200	1224

Møsvatn: I 2018 ble 195 av de 200 punktene taksert i tidsrommet 24.-27. juni av E. Edvardsen, E. Klemetsen og R. Bergstrøm.

Solhomfjell: De 200 punktene i Solhomfjell ble taksert av K. Eie, S. Bruerberg, J.H. Magnussen og E. Klemetsen i perioden 26. mai – 2. juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av K. Hagelia (16. og 25. mai, 1., 7., 13., 19. og 26. juni samt 4. juli).

Lund: De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 21.-27. mai av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, V.D. Lomeland, L.A. Lien og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (17. og 25. mai, 2., 9., 17., og 25. juni samt 2. juli).

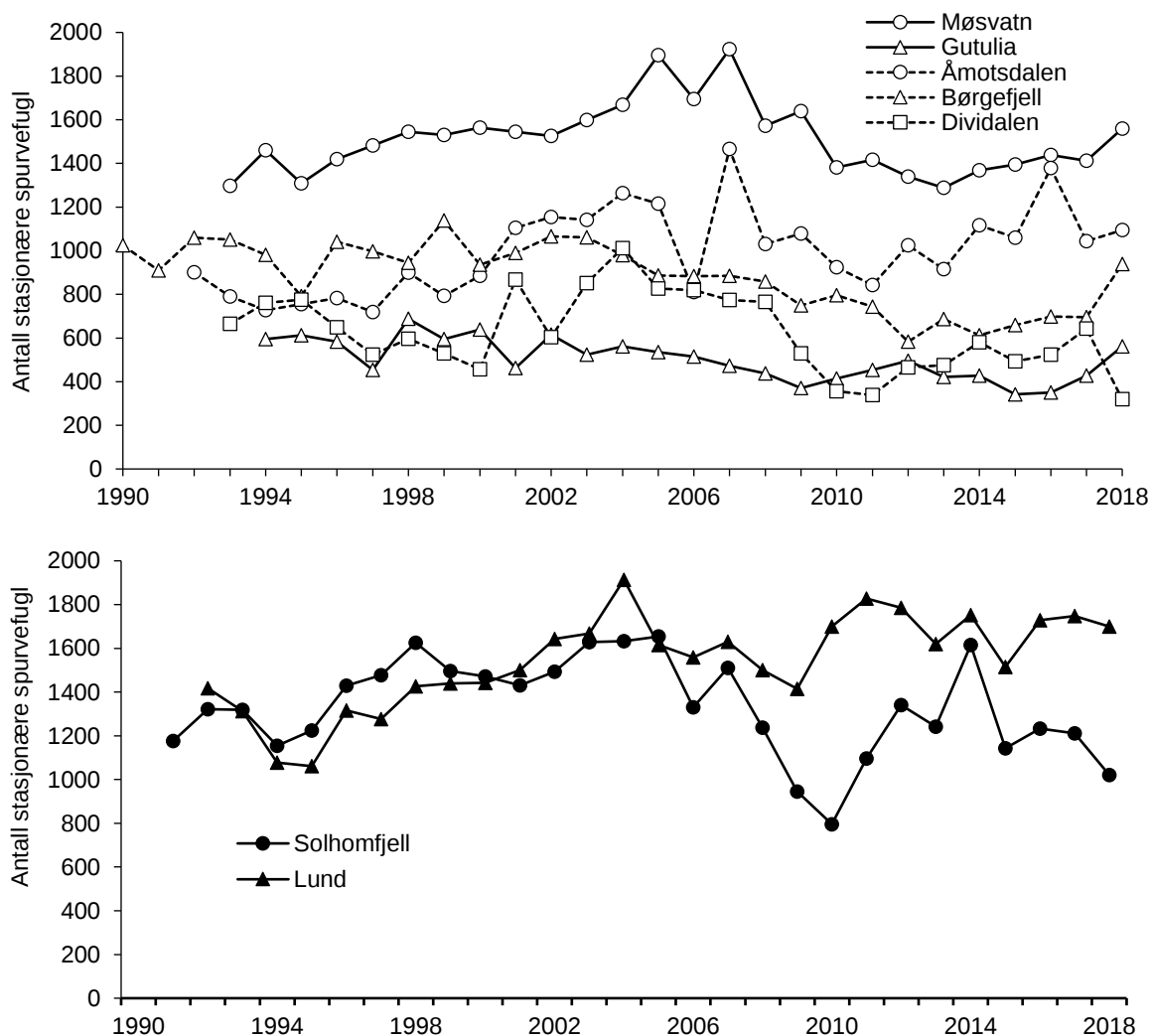
13.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 200 punktene i Dividalen resulterte i 411 registrerte spurvefugler fordelt på 28 arter (**tabell 13.1**). Dette er et klart lavere antall enn i 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 319 individ i 2017. Dette er også klart lavere enn for 2017 og bare litt over halvparten av median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993-2017 (**figur 13.1**). Der lave antallet skyldes trolig kjølig vær og til dels vanskelige takseringsforhold i dette området i den aktuelle takseringsperioden.

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 200 punktene i Børgefjell i 2018 resulterte i 1224 observerte spurvefugler fordelt på 22 arter (**tabell 13.2**). Dette er klart flere enn det som ble observert i 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 939 individ i 2018. Også dette er klart flere enn for 2017 og ca. 6 % over median antall observert her for perioden 1993-2017 (**figur 13.1**).



Figur 13.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2018, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnefink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Åmotsdalen i 2018 resulterte i 1357 observerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 13.3**). Det er omtrent samme antall observerte spurvefugler som for 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1095 individ i 2018. Dette er også omtrent som for 2017 og ca. 7 % over median antall observert i dette området for perioden 1993-2017 (**figur 13.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen var det i 2018 fullført egglegging for svarthvit fluesnapper i 40 av de 50 fuglekassene. For 35 av disse ble egglegging fullført i perioden 24. mai – 9. juni. Median eggleggingsdato var 3. juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,60 egg (**tabell 13.8**). Tjueseks av disse hadde vellykket produksjon, mens de øvrige 9 så ut til å ha blitt forlatt i ungeperioden. Det ble klekt fram unger fra 89 % av eggene og 91 % av de utklekte ungene, for kassene som ikke ble forlatt, nådde en alder på over 10 dager. Det var 7 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 6. juni. Fra 6 av disse ble det produsert til sammen 42 flyvedyktige unger.

Tabell 13.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	157	402
Heipiplerke	80	147
Bjørkefink	87	118
Gråtrost	52	91
Grønnsisik	58	83
Rødvingetrost	51	77
Ringtrost	46	64
Gråsisik	49	59
Måltrost	41	45
Sivspurv	29	34
Bokfink	24	30
Jernspurv	26	29
Steinskvett	19	22
SV fluesnapper	13	21
Trepiplerke	17	17
Gjerdsmett	15	16
Rødstrupe	13	15
Gulsanger	12	13
Rødstjert	9	12
Blåstrupe	7	8
Gråfluesnapper	5	7
Kjøttmeis	6	6
Linerle	5	6
Granmeis	4	5
Gransanger	5	5
Munk	4	4
Møller	3	3
Kråke	1	2
Fossefall	2	2
Fuglekonge	2	2
Korsnebb sp.	1	2
Stjertmeis	1	2
Låvesvale	2	2
Ravn	1	1
Duetrost	1	1
Bøksanger	1	1
Gulerle	1	1
Dompap	1	1
Snøspurv	1	1
Totalt	200	1357

Tabell 13.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	111	183
Bjørkefink	88	116
Heipiplerke	44	71
Rødstjert	60	66
Bokfink	60	66
Trepiplerke	45	47
Grønnsisik	24	29
Måltrost	22	22
Duetrost	14	14
Rødstrupe	11	12
Ringtrost	9	12
Kråke	8	10
Kjøttmeis	9	9
Steinskvett	8	9
Gråtrost	5	5
Rødvingetrost	4	5
SV fluesnapper	5	5
Gulerle	4	5
Ravn	3	3
Lavskrike	3	3
Blåstrupe	3	3
Gråsisik	2	3
Sivspurv	3	3
Granmeis	2	2
Gråfluesnapper	1	2
Gjerdsmett	1	1
Buskskvett	1	1
Hagesanger	1	1
Dompap	1	1
Totalt	200	709

Gutulia

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 709 observerte spurvefugler fordelt på 29 arter (**tabell 13.4**). Dette er noe mer enn for 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det totalt beregnet 561 individ for 2018. Også dette er en økning fra 2017 og ca. 15 % over median antall observert for denne gruppen av fugl i dette området for perioden 1994-2017 (**figur 13.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2018 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 10 av kassene. For 8 av disse kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 28. mai – 15. juni (median eggleggingsdato 5.5. juni). Kullstørrelsen for var 6,50 egg (**tabell 13.8**). Alle disse reirene hadde vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 92 % av eggene, og 96 % av ungene nådde en alder på over 10 dager. Det var hekking for kjøttmeis i 4 kasser. For disse var egglegging fullført ca. 28. mai og det ble produsert 27 unger.

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i et beregnet antall på 1794 spurvefugler fordelt på 38 arter (**tabell 13.5**). Dette er omtrent som for 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det totalt beregnet 1560 individ i 2018. Dette er en økning fra 2017, og 5 % over medianverdi for dette området for perioden 1993-2017 (**figur 13.1**).

Tabell 13.5 Spurvefugler observert på de 195 takserte punktene i Møsvatn, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	167	512
Heipiplerke	79	211
Gråtrost	99	180
Bjørkefink	75	106
Rødvingetrost	67	91
Sivspurv	70	91
Gråsisik	62	83
Måltrost	59	67
Gulerle	31	47
Steinskvett	33	44
Bokfink	31	36
Munk	28	32
Kråke	25	30
Grønnsisik	19	26
Blåstrupe	18	22
Ringtrost	16	21
Jernspurv	19	19
Trepiplerke	16	19
Rødstjert	16	18
Granmeis	10	13
Korsnebb sp.	2	12
Taksvale	3	12
Gjerdesmett	10	10
Svarttrost	8	9
Ravn	7	8
Rødstrupe	6	6
Kjøttmeis	3	5
Linerle	3	4
Dompap	3	3
Buskskvett	2	2
Gulsanger	2	2
SV fluesnapper	2	2
Duetrost	1	1
Hagesanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Tornskate	1	1
Grønnefink	1	1
Møller	1	1
Totalt	195	1794

Tabell 13.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2018.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	197	687
Bokfink	140	183
Trepiplerke	113	151
Rødvingetrost	74	102
Svarttrost	66	87
Måltrost	75	84
Gråsisik	54	64
Kjøttmeis	54	59
Grønnsisik	50	56
SV fluesnapper	50	55
Gjerdesmett	50	53
Rødstrupe	40	45
Jernspurv	43	45
Tornsanger	34	37
Sivspurv	18	19
Rødstjert	15	17
Heipiplerke	12	16
Ravn	11	14
Granmeis	8	8
Steinskvett	6	7
Blåmeis	6	6
Ringtrost	4	4
Munk	4	4
Gråfluesnapper	3	4
Grønnefink	3	4
Buskskvett	3	3
Linerle	3	3
Korsnebb sp.	3	3
Duetrost	2	2
Stillits	1	2
Fuglekonge	1	1
Nøttekråke	1	1
Totalt	200	1826

Lund

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Lund i 2018 resulterte i 1826 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 13.6**). Dette er en klar nedgang fra 2017, og er særlig forårsaket av færre observasjoner av finkefugl-artene gråsisik og grønnsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1699 individ i 2018. Dette er litt færre enn for 2017, men likevel ca. 10 % over medianverdi for dette området for perioden 1993-2017 (**figur 13.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Lund var det i 2018 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 23 av de 50 fuglekassene. For 17 av disse ble egglegging fullført i tidsrommet 19. mai – 2. juni (median eggleggingsdato 23. mai), og det var i gjennomsnitt 6,65 egg i hvert kull. For 3 reir døde alle ungene ved alder 8-12 dg og for ett reir døde alle ungene ved alder 3-4 dg, årsak til dette er ukjent. For de 17 reirene med vellykket klekking ble 97 % av eggene klekt, og for de 14 reirene med vellykket ungeproduksjon nådde 99 % av ungene en alder på over 10 dager (**tabell 13.8**). I 2018 ble det i perioden 1.-31. mai fullført egglegging for kjøttmeis i 7 av kassene og for blåmeis i 5 av kassene. Det var god ungeproduksjon for meisene også i 2018. Syv av kjøttmeisreirene produserte til sammen 60 unger som nådde alder over 10 dager, og fire av de fem blåmeisreirene produserte til sammen 35 unger som nådde alder over 10 dager.

Tabell 13.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2018.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	169	282
Trepiplerke	134	186
Bokfink	105	126
Tornsanger	75	85
Rødstjert	64	69
Grønnsisik	47	52
SV fluesnapper	39	46
Kjøttmeis	33	38
Måltrost	31	33
Rødstrupe	31	32
Gråsisik	21	22
Jernspurv	20	21
Svartrost	16	19
Korsnebb sp.	6	19
Duetrost	15	15
Gråfluesnapper	12	12
Gjerdsmett	11	11
Sivspurv	8	8
Buskskvett	6	6
Trekryper	5	5
Granmeis	4	4
Toppmeis	3	3
Hagesanger	3	3
Møller	3	3
Fuglekonge	3	3
Tornskate	3	3
Nøtteskrike	2	2
Ravn	1	1
Kråke	1	1
Svartmeis	1	1
Løvmeis	1	1
Munk	1	1
Linerle	1	1
Totalt	200	1114

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell i 2018 resulterte i 1114 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 13.7**). Dette er klart færre enn for 2017. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det registrert totalt 1021 individ i 2018. Dette er også klart færre enn for 2016, og er 25 % under medianverdi for dette området for perioden 1993-2017 (**figur 13.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Solhomfjell var det i 2018 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 19 av de 50 fuglekassene. Av disse ble 15 ferdiglagd i tidsrommet 19.-31. mai (median eggleggingsdato 23. mai). Kullstørrelse var i gjennomsnitt 6,80 egg. Ett reir ble forlatt i rugeperioden og to av reirene ble forlatt/ødelagt i ungeperioden. For de 14 reirene med vellykket klekking ble 94 % av eggene klekt, og for de 12 reirene med vellykket produksjon nådde 95 % av ungene en alder på over 10 dager (**tabell 13.8**). For kjøttmeis ble det i perioden 17.-21. mai fullført egglegging for 4 av kassene. Disse reirene produserte til sammen 41 unger som nådde alder over 10 dager.

Tabell 13.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2018. 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.

Område	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	6,60	0,77	(35)	89	(231)	91	(149)
Gutulia	6,50	0,76	(8)	92	(52)	96	(48)
Lund	6,65	0,93	(17)	97	(113)	99	(90)
Solhomfjell	6,80	0,56	(15)	94	(95)	95	(76)

13.3 Diskusjon

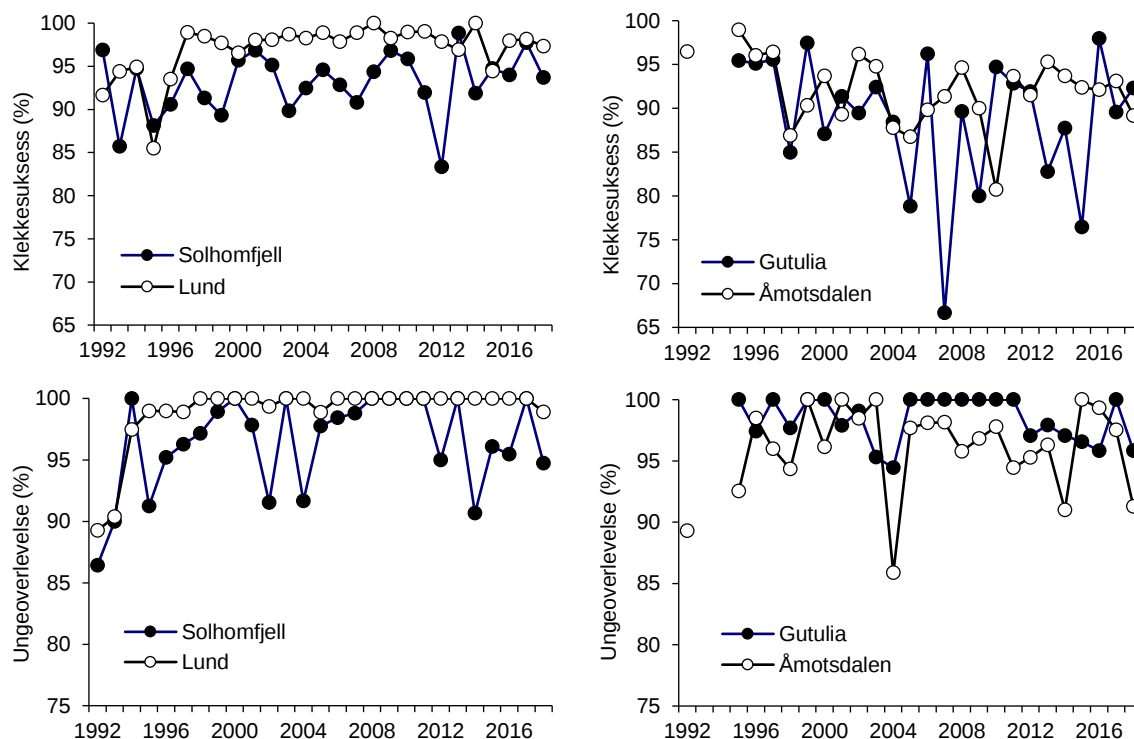
For de fem TOV-områdene som ligger i fjellet ble det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca. 2005-2013, etter at det var en økning i observasjonsantallet i 10-årsperioden før det. Etter 2013 har antall observasjoner vært relativt stabilt eller i svak økning og for de fleste av disse områdene ble det registrert en liten økning i bestandene fra 2017 til 2018. Unntaket var Dividalen der det i 2018 var klart færre observasjoner enn i

2017. Dette skyldes trolig ugunstige forhold i dette området i 2018. For de to sørligste og mer lavereliggende områdene var det en liten nedgang i antall observasjoner i 2018 sammenliknet med 2017 (**figur 13.1**).

Nedgangen vi her registrerte for TOV områdene i perioden 2005-2013 samsvarer godt med en nedgang dokumentert for fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikoinen et al. 2014, 2018). Vi kjenner ikke årsaken til denne nedgangen, men klimatiske forhold som store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden kan være en medvirkende årsak.

Klekkesuksess og ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper fulgte i 2018 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet. Ungeproduksjonsindeksen (andel av lagte egg som resulterer i unger med alder over 10 dg for kull med vellykket produksjon) for 2018 var imidlertid litt lavere enn medianverdi for perioden 1995-2017 for alle områdene, og da særlig for Åmotsdalen der både klekkesuksess og ungeoverlevelse var relativt lav. Antall kasser med fluesnapperreir var omtrent som median for perioden 1995-2017 for Gutulia, Solhomfjell og Lund, mens antall reir var betydelig over medianverdi for Åmotsdalen.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere u-klekte 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 13.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere (< 95 %). For årene 1997-2018 har mønstret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-98%), svært høy klekkesuksess i Lund (for de fleste årene 95-100 %) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (for de



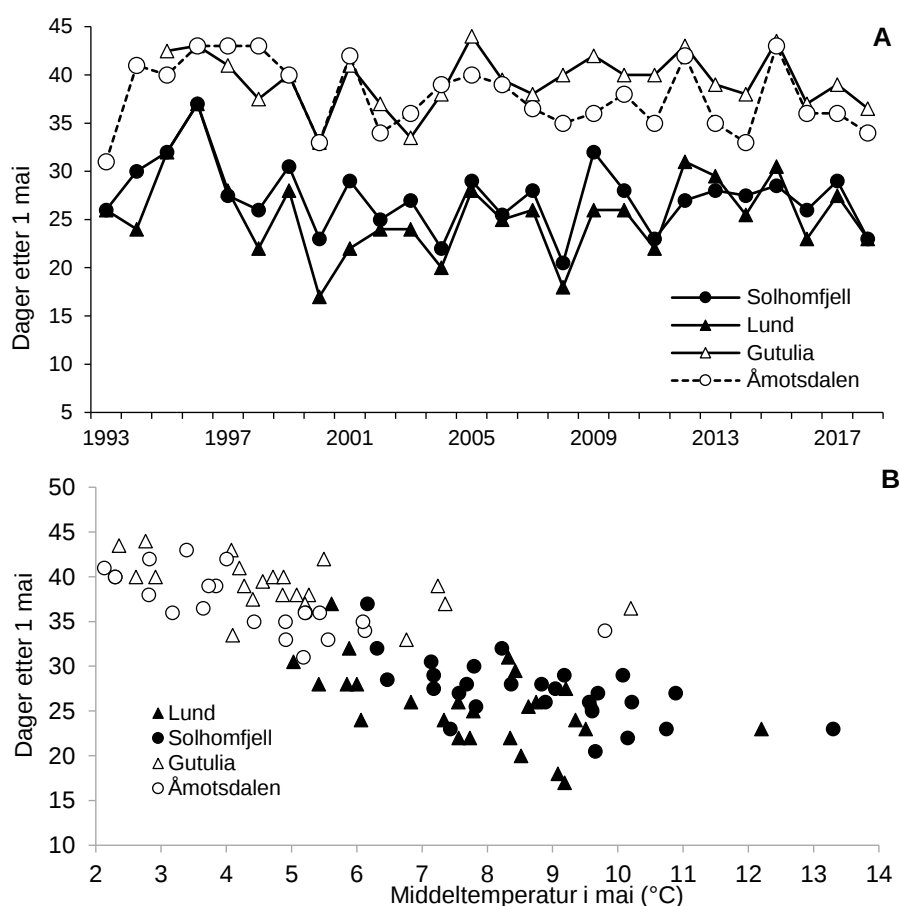
Figur 13.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991–2018. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.

fleste år 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 13.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1997-2018, 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 aktuelt tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i 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)-2018. I 2018 var det relativt tidlig egglegging for svarthvit fluesnapper i alle de fire aktuelle TOV-områdene (3-4,5 dag før mediandato, **figur 13.3A**). 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 13.3B**). For de fire enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen, $r = -0,76$, $p < 0,001$; Gutulia, $r = -0,58$, $p = 0,003$; Solhomfjell, $r = -0,61$, $p = 0,001$; Lund, $r = -0,54$, $p = 0,005$. Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt i løpet



Figur 13.3 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 1992–2018. **B** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf. kap. 2).

av perioden 1992(96)-2018; Åmotsdalen: $r = -0,29$, $p = 0,15$, $n = 26$; Gutulia: $r = -0,03$, $p = 0,89$, $n = 23$; Lund: $r = -0,06$, $p = 0,76$, $n = 26$; Solhomfjell: $r = -0,26$, $p = 0,19$, $n = 27$. Det er for øvrig en tydelig innbyrdes sammenheng mellom tidspunkt for egglegging 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 ($r = 0,63$, $p < 0,001$). Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som styrer tidspunkt for egglegging for alle disse fire områdene.

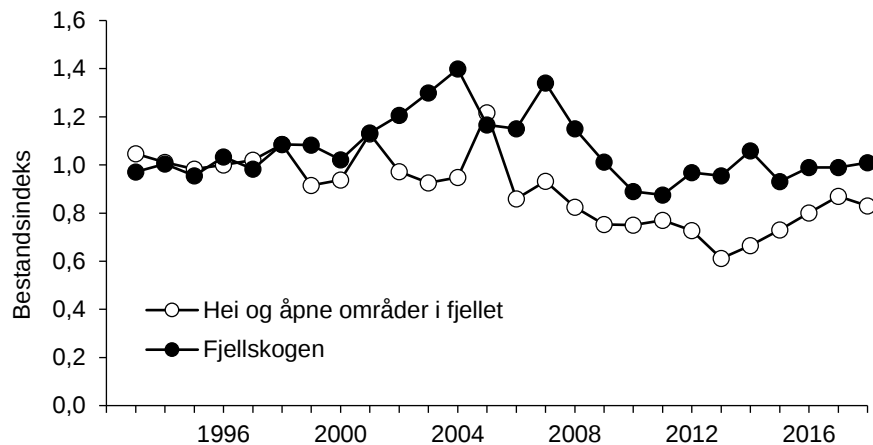
Det er vanskelig å forutsi effekter av klimavariasjoner og mer langsiktige endringer i klima på bestandsutvikling for fugl. I våre fjellområder kan vi forvente et helt spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabile og 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 for en årrekke.

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 moh), og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca. 60 % klassifisert 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.

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 og for de siste fem årene har vi her målt bestandstall tilsvarende det vi fant på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 13.4**). 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 fem år med en liten økning igjen etter det. Denne bestandsindeksen for heiområdene antyder at bestandsstørrelsen i 2018 fortsatt var vel 10 % lavere enn bestandene vi målte på midten av 1990-tallet. For hele tidsperioden 1993-2018 finner vi for fjellskogartene ingen signifikant endring ($r = -0,17$, $p = 0,40$, $n = 26$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,73$, $p < 0,001$, $n = 26$) (**figur 13.4**).

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 det ekstensive fugleovervåkingen (TOV-E) (se kap. 14) og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkfuglartene i Skandinavia fjellområder for perioden 2002-2014 (Lehikoinen et al. 2018).



Figur 13.4 Bestandsindekser for fugl knyttet til fjellskogen og for fugl som i hovedsak finnes på hei og i åpne områder i fjellet. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 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 preferer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpent naturtyper i fjellet, og vadeugl), og er geometrisk gjennomsnitt av indeksene for disse fem områdene. For mer informasjon se teksten.

14 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

Som del av overvåking av biologisk mangfold i Norge overvåkes hekkebestander av terrestriske fuglearter i et nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedgrunnen 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 2018. Dette inkluderer i hovedsak rutinemessige opptellinger på etablerte telleruter, men omfatter også endelig etablering for noen ruter som tidligere ikke er besøkte i fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført i regi av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Denne rapporten presenterer også indikatorer for utvikling av fuglebestander i de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For disse tre naturtypene benyttes data fra 'TOV-E' for perioden 2006-2018, mens for jordbrukslandskapet og skogen benyttes også to andre relevante datasett (HFT og TOV-I, jf. kap. 13) for perioden 1996-2008 (se Kålås et al. 2014a for mer informasjon).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2007-2018 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 felpersonell, er gitt i NOFs tidsskrift, Vår Fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014, Kålås et al. 2016, Husby et al. 2017, Kålås et al. 2019).

Data fra TOV-E brukes dessuten i internasjonale sammenstillinger av bestandsendringer for fugl, og data rapporteres til forskjellige internasjonale indekser for biologisk mangfold og bærekraftig utvikling. Se diskusjon for mer informasjon om dette.

14.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18x18 km rutesystem i kartprojeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det er etablert takseringsruter for fugl i et tilfeldig utvalg av halvparten av disse. Det tilfeldige utvalget er gjort regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

Som hovedregel for utlegging av takseringsrutene blir 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km. Startpunktet for dette kvadratet er lagt ut slik at det passer sammen med flest mulige av Statistisk Sentralbyrå (SSB) og NIBIO (tidligere Norsk institutt for skog og landskap) sine punkt for kartlegging av areal og arealbruk i Norge (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005, Strand & Rekdal 2006, Hofsten et al. 2009, 2010, Bjørklund et al. 2012). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med 6 av SSB/NIBIO sine 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at de er inkludert. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmestliggende tellepunkt. Når en må bruke en avvikende posisjon for tellepunkt, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest og høyest liggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall tilgjengelige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, blir ruta rotert ytterligere 90° , osv. Totalt er det foretatt 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 nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute $< 2,5$ km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også skal omfatte ett eller flere opprinnelige tellepunkt. Etter slik justering var det fortsatt noen ruter (23 stk.) som ikke var tilgjengelige, og disse er utelatt fra TOV-E. Seks av disse ligger i sjø eller vatn, 3 på isbreer og de øvrige i svært utilgjengelig terreng/områder.

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai - 8. juli, og hver rute har tildelt en fast 14-dagersperiode som tellingene skal utføres i. 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, også husdyr, som observeres fra start telling på første tellepunkt til telling er avsluttet på siste tellepunkt. Det er bare observasjoner av levende individ som registreres, og det skilles ikke mellom kjønn- og aldersgrupper. Slik rapportering er inkludert da dette krever lite ekstra arbeidsinnsats fra taksør, og det vil på lengre sikt kunne gi oss nyttig informasjon om bestandsvariasjoner for våre mest vanlig forekommende pattedyrarter.

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2018 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 på grunn av 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 taksør.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Det internettbaserte system for formidling av informasjon om takseringsruter til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles ble oppdatert til 2018-sesongen (se <https://tov-e.nina.no/fugl>). Selve webapplikasjonen består av følgende fem hoveddeler:

- Formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av telling, osv.).

- Innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, 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, se <https://tov-e.nina.no/Hekkefugl>.

Feltaktivitet 2018

Av de 492 takseringsrutene som nå inngår i TOV-E ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 75 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i region Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 14.1**). For feltsesongen 2018 var de aller fleste av disse 492 rutene klargjort for taksering.

For de to nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ligger mange telleruter 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. Med bakgrunn i dette er det planlagt å bruke helikopter for å få feltpersonell inn til de 44 tellerutene som er mest utilgjengelige i Troms og Finnmark. Disse rutene 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.

Tabell 14.1 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 2019, og antall ruter taksert i 2018.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr. april. 2019	Taksert i 2018
Østfold	7	0	0	7	6
Akershus	6	1	0	5	5
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	41
Oppland	37	0	3	37	28
Buskerud	20	0	4	20	17
Vestfold	3	0	0	3	3
Telemark	25	1	2	24	19
Aust-Agder	17	1	2	16	13
Vest-Agder	12	0	3	12	11
Rogaland	16	1	3	15	12
Hordaland	26	0	6	26	21
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	24
Møre og Romsdal	22	0	4	22	21
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	28
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	26
Nordland	67	9	23	57	44
Troms	36	2	13	34	25
Finnmark	79	5	5	74	50
Sum	515	23	74	491	395

Bestandsindekser 1996-2018

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 2006-2018), 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 2007-2018 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 <https://www.ebcc.info/pan-european-common-bird-monitoring-scheme-pecbms/>. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996-2018 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). Ved tidsserieanalysene er år 1996 gitt indeksverdi 1,00 for skog og jordbrukslandskap, og år 2008 er gitt indeksverdi 1,00 for fjellet. I tidsserieanalysene er modellen 'time effects' brukt, og 'seriekorrelasjon' og 'overdispersjon' er inkludert.

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

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

14.2 Resultater

Praktisk gjennomføring av takseringene i 2018

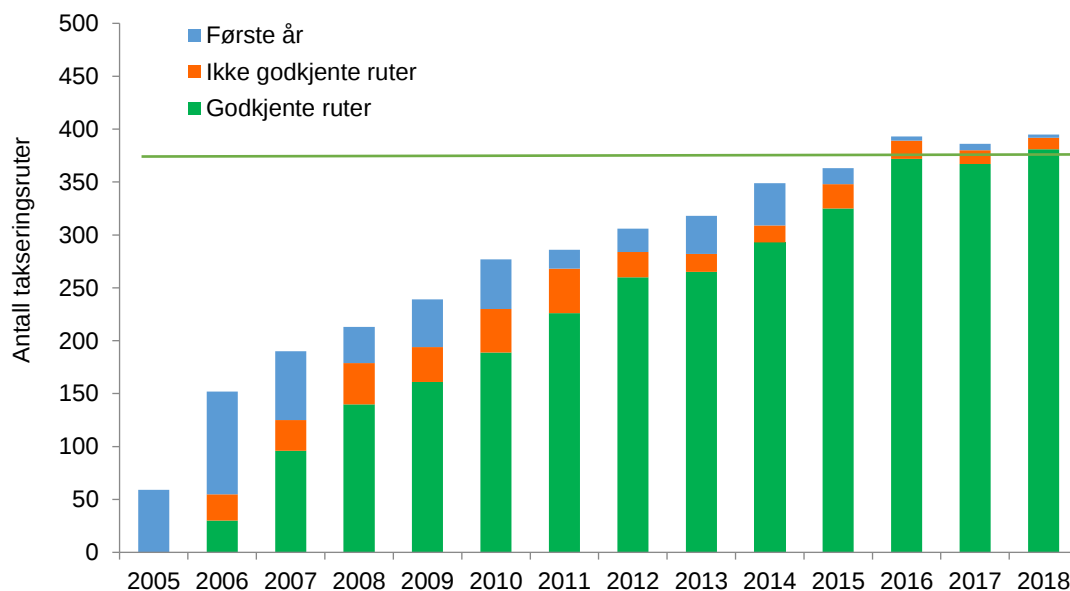
Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for de fleste av de 462 aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 151 personer. Av disse rapporterte 124 personer godkjente resultater. Når det gjelder taksører har det vært noe endring siden TOV-E ble landsdekkende med en liten nedgang i antall taksører samtidig som noen personer takserer mange ruter (f.eks. hadde de 10 taksørene med flest ruter i 2018 tildelt 127 ruter (27 % av rutene), og sto for 114 (30 %) av de godkjente rutene).

Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for 66 av de aktuelle takseringsrutene. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering for ca. 80 % av disse rutene. For disse angis sykdom eller liknende som årsak til manglende taksering for ca. 25 % av rutene, og uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksør som årsak for ca. 20 % 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 arbeid eller annen aktivitet.

Til sammen er det pr. 1. april 2019 rapportert takseringsresultater for 395 (85 %) av de 462 rutene som var planlagt taksert i 2018. Dette inkluderer 81 (85 %) av de aktuelle rutene i Øst-

Norge, 63 (84 %) av rutene for Sørlandet, 57 (85 %) av rutene på Vestlandet, 75 (85 %) av rutene i Midt-Norge, samt 43 (77 %) av rutene i Nordland, 25 (100 %) av rutene i Troms og 56 (75 %) av rutene som skulle takseres i Finnmark i 2018 (**tabell 14.1**). I 2018 var det planlagt bruk av helikopter for 15 ruter i Finnmark. Det ble nektet landingstillatelse i 4 ruter og 2 ruter kunne ikke besøkes på grunn av dårlig vær, så bare 9 av disse rutene ble taksert. Antall takserte ruter var på samme nivå i 2018 som det vi hadde de 2 forutgående årene.

Av de 395 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2018, er 384 (97 %) enten første års taksering eller gjennomført i henhold til standardrutiner og godkjent for bruk ved beregninger av bestandsindekser (**figur 14.1**). 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 vanligvis 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, o.l.).



Figur 14.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2018 fordelt på første års besøk, de som er godkjente for bruk ved trendanalyser og de som ikke kan godkjennes for slik bruk. Målsetting er å få årlig godkjente data for ca. 375 telleruter. At tellinger ikke kan godkjennes skyldes hovedsakelig at gjennomføring av takseringen ikke har fulgt angitte prosedyrer (ikke taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, ikke akseptable værforhold, ikke utført tellinger for alle tellepunktene, eller at linjetaksering ikke er utført).

Observasjoner av fugl i 2018

Resultatene fra 2018 viser at det for de 384 godkjente tellerutene ble registrert vel 47 000 par av 190 fuglearter (**tabell 14.2**, med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble ca. 1400 par (85 arter) registrert ved linjetakseringen som utføres ved forflytning mellom tellepunktene (omfatter ni utvalgte spurvefuglarter samt alle ikke-spurvefuglarter unntatt måker, gjøk og ringdue).

Tabell 14.2 Oversikt over antall 'par' registrert for alle arter for de 384 TOV-E rutene med godkjente takseringer våren/ forsommeren 2018. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall 'par' summert for punkttakseringene og linjetakseringene. Artene er sortert etter antall ruter med observasjoner.

Art	Ant. ruter	% av rutene	Ant. 'par'	% av alle 'par'	Art	Ant. ruter	% av rutene	Ant. 'par'	% av alle 'par'
Løvsanger	341	88,8	8520	18,0	Gulerle	36	9,4	146	0,3
Rødvingetrost	268	69,8	1896	4,0	Tjeld	36	9,4	121	0,3
Heipierke	249	64,8	3742	7,9	Siland	34	8,9	87	0,2
Måltrost	231	60,2	1365	2,9	Gulsanger	34	8,9	50	0,1
Bokfink	230	59,9	3141	6,6	Møller	34	8,9	45	0,1
Gjøk	227	59,1	804	1,7	Toppmeis	33	8,6	47	0,1
Gråtrost	222	57,8	1467	3,1	Storlom	31	8,1	43	<0,1
Gråsisik	214	55,7	1348	2,9	Fossekall	30	7,8	33	<0,1
Grønnsisik	212	55,2	1408	3,0	Storspove	28	7,3	90	0,2
Trepiplerke	198	51,6	1311	2,8	Krikkand	28	7,3	71	0,2
Rødstrupe	190	49,5	1140	2,4	Sandlo	27	7,0	45	0,1
Bjørkefink	183	47,7	1676	3,5	Svarbak	26	6,8	94	0,2
Jernspurv	174	45,3	464	1,0	Kvinand	25	6,5	72	0,2
Kjøttmeis	171	44,5	713	1,5	Tårnseiler	24	6,3	106	0,2
Kråke	171	44,5	617	1,3	Nøtteskrike	24	6,3	33	<0,1
Svarttrost	170	44,3	917	1,9	Gråspurv	23	6,0	118	0,2
Steinskivett	164	42,7	644	1,4	Bergirisk	23	6,0	84	0,2
Gjerdesmett	164	42,7	601	1,3	Gråhegre	22	5,7	58	0,1
Heilo	160	41,7	1125	2,4	Havørn	22	5,7	39	<0,1
Rødstjert	142	37,0	597	1,3	Fjelljo	21	5,5	51	0,1
Enkeltebekkasin	125	32,6	268	0,6	Spettmeis	21	5,5	35	<0,1
Gransanger	124	32,3	847	1,8	Rugde	21	5,5	29	<0,1
Svarthvit fluesnapper	124	32,3	337	0,7	Lappspurv	20	5,2	191	0,4
Rødstilk	119	31,0	303	0,6	Sangsvane	20	5,2	55	0,1
Ringtrost	118	30,7	289	0,6	Lavskrike	20	5,2	36	<0,1
Ringdue	117	30,5	589	1,2	Grønnspekk	20	5,2	27	<0,1
Fiskemåke	114	29,7	682	1,4	Grågås	19	4,9	542	1,1
Munk	114	29,7	404	0,9	Tårnfalk	19	4,9	23	<0,1
Strandsnipe	112	29,2	167	0,4	Sildemåke	18	4,7	53	0,1
Lirype	109	28,4	244	0,5	Trekryper	18	4,7	23	<0,1
Ravn	108	28,1	162	0,3	Toppand	17	4,4	99	0,2
Fuglekonge	107	27,9	233	0,5	Boltit	17	4,4	28	<0,1
Sivspurv	106	27,6	462	1,0	Dvergalk	17	4,4	18	<0,1
Granmeis	104	27,1	186	0,4	Sanglerke	16	4,2	145	0,3
Flaggspett	88	22,9	144	0,3	Myrsnipe	16	4,2	42	<0,1
Blåstrupe	85	22,1	217	0,5	Furukorsnebb	16	4,2	41	<0,1
Fjellrype	81	21,1	176	0,4	Jordugle	15	3,9	17	<0,1
Linerle	81	21,1	152	0,3	Pilfink	14	3,6	37	<0,1
Orrfugl	78	20,3	146	0,3	Taksvale	12	3,1	41	<0,1
Blåmeis	69	18,0	175	0,4	Kanadagås	12	3,1	23	<0,1
Skjære	68	17,7	149	0,3	Korsnebb sp	11	2,9	36	<0,1
Grønnefink	65	16,9	167	0,4	Tornirisk	11	2,9	23	<0,1
Gluttsnipe	65	16,9	119	0,3	Laksand	10	2,6	162	0,3
Gråfluesnapper	62	16,1	135	0,3	Tyvjo	10	2,6	32	<0,1
Hagesanger	61	15,9	178	0,4	Sivsanger	10	2,6	18	<0,1
Småspove	58	15,1	220	0,5	Haukugle	10	2,6	13	<0,1
Gulspurv	58	15,1	172	0,4	Ærfugl	9	2,3	79	0,2
Dompap	58	15,1	94	0,2	Rødnebbterne	9	2,3	44	<0,1
Grønnstilk	56	14,6	158	0,3	Hettemåke	9	2,3	20	<0,1
Trane	55	14,3	84	0,2	Kongeørn	9	2,3	9	<0,1
Låvesvale	54	14,1	151	0,3	Vendehals	9	2,3	9	<0,1
Svartmeis	51	13,3	79	0,2	Løvmeis	8	2,1	17	<0,1
Skogsnipe	49	12,8	71	0,2	Fjellerke	8	2,1	14	<0,1
Buskskvett	48	12,5	76	0,2	Bøksanger	8	2,1	12	<0,1
Fjellvåk	47	12,2	58	0,1	Tretåspett	8	2,1	10	<0,1
Svartspett	45	11,7	64	0,1	Havelle	8	2,1	9	<0,1
Smålom	42	10,9	65	0,1	Hvitryggspett	8	2,1	9	<0,1
Snøspurv	40	10,4	134	0,3	Musvåk	8	2,1	8	<0,1
Tornsanger	40	10,4	131	0,3	Vipe	7	1,8	16	<0,1
Duetrost	40	10,4	85	0,2	Makrellterne	7	1,8	14	<0,1
Gråmåke	38	9,9	378	0,8	Vintererle	7	1,8	8	<0,1
Stær	38	9,9	165	0,3	Spurvehauk	7	1,8	7	<0,1
Ubest. art	38	9,9	122	0,3	Storskarv	6	1,6	101	0,2
Stokkand	38	9,9	77	0,2	Brunnakke	6	1,6	14	<0,1
Storfugl	38	9,9	61	0,1	Storskarv	6	1,6	101	0,2
Grankorsnebb	37	9,6	170	0,4	Brunnakke	6	1,6	14	<0,1

Art	Ant. ru- ter	% av ru- tene	Ant. 'par'	% av alle 'par'	Art	Ant. ru- ter	% av ru- tene	Ant. 'par'	% av alle 'par'
Jerpe	6	1,6	8	<0,1	Tyrkerdue	2	0,5	3	<0,1
Fjæreplytt	6	1,6	7	<0,1	Busksanger	2	0,5	2	<0,1
Gråspett	6	1,6	7	<0,1	Fiskeørn	2	0,5	2	<0,1
Temmincksnipe	6	1,6	6	<0,1	Kjernebiter	2	0,5	2	<0,1
Sandsvale	5	1,3	91	0,2	Polarsisik	2	0,5	2	<0,1
Kaie	5	1,3	19	<0,1	Sotsnipe	2	0,5	2	<0,1
Rosenfink	5	1,3	10	<0,1	Spurveugle	2	0,5	2	<0,1
Svartand	5	1,3	9	<0,1	Vandrefalk	2	0,5	2	<0,1
Dvergspett	5	1,3	7	<0,1	Havsule	1	0,3	180	0,4
Brushane	5	1,3	6	<0,1	Bydue	1	0,3	19	<0,1
Sidensvans	5	1,3	6	<0,1	Hornugle	1	0,3	3	<0,1
Svømmesnipe	5	1,3	6	<0,1	Kortnebbgås	1	0,3	3	<0,1
Nøttekråke	5	1,3	5	<0,1	Dverglo	1	0,3	2	<0,1
Terne sp	4	1,0	53	0,1	Fasan	1	0,3	2	<0,1
Stillits	4	1,0	8	<0,1	Lappspove	1	0,3	2	<0,1
Horndykker	4	1,0	5	<0,1	Myrsanger	1	0,3	2	<0,1
Nattravn	4	1,0	4	<0,1	Stjertand	1	0,3	2	<0,1
Tornskate	4	1,0	4	<0,1	Trelerke	1	0,3	2	<0,1
Sjørørre	3	0,8	8	<0,1	Dvergfluesnapper	1	0,3	1	<0,1
Skjærpiplerke	3	0,8	4	<0,1	Dvergspurv	1	0,3	1	<0,1
Dobbeltbekkasin	3	0,8	3	<0,1	Islom	1	0,3	1	<0,1
Hønsehauk	3	0,8	3	<0,1	Kattugle	1	0,3	1	<0,1
Skogdue	3	0,8	3	<0,1	Knoppsvane	1	0,3	1	<0,1
Teist	2	0,5	15	<0,1	Myrhauk	1	0,3	1	<0,1
Lappiplerke	2	0,5	10	<0,1	Nattergal	1	0,3	1	<0,1
Kvartbekkasin	2	0,5	5	<0,1	Sothøne	1	0,3	1	<0,1
Stjertmeis	2	0,5	5	<0,1	Steinvender	1	0,3	1	<0,1
Rørsanger	2	0,5	4	<0,1	Svartstrupe	1	0,3	1	<0,1
Gravand	2	0,5	3	<0,1	Sædgås	1	0,3	1	<0,1
Lappmeis	2	0,5	3	<0,1	Varsler	1	0,3	1	<0,1
Sum					384		47237		

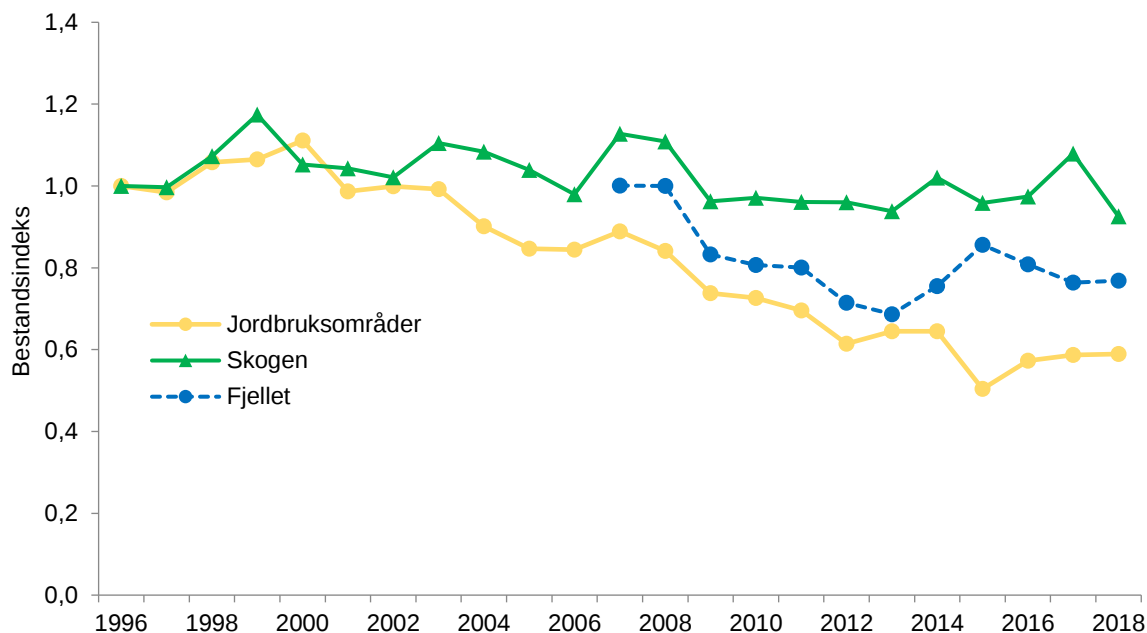
Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde i 2018 18 % av alle observerte par og arten ble observert i nesten 90 % av tellerutene. For antall ruter med observasjoner følger artene rødvingetrost, heipiplerke, måltrost, bokfink og gjøk, mens heipiplerke, bokfink og rødvingetrost følger nærmest for antall observerte par (**tabell 14.2**).

Linjetakseringene resulterte for 2018 i flest observasjonsruter for lirype, fjellrype, strandsnipe og heilo som ble observert på over 10 % av tellerutene. Linjetakseringene gir et viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene som observeres oftere ved forflytning i terrenget enn ved observasjoner fra utvalgte punkt.

For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E viser vi til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> som presenterer resultater for perioden 2007-2018. Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekomende fuglearter. For de 76 artene hvor vi har tilstrekkelig med data (se første del av diskusjon) til å gjennomføre analyser for perioden 2007(08)-2018 indikeres det sterk bestandsnedgang for 2 arter (viipe og lappspurv) og moderat nedgang for 25 arter. Artene med nedgang er særlig overrepresentert i jordbrukslandskapet og i fjellet eller fjellnære områder, men omfatter også en del skogsarter. Det er for perioden 2007-2018 registrert bestandsvekst for 8 arter, og med tydeligst vekst for trane, heipiplerke og gulerle.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen, jordbrukslandskapet og fjellet

Bestandsindeksen for skog viser signifikant, men begrenset nedgang for perioden 1996-2018 (**figur 14.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,47$, $p = 0,02$, $n = 23$). Denne indeksen inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det er målt signifikant økning i hekkebestanden for 5 av de 24 inkluderte artene (rødstjert, måltrost, grå fluesnapper, munk og gransanger), og signifikant nedgang for 4 av artene (trepiplerke, rødstrupe, løvsanger og granmeis).



Figur 14.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i jordbrukslandskapet, skogen og fjell. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 jordbrukslandskapsarter, 23 skogsarter og 8 fjellarter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2018 (**figur 14.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,95$, $p < 0,001$, $n = 23$). Det er målt signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (viipe, storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart svakere enn 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 2007-2018 (**figur 14.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,61$, $p = 0,03$, $n = 12$). Det ble her registrert klar nedgang i indeksen fra 2007 til 2013, men med en stabilisering/økning de fem siste årene. Det er for den aktuelle tidsperioden registrert signifikant bestandsnedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (lirype, heilo, blåstrupe og lappspurv), mens det er registrert økning kun for heipiplerke.

Observasjoner av pattedyr i 2018

Registreringer av observasjoner av pattedyr ble videreført i 2018 etter at det til 2016-sesongen ble lagt til rette for å rapportere observasjon av pattedyr som ble observert i løpet av fugletakseringene. Dette ble i 2018 rapportert inn for 375 av tellerutene, det vil si fra nesten alle rutene der det ble utført fugletakseringer etter angitte prosedyrer. For 147 (39 %) av disse rutene ble det ikke observert noen pattedyr.

Det ble observert viltlevende pattedyr for 164 av tellerutene, og 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 14.3**). Det var 16 telleruter med observasjon av lemmen, de fleste av disse i fjellområdene i Sør-Norge. Det ble observert husdyr i 117 av tellerutene og her dominerte observasjoner av sau, storfe og tamrein (**tabell 14.3**).

Tabell 14.3 Pattedyr observert for de 375 TOV-E tellerutene der slike observasjoner ble innrapportert i 2018.

Art	Ant. ruter.	Ant. ind.	Art	Ant. ruter.	Ant. ind.
Viltlevende dyr			Husdyr		
Elg	46	84	Sau	92	3282
Rådyr	37	59	Storfe	27	630
Hare	25	28	Tamrein	13	594
Smågnager sp.	21	30	Katt	11	14
Hjort	20	84	Hest	10	49
Rødrev	17	17	Geit	3	74
Lemen	16	19	Kanin	1	1
Ekorn	12	17	Sum	117	4644
Grevling	5	5			
Bever	4	6			
Røyskatt	4	4			
Villrein	3	421			
Snømus	2	2			
Spissmus sp.	2	2			
Fjellrev	1	1			
Flaggermus sp.	1	1			
Jerv	1	1			
Mink	1	1			
Vånd	1	1			
Sum	164	783			

14.3 Diskusjon

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (f.eks. 80 % sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30 % bestandsnedgang i løpet av en 10-årsperiode med 5 % signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man gjerne ha data fra mer enn 50 reelle telleruter, dvs. ruter en art kan forventes å bli registrert på. Tellingene som er utført fram til nå, antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå et slikt antall telleruter for i størrelsesorden 80 av våre landtilknyttete 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, vipe). Dette er arter som nå er i tilbakegang, og om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater vil vi, om denne utviklingen fortsetter, få mindre presis informasjon om bestandsendringer for slike arter.

Blant de vanligst forekommende artene som vi også får mest presis informasjon om bestandsendringer for, inngår ca. 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rødstilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue, lirype, orrfugl og gjøk (observert på > 20% av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Presis informasjon om bestandsendringer forventes imidlertid også for et knippe av arter som har sin hovedforekomst i fjell og fjellnære områder (ca. 10 arter). For et begrenset utvalg av artene vil det etter hvert også kunne presenteres statistikk om bestandsendringer på mer regionalt nivå (f.eks. Sør-Norge vs. Nord-Norge, se også Nilsen & Mattisson 2019).

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Arbeidet med fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E er nå så godt som fullført. Dette har omfattet fastsetting av tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Pr. april 2019 gjenstår det slikt arbeid for en telleruter.

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 regler 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 2018 ble det rapportert resultater fra 395 telleruter. Dette er på samme nivå som vi har hatt de 2 forutgående årene (**figur 14.1**). Bare ca. 3 % prosent av de takserte rutene måtte utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke var fulgt, og 384 av telleruten fikk godkjent gjennomføring. Dette er like over det mål vi har for årlig antall telleruter i TOV-E.

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 er resultatene fra TOV-E 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), i 2017 (Husby et al. 2017) og i 2019 (Kålås et al. 2019). For å bedre dekning av ruter er det dessuten hentet inn taksører fra utlandet (omfattet 4 personer og 60 takseringsruter i 2018).

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 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. For 2018 hadde ca. 70 % av feltpersonalet godkjent eksamen i Fuglekjennskap.

Bruk av bestandsindekser for fugl i jordbruksområder, skog og fjell

I tillegg til informasjon om endringer for enkeltarter av fugl (se <https://tov-e.nina.no/Hekkefugl>) gir TOV-E også mer generell informasjon om bestandsendringer for fugl i hovedtyper av norsk natur (**figur 14.2**). Sammenstilt med data fra HFT og TOV-I for perioden 1996-2008 viser dette en pågående nedgang for arter i jordbrukslandskapet, og en nedgang i fjellet som ser ut til å ha stabilisert seg de siste fem 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 'Budsjettnemda for jordbruket' sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettnemda for jordbruket 2014) og er planlagt inkludert i arbeidet med 'Økologisk tilstand for Norge' (Nybø & Evju 2017).

For perioden 1996-2005 inkluderer datasettene for jordbrukslandskapet og skogen bare ruter som er mer subjektiv utlagt (HFT og TOV-I), 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

Data fra TOV-E er dessuten brukt for internasjonale sammenstillinger for bestandsutvikling for fugl. Dette omfatter bestandsvariasjoner for fugl i fjellområder i Fennoskandia (Lehikoinen et al. 2014) og i Europa (Lehikoinen et al. 2018), for vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015) 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 jordbrukslandskapetets 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 har i 2018 også videreført internasjonalt samarbeid med internasjonale indekser knyttet til endringer for biologisk mangfold. Dette omfatter rapportering av data til den felles europeiske databasen for hekkefugl (EBCC, 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' (PECBMS)) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (se https://pecbms.info/trends_2018/). Disse dataene inngår som del av EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold som sammenstilles av 'Det europeiske miljøbyrået' (EEA), se <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-7/assessment>. Videre rapporteres TOV-E data for skog og jordbrukslandskapet til 'UNEP-World Conservation Monitoring Centre' sin fugleindeks, se <https://www.bipindicators.net/indicators/wild-bird-index>. 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). Data for jordbrukslandskapet rapporteres også via Landbruks- og matdepartementet til 'Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling' (OECD), se <http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/agri-environmentalindicators.htm>.

Fugleregistreringer gjennomført i TOV-E er en viktig kunnskapsleverandør om utviklingen i utvalgte fuglebestander til naturindeks (www.naturindeks.no) og er også planlagt innlemmet i fagsystem for økologisk tilstand (<https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand/id2558481/>).

Observasjoner av pattedyr

Registreringene av pattedyr fortsatte i 2018, og antall observerte pattedyr var ganske lik det som ble observert i 2017. Selv om det, ikke uventet, gjøres ganske få observasjoner av viltlevende 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.

15 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 effekter av aktuelle påvirkningsfaktorer.

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 den påviste reduksjonen i plantearters mangfold og mengde av svært mange enkeltarter av moser og karplanter. I alle granskogsområdene er totalt artsmangfold i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Størst reduksjon har det vært i Gutulia, Bringen og Urvatnet, i gjennomsnitt med henholdsvis seks færre arter pr. 1m² analyseflate for Gutulia og fem arter færre både i Bringen og Urvatnet siden overvåkingen startet. Dette tilsvarer en reduksjon på henholdsvis 25, 19 og 21 %. Gutulia har også hatt størst reduksjon i totalt antall registrerte arter; fra 124 i 1989 til bare 98 i 2017. I Solhomfjell går små mosearter tilbake i mengde. Resultatene fra vegetasjonsovervåkingen i granskog tyder således på at små moser er på vei inn i en vedvarende reduksjon, noe som forsterkes gjennom mangel på smånagertoppår.

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. I Møsvatn har vegetasjonen også respondert på gjentatte bjørkemålerangrep, noe som har resultert i åpnere skog med mer lystilgang. Gjengroing av feltsjiktet gir redusert lystilgang til bunnsjiktet og bidrar til nedgang i mengde av små moser og lav.

På undersøkte bjørketrær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldeterolante 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 fjellskogen i perioden 1993-2018, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. Mer generell påvist tilbakegang for fugler knyttet til fjellområdene i Fennoskandia (jf. kap. 14), kan også helt eller delvis skyldes klimaendringer. 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 forsuring 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 forsuring 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) tyder også på at lengre tids avsetning av langtransportert nitrogen er i ferd med å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. 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.

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. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte TOV-områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter.

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 tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Særlig Børgefjell har fortsatt høyt beitetrykk av rein og smågnagere, noe som trolig har bidratt til redusert dekning av gras og urter. Smågnagere har her også ført til redusert mosedekke. Også mer akutte effekter av arealbruk, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær, er påvist i enkelte bjørkeskogsområder. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike påvirkninger er årsak til observerte endringer hos artene og artssamfunnene som overvåkes.

Så langt i gjennomføringen av TOV er det ikke observert arter i TOV-områdene som ikke kan sies å høre naturlig hjemme i de aktuelle naturtypene. Det er foreløpig heller ikke kjente forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene. Det er dermed lite sannsynlig at fremmede arter vil dukke opp her i nær framtid.

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Undersøkelsesmetodene i TOV er heller ikke innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter på den norske rødlista 2015 er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: lavartene gubbeskjegg, gryntjafs og ulvelav (alle nær truet), samt fugleartene lappspurv (sårbar), jaktfalk, fjellrype, lirype, gjøk, blåstrupe, sivspurv og taksvale (alle nær truet).

Flere observerte endringer i TOV-områdene skyldes også naturlige variasjoner i nordlige økosystemer som er utsatt for betydelige fysiske og biologiske endringer fra år til år. 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. 10). I Gutulia og Dividalen har vi imidlertid bare sett større smågnagerbestander i enkelte år (hhv 2010/2011 og 2018). 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. I granskogsområdene har det imidlertid vært lite smågnagere mellom bestandstopkene i 1989/1990 og 2010/2011, med unntak av en bestandstopp i 2001 i Granneset. Sammen med økt temperatur og dermed lengre vekstsesong har dette bidratt til fortetting av bunn-sjiktet. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet (se kap. 9). 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).

16 Referanser

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298-308.
- Anonym, 2013. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2012. St. Progm. ForurensnOvervåking Rapp. 1148: 1-211.
- Anonym, 2018. R version 3.0.2 for Windows. The R foundation for statistical computing (www.r-project.org).
- 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 7239-2018, Miljødirektoratet 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., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk natur-overvåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker - reanalyser 1998. NINA Oppdragsmelding 612: 1-58.
- 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., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen - tredje gangs analyse 2003. I Framstad, E., red. *Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene*, 2003. NINA Oppdragsmelding 839. s. 32-38.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2006. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell - tredje gangs analyse 2005. I Framstad, E., red. *Natur i Endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 150.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. *J. Biogeogr.* 35: 1906-1922.
- 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* 34
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Olsen, S.L., Løkken, J.O., Töpper, J.P., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, M. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn. I Framstad, E. (red.) 2019. *Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press.
- Binkley, D. & Högberg, P. 2016. Tamm review: revisiting the influence of nitrogen deposition on Swedish forests. *For. Ecol. Mgmt* 368: 222-239.
- 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.

- Bobbink, R., Hick, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Corderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & De Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol Appl* 20: 30-59.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. *Nat. Norge (NiN) Art.* 8: 1-331.
- 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.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 327-349.
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolonen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. *Global Change Biol.* 16: 577-586.
- 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. 2001. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. Allforsk Rapport 17. 44 s.
- Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839. S. 39-60.
- Buch, H. 1945. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. I. *Soc. Scient. Fenn. Commentes Biol.* 9: 1-44.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. *Soc. Scient. Fenn. Commentes Biol.* 20: 1-49.
- 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/Utdredninger_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.
- Czekanowski, J. 1909. Zur differential Diagose der Neandertalgruppe. *Korrespondenzbl. dt. Ges. Anthrop.* 40: 44-47.

- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. PhD theses, NTNU, Trondheim
- De'ath, G. 1999. Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. *Pl. Ecol.* 144: 191-199.
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic Appl. Ecol.* 4: 493-506.
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eeva, T. & 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 ectoparasites 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.
- Ehrich, 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. 2019. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7>
- 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.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. *J. Veg. Sci.* 1: 261-270.
- Ekenstedt, J., Ollila, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. Upublisert rapport.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as a test of hypotheses on trophic interactions. *Ecography* 24: 555-568.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica XVII*. Göttingen. 258 pp.
- Ellis, C.J. & Coppins, B.J. 2006. Contrasting functional traits maintain lichen epiphyte diversity in response to climate and autogenic succession. *Journal of Biogeography* 33: 1643-1656.
- 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.
- Erkamo, V. 1958. Kesän 1955 kuivuudesta ja sen vaikutuksesta kasveihin erityisesti Etelä-Suomessa (Deutsches Ref.: Über die Dürre des Sommers 1955 und deres Einwirkung auf die Pflanzen besonders in Südfinnland). *Annls bot. Soc. zool.-bot. fenn. Vanamo* 30: 1-45.
- 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. & Willmann, B. 2009. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon på bjørk i Dividal og Gutulia i 2008. I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490. S. 85-109.
- Evju, M., Bruteig, I.E., Myklebost, H.E. & Willmann, B. 2011. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Solhomfjell og Børgefjell. I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 702. S. 44-76.
- Evju, M., Bruteig, I.E. & Myklebost, H.E. 2014. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2013. I Framstad, E., red. 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1036. S. 95-108.
- 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.
- Flatberg, K. I. 1994. Moseskader i barskog. Del I: Overvåkning av moser i barskog. Utredn. Dir. Naturforv. 1994: 9-30.
- 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.) 2012. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking i 2011: Smågnagere. Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 840: 57-63.
- 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.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 12: 1-279.
- Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 18: 1-41.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. *Klima* 2: 2-34.
- Førland, E. J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 39: 1-63.

- Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. *Ambio* 37: 420-424.
- Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.
- Gjershaug, J.O., Brøseth, H., Kleven, O., Kålås, J.A., Mattisson, J. & Tovmo, M. 2018. Monitoring methods for the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Norway. *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2018.1478389
- Glime, J.M. 2017. Temperature: Effects. Chapt. 10-1. In: Glime, J.M. *Bryophyte Ecology. Volume 1. Physiological Ecology*. 10-1-1 Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Last updated 13 March 2017 and available at <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology>
- Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.* 2: 1-28.
- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H. & van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446-448.
- Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Gregory, R.D. & van Strien, A. 2011. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil Trans R Soc Lond B* 360: 269-288.
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. *Biol. Cons.* 43: 309-319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. *J. Animal. Ecol.* 59: 743-752.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. *K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr* 11: 1-88.
- 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.
- Halvorsen, R. 2010. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smånagere og fugl. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990-2009. *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 580: 17-27.
- Halvorsen, R. 2014. Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2018. *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 1036: 71-86.
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Vegetasjonsundersøkelser av boreal skog i Solhomfjell. *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 490: 43-69.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2013. *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 1036: 44-70.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge (NiN) versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2018a. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. *Nat. Norge (NiN) Art.* 1: Version 2.2.0: 1-356.

- Halvorsen, R., medarbeidere & samarbeidspartnere 2018b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. Nat. Norge (NiN) Art. 3: Version 2.2.0: 1-530.
- 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.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press, London.
- 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.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V. & Skálová, H. 1993. Small-scale variability as a mechanism for large-scale stability in mountain grassland. *J. Veg. Sci.* 4: 163-170.
- 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.
- Hiirsalmi, H. 1969. *Trientalis europaeus* L. A study of the reproductive biology, ecology and variation. *Annls Bot. Fenn.* 6: 119-173.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA – A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, N. Y.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- 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.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2010. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Agder. Skog og landskap ressursoversikt 02/2010, Ås.
- Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. *Vår fuglefauna* 22: 5-9.
- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. NILU Rapport OR 61/2002.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- 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., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. I: Natur og næring i samspill (Grande, J., Husby, M. & Moa, P., red.). Akademika forlag, Trondheim. ss. 225-244

- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014b. Moderne landbruk og effekter på biologisk mangfold. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 199-224. Akademika forlag, Trondheim.
- Husby, M., Vang, R., Dyrhaug, E. & Kålås, J.A. 2017. Hvilke fuglearter har flest nett-visninger, og deres bestandstrender i TOV-E. Vår Fuglefauna 2017: 12-15.
- Hutchings, M.J. 1986. Plant population biology. In: Moore, P. D. & Chapman, S. B. (eds.), *Methods in plant ecology*. Blackwell, Oxford, s. 377-435.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. *Ecology* 75: 791-806.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107: 376-392.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". DN-utredning 9-2010.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. *PNAS* 108: 1970-1974.
- Ives, A.R. 1995. Measuring resilience in stochastic systems. *Ecol. Monogr.* 65: 217-233.
- 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.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? *BioScience* 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- 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 782.
- 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.
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2019. Endringer for våre fuglebestander. *Vår Fuglefauna* 42: 18-23.
- 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.
- Legendre, P. & Legendre, L. 2012. Numerical ecology, 3. utg. Elsevier, Amsterdam.
- 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
- Liu, H.Y., Økland, T., Halvorsen, R., Gao, J.X., Liu, Q.R., Eilertsen, O. & Bratli, H. 2008. Gradient analyses of forests above vegetation and its relationships to environmental variables in five sub-tropical forest areas, S and SW China. *Sommerfeltia* 32: 1-196.
- 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.
- Mahecha, M.D., Martínez, A., Lischeid, G. & Beck, E. 2007. Nonlinear dimensionality reduction: alternative ordination approaches for extracting and visualizing biodiversity patterns in tropical montane forest vegetation data. *Ecol. Informatics* 2: 138-149.
- Mälikönen, E., Kellomäki, S. & Aro-Heinilä, V. 1982. Effect of fertilization and irrigation on the ground vegetation of a Scots pine stand. *Silva Fenn.* 16: 27-42.
- 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.
- Miller, J. 1967. A formula for average foliage density. *Australian Journal of Botany*. 15: 141-144.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – *Vegetatio* 69: 89-107.
- Minchin, P.R. 1990. DECODA Version 2.01. Dept. Biogeogr. Geomorph., Aust. natn. Univ., Canberra.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig skog i Agder. –NINA Oppdragsmeld. 306
- 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.
- Nault, A. & Gagnon, D. 1993. Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. – *J. Ecol.* 81: 101-119.
- 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. & Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, E.B., Vang, R., Kjønsgberg, M. & Kvasnes, M.A.J. 2019. Tetraonid line transect surveys from Norway: Data from Fjellstyrene. Norwegian Institute for Nature Research. Sampling event dataset <https://doi.org/10.15468/975> (accessed via GBIF.org.no 2019-08-27).
- 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., Rydgren, K. & Økland, R.H. 2004. Demography and population dynamics of *Drosera anglica* and *D. rotundifolia*. – *J. Ecol.* 92: 110-121.
- Nordbakken, J.F., Økland, T., Røsgberg, I & Engan G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl*. NINA Rapport. 580: 28-39.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. *Ambio* 34: 20-24.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. DN-utredning 3-2010.
- 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., Tøpper, 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. 1993. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. *Rapp. Skogforsk.* 1993: 1-24.
- 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 dvergfalk. NINA Oppdragsmelding 232.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk 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.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. – NINA Rapport 213. 42 s.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. I Donker, M., Eijsackers, H. & Heimback, F. (eds) *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee. S. 373-382.
- 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.
- 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, J. 2007. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. Univ. of Oulu, Oulu.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2019. *vegan: Community Ecology Package Version 2.5-4*. The R foundation for statistical computing, <http://cran.r-project.org>.)
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. *Ecography* 15: 226-236.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*) populations. *Science of the Total Environment* 371: 176-89.

- Pedersen, 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.
- Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321-326.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>.
- 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.
- 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.
- Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models using integrated nested Laplace approximations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 71(2):319-392. www.r-inla.org
- Rydgren, K. & Økland, R.H. 2002. Life cycle graphs and matrix modelling of bryophyte populations. *Lindbergia* 27: 81-89.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. *Ecology* 85: 1906-1915.
- 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.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. *Adv. Bryol.* 6: 135-168.
- Schleppi P., Conedera M., Sedivy I., Thimonier A., 2007: Correcting non-linearity and slope effects in the estimation of the leaf area index of forests from hemispherical photographs. *Agric. Forest Meteorol.* 144: 236–242.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. *European Journal of Wildlife Research* 77: 523-535.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. *Population Ecology* 53: 361-371.
- 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>
- 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.
- Skrindo, A. & Økland, R.H. 2002. Effects of fertilization on understorey vegetation in a Norwegian *Pinus sylvestris* forest. *Appl. Veg. Sci.* 5: 167-172.
- Skyllberg, U. 1991. Seasonal variation of pH_{H2O} and pH_{CaCl2} in centimeter-layers of mor humus in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. *Scand. J. For. Res.* 6: 3-18.
- 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. AR18×18 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., 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.
- Stålfelt, M.G. 1937a. Der Gasaustausch der Moose. *Planta* 27: 30-60.
- Stålfelt, M.G. 1937b. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161 195.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- 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.
- Tamm, C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). - Meddn St. Skogsforsklnt. 43: 1: 1-140.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO: a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis and redundancy analysis (version 2.1). TNO Institute for Applied Computer Science, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- Thimonier, A., Sedivy, I. & Schleppi, P., 2010: Estimating leaf area index in different types of mature forest stands in Switzerland: a comparison of methods. *Eur. J. For. Res.* 129: 543-562
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
- Tovmo, M., Mattisson, J. & Kleven, O. 2018. Overvaking av kongeørn i Noreg 2018. Resultat frå 12 intensivt overvaka område. NINA Rapport 1602. 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. & Tamm, C.O. 1993. Forest undergrowth as a biomonitor for deposition of nutrients and acidity. I: van Dobben, H.F. (red.), Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity, Agricultural Univ. of Wageningen, Wageningen, s. 113-139.
- van Son, T.C. & Halvorsen, R. 2014. Multiple parallel ordination and data manipulation: the importance of weighting species abundance data. *Sommerfeltia* 37: 1–36.
- 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.
- Wang, R. & Bruteig, I. E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. Allforsk rapport 1. 51 s.
- 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.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York.
- Yoshioka, P.M. 2008. Misidentification of the Bray-Curtis similarity index. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 368: 309-310.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1995a. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. *Lindbergia* 19: 50-62.
- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1995c. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. *Sommerfeltia Suppl.* 6: 1-33 .
- Økland, R.H. 1995d. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. *Nord. J. Bot.* 15: 415-438.
- Økland, R.H. 1995e. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? *J. Veg. Sci.* 7: 289-292.
- Økland, R.H. 1997a. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 2: 1-35.
- Økland, R.H. 1997b. 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. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Consequences of the vertical position of individual shoot segments. *Oikos* 88: 449-469.
- 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. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. *Sommerfeltia* 2: 1-224.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.

- Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. *J. Ecol.* 84: 63-69.
- Økland, R.H., Skrindo, A. & Hansen, K. T. 2000. Endringer i træs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988-1998. *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 5: 1-76.
- 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. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22.
- Økland, T. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 362: 29-39.
- Økland, T. & Nordbakken, J.F. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013. I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* NINA Rapport 1036: 34-43.
- Økland, T., 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.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F., Engan, G. & Røsberg, I. 2019. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017. Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 1608: 36-48.
- 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., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. NINA Rapport 490: 15-42.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 952: 17-26.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Stabbetorp, O.E. & Often, A. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen 2013. I Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1036. s. 17-33.
- 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.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Töpper, J.P., Chala, D., Often, A., Olsen, S.L., Myklebost, H.M. & Stabbetorp, O.E. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. I Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376.
- 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 Ims 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: 978-82-426-3442-9

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