



Nasjonalt nettverk av flater for
intensivovervåking i skog:
**Endringer i planteartsmangfold i
granskog i perioden 1988-2002**
Tonje Økland, Rune H. Økland, Harald Bratli og Odd Eilertsen



**Nasjonalt nettverk av flater for
intensivovervåking i skog:**

**Endringer i planteartsmangfold i
granskog i perioden 1988-2002**

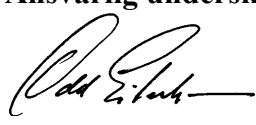
Tonje Økland, Rune H. Økland, Harald Bratli & Odd Eilertsen

Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås 2004
NIJOS rapport 06/2004

ISBN: 82-7464-322-4

Forsidefoto: Rune H. Økland

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Tittel:	Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002	NIJOS nummer:	06/2004
Forfattere:	Tonje Økland (NIJOS), Rune H. Økland (UiO/NIJOS), Harald Bratli (NIJOS) & Odd Eilertsen (NIJOS)	ISBN nummer:	82-7464-322-4
Oppdragsgiver:	NIJOS/(DN)	Dato:	30.01.04
Fagområde:	Vegetasjonsøkologi, overvåking	Sidetail:	55
Utdrag:			
<p>I rapporten presenteres resultatene for bearbeiding av data fra til sammen 561 overvåkingsflater fordelt på 11 granskogsområder i Norge. Alle flatene ble analysert 3 ganger med 5 års omløpstid i perioden 1988- 2002 ved standardisert, sammenlignbar metodikk, her kalt "Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking". Endringer fra første til annet omløp (1988-1997) er tidligere rapportert, sammen med resultater for bjørkeskogsflatene i TOV. De endringene som ble observert i første femårsperiode fortsetter til dels i den neste femårsperioden 1993-2002 og i tiårsperioden: Mens tilbakegangen for mange karplantearter i de sørligste/sørøstligste områdene (tolket som effekter av luftforurensing) fortsetter, stopper den generelle økningen i moseartenes mengde og artsantall (tolket som effekter av klimaforhold) opp. Karplantetilbakegangen i sør/sørøst utgjør et konsistent mønster for tiårsperioden sett under ett. For moser trer flere nyanser i endringsmønsteret fram gjennom den andre femårsperioden: 1) Mengdeøkningen for store moser fortsetter. 2) En tendens til at mindre moser reduseres i mengde i mange områder opptrer som et nytt endringsmønster. Mengdeøkningen for store moser forklares av generelt gode voksestedsforhold (hovedsakelig klimatiske forhold) for moser også i andre halvdel av 1990-årene og fram til 2002. De mindre mosenes tilbakegang forklares ved at disse kommer i en "flaskehalsituasjon" med økende overvokningsfare som resultat av de store mosenes mengdeøkning. Videre overvåking er nødvendig for å fastslå om denne nye tendensen vil forsterke seg ytterligere og føre til varig tap av moseartsmangfold og/eller ytterligere reduksjon av karplanteartsmangfoldet.</p>			
Abstract:			
<p>We report the results of statistical treatment of data from 561 plots in 11 spruce forest areas in Norway. All plots were analysed 3 times, at 5-year intervals, using a standardised methodology, here referred to as "The Norwegian Concept for Vegetation Ecological Intensive Monitoring". Changes in the plots from establishment to the first reanalysis have earlier been reported together with the results from the plots in 6 birch forest TOV areas. The changes reported for the first 5-year period partly continues in the next 5-year period 1993-2002 and in the ten-year period: While the reduced abundances of many vascular plants in the south- and south eastern areas (interpreted as related to deposition of airborne pollutants) continues, the general increase of bryophyte species' abundances and bryophyte species number (interpreted as brought about by climatic conditions) stops. Several new facets in the pattern of bryophyte change appear during the second five-year period: 1) The abundance increase of large bryophytes continues. 2) A tendency for small bryophytes to experience abundance reduction in many areas is a new pattern of change. The abundance increase for large bryophytes is interpreted as due to favourable growth conditions (mainly climatic) for bryophytes also during last part of the 1990s, lasting until 2002. The reduction of small bryophytes is explained as a "bottleneck situation", by which the danger of being overgrown increases with increased abundance of large bryophytes. Continuation of the monitoring programme is necessary in order to decide if this new tendency will reinforce itself and result in permanent loss of bryophyte species richness and /or further reduction in the richness of vascular plants.</p>			
Andre NIJOS publikasjoner fra prosjektet:			
<p>Økland, T. 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand": Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge. I Rausjømarka i Akershus. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging, Ås. (52 s.). Økland, T. 1993. Overvåking: Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging Rapp. 1993: 6: 1-76. Økland, T. 1999. Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-årsperiode. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging. 1999: 19: 1-33. Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, E. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging. 2001: 8: 1-46.</p>			
Emneord:	Keywords:	Ansvarlig underskrift:	Pris kr.:
Overvåking, vegetasjon biomangfold, skog, klimaendringer, langtransporterte luftforurensinger	Monitoring, vegetation biodiversity, forest, climatic change, long distance airborne pollutants		210,-
Utgiver:			
Norsk institutt for jord- og skogkartlegging Postboks 115, 1430 Ås Tlf.: 64949700 Faks: 64949786 e-mail: nijos@nijos.no			

Forord

I denne rapporten fremlegges resultater fra vegetasjonsovervåkingsflatene i granskog for tidsperioden 1988–2002. Undersøkelsene omfatter 10 områder som ble etablert av NIJOS i årene 1988–1992 samt Solhomfjell-området som ble etablert i 1988 i regi av Miljøverndepartementet, men som nå både inngår i DN's Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) og er NIJOS-område. Undersøkelsene i Solhomfjellområdet har vært finansiert av Miljøverndepartementet, Universitetet i Oslo, DN og NIJOS.

Forfatterne ønsker å rette en spesiell takk til Vegar Bakkestuen, for sin innsats med kartfigurene i rapporten. Forfatterne takker også kolleger og andre, for mange til at alle kan nevnes, som under feltarbeid eller andre faser av arbeidet med undersøkelsene har bidratt med sin innsats. Vi takker dessuten de mange som har bidratt til at undersøkelsene har blitt videreført gjennom 15 år, blant annet ved å skaffe finansiering. Vi takker også grunneiere, eiere av hytter og andre som på mange forskjellige måter har bidratt til den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene.

Innhold

FORORD	III
INNHold	IV
INNLEDNING	1
MATERIALE OG METODER	3
Materiale.....	3
Overvåkingsområdene.....	3
Metoder for prøveflateutvelgelse.....	3
Analyse av vegetasjon.....	5
Registrering av miljøvariabler og tresjiktvariabler.....	6
Klimautvikling i overvåkingsområdene i tidsperioden 1987–2002.....	6
Størrelsesinndeling av moser.....	7
Utvikling i populasjoner av etasjemose (<i>Hylocomium splendens</i>).....	7
Statistisk bearbeiding av data.....	9
Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data samlet inn ved første gangs analyse.....	9
Analyser av endringer mellom to analysetidspunkter.....	10
RESULTATER	13
Klimautvikling i overvåkingsområdene i tidsperioden 1987–2002.....	13
Endringer i artssammensetning (forflytning av prøveflater langs ordina-sjonsakser).....	13
Endringer i karplanteartenes mengder.....	18
Endringer i antall karplantearter per prøveflate.....	21
Endringer i moseartenes mengder.....	21
Relasjoner mellom endring i mosearters mengder og mosenes størrelse.....	25
Endringer i antall kryptogamarter per prøveflate.....	27
Utvikling i populasjoner av etasjemose.....	27
DISKUSJON	31
Endringer i karplantearters mengder og antall.....	31
Endringer i mosemangfold og relasjoner til klimaforhold.....	33
KONKLUSJON	39
REFERANSER	40
APPENDIKS 1	44
APPENDIKS 2	48
APPENDIKS 3	52

Innledning

Vegetasjonsøkologisk overvåking i intensivflater i granskog ble startet opp i 1988 etter at vegetasjonsendringer observert i Sør-Sverige og Sentral-Europa ble satt i sammenheng med forsuring og nitrogengjødsling (f.eks. Heil & Diemont 1983, Wittig & Neite 1985, Falkengren-Grerup 1986), og som resultat av en erkjennelse av mangel på kunnskap om disse forholdene i Norge. To vegetasjonsøkologiske overvåkingsundersøkelser i barskog ble initiert dette året. "Sur nedbørs virkning på skogsvegetasjonen: Referansefelt Gjerstad" (R. Økland & Eilertsen 1993) ble finansiert av Nasjonalkomiteen for miljøvernforskning (NMF), som var underlagt Miljøverndepartementet. "Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog" (T. Økland 1989, 1990, 1996) ble startet opp som et ledd i NIJOS-programmet "Overvåking av skogens sunnhetstilstand" (Rørå et al. 1988), som i sin tur ble initiert og finansiert av Landbruksdepartementet. I Solhomfjell-området i Gjerstad ble 200 permanente prøveflater etablert i gran- og furuskog. I NIJOS-undersøkelsen ble det etablert og analysert 50 permanente prøveflater i hvert av de 2 granskogsområdene som ble startet opp i 1988 (Rausjømarka i Akershus og Grytdalen i Telemark). Deretter ble 2 nye områder etablert hvert år fram til og med 1992 slik at til sammen 500 prøveflater finnes, fordelt på 10 områder. Alle de 500 flatene var etter feltsesongen 2002 analysert 3 ganger med 5 års omløpstid. Fjerde analyseomløp ble startet opp i 2003 (med de 2 områdene som første gang ble analysert i 1988). I Solhomfjell er 61 intakte flater i granskog analysert 4 ganger, også disse med 5 års omløpstid.

"Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV; se Løbersli 1989) ble startet opp i 1990 (Fremstad 1991). I løpet av de påfølgende årene ble det etablert 6 områder for overvåking av bjørkeskog (5 av disse i fjellbjørkeskog). Et utvalg prøveflater fra undersøkelsen i Solhomfjell-området ble tidlig inkludert i TOV (R. Økland 1991). Fra 1998 er hele aktiviteten i Solhomfjell-området videreført som del av TOV. Fra 1993 er det benyttet samme metodikk i de øvrige TOV-områdene som i granskogsområdene ("*Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking*", se T. Økland et al. 2001). Dette metodekonseptet benyttes også i andre undersøkelser, som for eksempel studier av effekter av terrengkalking (Eilertsen et al. 1998, Bakkestuen et al. 1999, Aarrestad et al. 1999), vegetasjonsovervåkingen i IMPACTS-prosjektet i Kina (T. Økland & Eilertsen 2001) og studier av effekter av ulike typer hogstpåvirkning på undervegetasjonen i skog (T. Økland et al. 2003).

Fra 1990-tallet har fokuset på klimaendringer og klimaendringenes effekter på det biologiske mangfoldet økt (jf. Solberg et al. 2000, Payette et al. 2001). Det ble tidlig klart at metodene som var utviklet for å vise endringer i skogsvegetasjonen som følge av forurensing var like vel egnet til å vise effekter av klimaendringer på skogsvegetasjonen (T. Økland et al. 2001, 2004).

I 2001 ble resultatene av en første felles bearbeiding av vegetasjonsovervåkingsdata fra granskogsområder og bjørkeskogsområder lagt fram (T. Økland et al. 2001). I denne rapporten anbefales det at de 17 områdene fra gran- og bjørkeskog til sammen utgjør grunnstammen i et "Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog", innenfor "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" (Anonym 2001 a). Det arbeides nå med en utvidelse av dette nettverket med OPS (Overvåkingsprogram for skogskader) level II flater (som Skogforsk nå har ansvaret for). Et utvalg er nedsatt for å se på harmoniseringen mellom intensivovervåkingsflater i TOV i regi NINA (Norsk

institutt for naturforskning), intensivovervåkingsflatene i regi av NIJOS og OPS level II flater i regi av Skogforsk.

Den felles rapporten for NIJOS- og TOV-områdene (T. Økland et al. 2001) konkluderer også med at bunnvegetasjonen i skog inneholder gode indikatorer på effekter av menneskeskapt påvirkning på biologisk mangfold. Den dokumenterer endringer i karplanters mengder og artsantall, samt økte enkeltartsmengder og artsantall for kryptogamer, hovedsakelig moser. Disse endringene ble tolket henholdsvis som en tidsforskjøvet respons på lang tids forsuring av skogsjorda relatert til langtransportert forurensing, og som respons på et mildere og fuktigere høst- og vinterklima (og lengre vekstperiode for moser) på 1990-tallet. Hvis disse endringmønstrene vedvarer over lengre tid, vil det få følger for skogøkosystemets struktur og funksjon. T. Økland et al. (2004) trekker fram tre mulige slike konsekvenser; (1) redusert karplanteartsmangfold, (2) en "flaskehalssituasjon" for små moser, som i økende grad vil overvokses av store arter og stå i fare for å reduseres i mengde og artsmangfold, og (3) at en tettere/mer heldekkende mosematte i skogbunnen vil kunne medføre redusert spiring av karplanter fra frø og dermed hindre naturlig regenerering, bl.a. av bartrær. Men fem år er en kort periode, og det poengteres både av T. Økland et al. (2001) og i andre publikasjoner (f.eks. R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2004) at lengre tidsserier er nødvendig for å slå fast om de observerte endringsmønstrene er langvarige og stabile. Det knytter seg derfor stor interesse til lengre serier av data fra vegetasjonsovervåkingen i skog. Fordi tredje analyseomløp for TOVs bjørkeskogsflater ikke avsluttes før i 2005 inngår disse ikke i den foreliggende rapporten.

I den foreliggende rapporten ønsker vi å presentere resultater for vegetasjonsendringer i granskog for de to femårsperiodene (1–2. analyseomløp og 2–3. analyseomløp) som nå er avsluttet, samt for hele tiårsperioden (1–3. analyseomløp). Formålet er å beskrive skogsvegetasjonens videre utvikling, med spesielt fokus på å besvare spørsmålene:

1. Fortsetter endringene som ble observert i første femårsperiode i den neste femårsperioden?
2. Utgjør disse endringene et konsistent mønster for tiårsperioden sett under ett?
3. Kan nye endringsmønstre påvises?

Materiale og metoder

Materiale

I denne rapporten presenteres resultater for vegetasjonsendringer i 11 av de 17 skogsområdene som foreløpig utgjør "Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog" (Fig. 1), dvs. for 561 flater som alle er analysert 3 ganger med 5-årig omløpstid. Detaljerte beskrivelser av overvåkingsområdene og av felt- og bearbeidingsmetodikken som benyttes i det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk overvåking er gitt i T. Økland (1990, 1996), R. Økland & Eilertsen (1993) og Lawesson et al. (2000). Kjemiske analyser av humusprøver foreligger ikke for 3. analyseomløp (se T. Økland et al. 2001).

I rapporten fokuserer vi på resultater fra den statistiske bearbeidningen av vegetasjonsendringer for de 2 første femårsperiodene og for hele tiårsperioden overvåking har pågått i de 11 overvåkingsområdene i granskog (1988–1998, 1989–1999, 1990–2000, 1991–2001 og 1992–2002); fra etablering til første reanalyse, fra første reanalyse til andre reanalyse og fra etablering til andre reanalyse (se Tab. 1). Fra Solhomfjellområdet inngår bare resultater for de 61 granskogsflatene som er analysert 3 ganger. Forskjellen i flateutvalget fra Solhomfjell-området [fra det utvalget av 120 flater som lå til grunn for analyse av endringer i første femårsperiode i T. Økland et al. (2001)] forklarer de mindre avvik fra tidligere rapporterte endringer som nå blir rapportert for første femårsperiode.

Overvåkingsområdene

De 11 områdene (Fig. 1) utspenner de naturlige klimagradientene i Norge (se Tab. 1); langs temperaturgradienten fra den boreonemorale til den nordboreale vegetasjonssonen, og langs oseanitetsgradienten fra den sterkt oseaniske seksjonen til overgangssonen mot det kontinentale innlands-Norge (Moen 1998). Samtidig fanger områdene opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensninger i Norge (se f.eks. Tørseth & Semb 1997). Så langt det var mulig uten inngående skoghistoriske undersøkelser, ble det valgt overvåkingsområder som syntes å være nær en dynamisk likevekt, dvs. uten åpenbare hogstsuksesjoner. Alle overvåkingsområdene ligger innenfor vernede områder (naturresevater og nasjonalparker).

Ved etablering ble valgt flater innenfor sammenlignbar variasjon langs lokale økologiske gradienter i "blåbærdominert granskog" i vid forstand, dvs. inkludert fuktige og noe rikere utforminger (se T. Økland 1996). Denne skogstypen ble valgt fordi den er kvantitativt og derfor økonomisk viktigst i Norge.

Metoder for prøveflateutvelgelse

Overvåkingsområdene ble etablert i årene 1988–1992 (se Tab. 1). Prøveflateutvelgelsen ble gjort som et kompromiss mellom objektivitet og tidsforbruk (jf. R. Økland 1990), i tråd med prinsippene for det norske overvåkingskonseptet (se f. eks. T. Økland 1996, Lawesson et al. 2000, T. Økland et al. 2001).



Fig. 1. Kart over overvåkingsområdene i gran- og bjørkeskog i Norge som undersøkes i regi av NIJOS og NINA. Områdene (i regi av NIJOS) som det rapporteres resultater fra her er markert med grønne sirkler (granskog).

For 10 av de 11 overvåkingsområdene ble 10 storflater á 5×10 m valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene; eksposisjon, næringsforhold, lysforhold, topografi, jordfuktighet etc. Deretter ble 5 flater á 1 m^2 plassert tilfeldig innenfor hver storflate; til sammen 50 flater i hvert område.

Tab. 1. Overvåkingsområder: Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalen (Førland 1993) for stasjoner nær hvert overvåkingsområde, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf. Sjøs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på 1961-90 normalen (Aune 1993) for stasjoner nær hvert område, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976). Områdene analyseres med 5 årsomløpstid; i hvert område er 1. reanalyse utført 5 år etter det første analyseåret, 2. reanalyse 10 år etter det første analyseåret etc.

Overvåkings- område	Bredde- grad (°N)	Lengde- grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Årsnedbør	Temperatur (°C)			Første analyse- år
						Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
Paulen	58°18-19′	7°55-56′	150-275	3	1600	5.6	-2.8	14.5	1990
Solhomfjell	58°58′	8°50′	350-475	2	1400	3.6	-5.3	14.4	1988
Lundsneset	59°03-05′	11°42-45′	120-240	10	900	5.3	-4.2	15.4	1992
Grytdalen	59°15′	8°37′	475-550	0.5	1100	3.7	-6.2	13.8	1988
Rausjømarka	59°49′	11°02′	220-300	0.2	850	3.8	-6.6	14.4	1988
Bringen	60°32-34′	9°23-24′	600-750	6	650	0.8	-9.8	12.6	1991
Otterstadstølen	60°49′	5°45′	220-350	2	3500	4.5	-3.3	12.8	1989
Gutulia	62°00-01′	12°09-13′	700-850	4	700	-0.3	-10.4	8.8	1989
Urvatnet	63°06-07′	9°48-49′	300-400	3	900	3.0	-6.0	12.1	1992
Øyenskavelen	64°17′	10°57-58′	220-300	3	2000	2.4	-6.7	12.1	1991
Granneset	66°30-31′	14°52-53′	225-325	0.5	1300	1.3	-9.1	12.1	1990

I Solhomfjell-området ble 8 transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene. Posisjoner for 100 storflater á 16 m² ble valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble plassert to flater á 1 m² i faste posisjoner. Av disse ble den nederste 1 m²-flata i hver storflate, til sammen 100 flater, analysert ved alle 3 omløp. Denne rapporten omfatter de 61 av disse flatene som er klassifisert som granskog (R. Økland & Eilertsen 1993).

I alle områdene ble posisjoner for 1 m²-flater forkastet dersom de inneholdt (minst) ett tre som ville ha hindret analysering, en stein som ville ha dekket mer enn 25 % av flata, etc. En ny posisjon ble i så fall valgt etter forhåndsfastlagte rutiner for å hindre subjektivitet ved flateutvelgelsen. Alle flater er permanent merket. 16 års erfaring har vist at eksakt flateposisjon gjenfinnes ved reanalyse.

Analyse av vegetasjon

Vegetasjonsanalyser er utført på samme måte i alle områdene og ved alle analysetidspunkter: Hver 1 m²-flate ble delt i 16 like store småruter á 0.0625 m² (Fig. 2). Forekomst/fravær av alle arter ble notert i hver smårute. Smårutefrekvens (mellom 0 og 16) ble beregnet for alle arter som mål på artsmengde i hver 1 m²-flate (jf. T. Økland 1988). Mengder (av enkeltarter og hele sjikt) ble fra 1989 også registrert som prosentvis dekning, men dette mengdemålet tilfredsstiller dårligere kravene til observatøruavhengighet. Statistisk bearbeiding av prosent dekningsdata er derfor ennå ikke foretatt og vil ikke bli presentert her. På sikt kan det være aktuelt å analysere endringer i dekning for enkelte karplanter, for eksempel smyle (*Deschampsia flexuosa*), som kan ha stor endring i mengde



Fig. 2. Eksempel på 1 m²-flate delt i 16 like store småruter ved analyse. Foto: Tonje Økland

uten at dette reflekteres i smårute-frekvensen. Det er dessuten aktuelt å teste endringer i dekning av mosesjiktet og mengdeendringer for enkeltarter av moser, da dekning av mosearter antas å kunne estimeres med større sikkerhet enn for karplanter (bl.a. på grunn av mindre variasjon gjennom året).

Registrering av miljøvariabler og tresjiktvariabler

Ved første gangs analyse ble en rekke miljøvariabler registrert i tilknytning til flatene, og humusprøver ble samlet inn for bestemmelse av jordfuktighet og jordkjemiske variabler. En rekke trevariabler ble registrert (trehøyde, kronehøyde, diameter, kronedekning, relaskopsum, m.m.) og indekser for treinnflytelse ble beregnet på grunnlag av registreringer for alle trær som var rotfestet i, eller der trekrona dekket et areal innenfor, storflatene og en randzone rundt disse med fast bredde. Variabelsettene (topografiske, treinnflytelsesvariabler, jordkjemiske og jordfysiske m.m.) omfatter 32 variabler. Alle variablene er knyttet til den enkelte analyseflate og er benyttet i den økologiske tolkningen av vegetasjonsgradienter ved førstegangsanalyse (se T. Økland 1990, 1993, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993).

Klimautvikling i overvåkingsområdene i tidsperioden 1987–2002

Klimautviklingen i perioden 1987–2002 i overvåkingsområdene er vurdert på grunnlag av måledata fra Det norske meteorologiske institutt (Anonym 1987–2002) for de klimastasjonene som er plassert nærmest mulig hvert enkelt overvåkingsområde og der både nedbør og temperatur ble målt (se Tab. 2 for stasjonsoversikt). Fordi vi først og fremst var interessert i klimautviklingen relativt til normalen (normalperioden 1960–90; Aune 1993, Førland 1993), stilte vi sammen månedsdata for nedbørens og temperaturens *avvik* fra normalen. Nedbøravviket er angitt som forholdstallet mellom observert og normal månedsnedbør (et forholdstall på 2 svarer til dobbelt av normal nedbør) mens temperaturavviket er angitt som differansen mellom observert og normal månedstemperatur.

På grunn av at høsten anses å være den viktigste vekstperioden for skogbunnsmoser (jf. Tamm 1953), stilte vi også sammen data for temperatur- og nedbøravvik fra normalen for hver høst i undersøkelsesperioden. Høsten er definert som månedene september,

Tab. 2. Oversikt over klimastasjoner som danner runnlaget for oversikten over klimautviklingen i overvåkingsområdene i undersøkelsesperioden 1988–2002.

Overvåkingsområde Stasjonsnummer og -navn

Paulen	3904 Kjevik
Solhomfjell, Grytdalen	3723 Tveitsund
Lundsneset	0113 Prestebakke
Rausjømarka	Høland; 0252 Høland–Løken (1988–1991), 0254 Høland–Fosser (fra 1991)
Bringen	2488 Nesbyen–Skoglund
Otterstadstølen	5229 Modalen II
Gutulia	0070 Drevsjø
Urvatnet	6618 Orkdal–Øyum (1988–1995), 6673 Berkåk–Lyngholt (1996–2002)
Øyenskavelen	7210 Namdalseid
Granneset	7940 Nerdal i Rana (1988), 7953 Rana–Båsmoen (1989–2001), 8070 Glomfjord (2002)

oktober og november. Nedbøravviket er angitt som forholdstallet mellom total observert nedbør gjennom hele høsten og summert normal nedbør for de tre høstmånedene.

Størrelsesinndeling av moser

Mosearter ble inndelt i størrelsesgrupper ved bruk av en indeks utviklet av R. Økland (1995b). Størrelsesindeksen *S* referer seg til ett års normal vekst (største lengde • bredde i mm²), subjektivt estimert dels på opplysninger i litteratur, dels på egne feltobservasjoner i undersøkelsesområdene. *S* er skåret på en 9-punkts logaritmisk skala: 1 – areal <4 mm²; 2 – areal 4 –8 mm²; 3 – areal 8 – 16 mm²; 4 – areal 16 – 32 mm²; 5 – areal 32 – 64 mm²; 6 – areal 64 – 128 mm²; 7 – areal 128 – 256 mm²; 8 – areal 256 – 512 mm² og 9 – areal > 512 mm².

Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Populasjonsbiologiske studier av etasjemose (*Hylocomium splendens*) har foregått i 1 m²-flatene i sju av overvåkingsområdene i granskog siden 1990 (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia og Granneset), se R. Økland (1995c). I fem av områdene ble alle 1 m²-flatene gjennomført årlig, i Gutulia ble bare 25 flater gjennomført årlig på grunn av stor skuddtetthet, mens antallet flater som ble gjennomført i Solhomfjell-området var 101. Demografiske registreringer startet opp i ei flate fra det år antallet *etasjemosevekstpunkter* (se nedenfor) var minst 8 innenfor et forhåndsdefinert areal innenfor flata. Antallet flater der demografiske registreringer er utført var 119 når registreringene startet i 1990, men hadde økt til 145 i 2002. Detaljerte beskrivelser av art, datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder finnes hos R. Økland (1995c), se også R. Økland (1997).

Etasjemose er særlig godt egnet for populasjonsbiologiske (demografiske) studier fordi (1) den er vanlig, slik at randomiserte prøveflateutvalg kan brukes til demografiske studier (se Crawley 1990), og (2) den har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekst-perioder (Hagerup 1935, R. Økland 1995c). Etasjemosen antas å være 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 moser antas dessuten å være særlig følsomme for små endringer i miljøforholdene (Proctor 1990, Farmer et al. 1992) og velegnet som tidlige



Fig. 3. Etasjemoseskudd med flere merkede forgreininger. Foto: Rune H. Økland.

indikatorer på endringer i miljøet (Potter et al. 1995). Dette gjelder særlig klimaendringer fordi mosenes vekst i hovedsak er styrt av lengden på den perioden der mosen er fuktig samtidig som lys- og temperaturforholdene muliggjør vekst (Stålfelt 1937, R. Økland 1997).

Etasjemoseskudd (Fig. 3) er bygd opp ved repetisjon av byggesteiner, *moduler*, som i prinsippet er like. Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt *vekstpunkt* fra ryggsida på 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 fjærgreinetet vekstpunktet nådd full størrelse og blitt et *modent segment*. Vekstpunkter kan imidlertid også utvikle seg fra skuddfragmenter og ved *regenerering* fra hvilende anlegg på eldre skudd-deler (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddkjedene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes

kontinuerlig ned fra grunnen, men de siste 2-8 segmentene holdes normalt sammen om ikke skuddet blir fysisk skadet.

Avhengig av hvor vanlig etasjemose var i det aktuelle overvåkingsområdet ved demografiundersøkelsens start i 1990 ble en standard, områdespesifikk, del av hver prøveflate (normalt en smårute nr. 3 fra venstre i nedre rad; 625 cm²) benyttet som *demografiflate* fra det året den inneholdt minst åtte etasjemosevekstpunkter. Et mindre *aktivt areal* (minsteareal 39 cm²) ble benyttet fra starten dersom antallet vekstpunkter i ethvert større areal oversteg 25. Når antallet vekstpunkter innen det aktive arealet kom utenfor intervallet 6-50 (fra 2001 endret til 8-*n*, der *n* er et områdespesifikt tall mellom 28 og 40), er størrelsen på det aktive arealet utvidet eller redusert (for registreringer i påfølgende år) etter en standardisert prosedyre.

Årlige registreringer ble utført mellom 15. august og 10. oktober (dvs. etter at de nye segmentene var fullt utvokst, men før første snøfall) hvert år 1990–2002. Ved hver registrering ble alle vekstpunkter som ble registrert forrige høst forsøkt gjenfunnet. Alle intakte vekstpunkter ble kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (se R. Økland 1995c). Koblinger mellom vekstpunkter av året og vekstpunkter som var til stede ved forrige års registrering ble utredet så langt det var mulig uten fare for å skade skuddene eller mosemattas struktur. I denne undersøkelsen brukte vi tettheten, det vil si det gjennomsnittlige antallet vekstpunkter per m² i alle 50 (i Solhomfjell 101, i

Gutulia 25) flater ved registreringstidspunktet, som mål på etasjemosepopulasjonsstørrelsen.

Størrelsen på alle intakte segmenter som hadde utviklet seg til modne segmenter i et gitt registreringsår ble estimert på grunnlag av målinger av (1) segmentlengde, (2) antall første ordens greiner med greiner av andre orden, og (3) lengste første ordens grein. Til dette nyttes en regresjonsmodell som relaterer målingene til tørrvekten, og som forklarer 91,3% av variasjonen i segmentstørrelse (se R. Økland 1995c). Som mål på gjennomsnittsproduksjonen per modne segment beregnet vi det geometriske gjennomsnittet av estimert tørrvekt, først for hver prøveflate og dernest for hvert overvåkingsområde. Det segmentet som blir målt og størrelsesestimert i år $t+1$ hadde størsteparten av sin vekst i sitt første år, det vil si i år t . Vi estimerte derfor etasjemoseproduksjonen (g/m^2) i år t som et produkt av tettheten i år t og gjennomsnittstørrelsen for segmenter registrert som modne i år $t+1$. Utviklingen i etasjemoseproduksjon fra år til år i hvert overvåkingsområde ble framstilt i figurer lik de som beskriver klimautviklingen, men med 2-logaritmisk y-akse. En økning med én enhet svarer dermed til en dobling av etasjemoseproduksjonen.

Statistisk bearbeiding av data

Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data samlet inn ved første gangs analyse



Fig. 4. Flate på relativt næringsrikt voksested.
Foto: Tonje Økland.

De viktigste vegetasjonsgradientene i hvert område ble funnet ved hjelp av ordinasjonsmetoder; dvs. multivariat statistiske metoder til å finne hovedstrukturen i et vegetasjonsdatasett (R. Økland 1990). Ved ordinasjonsanalyse blir flater med lik artssammensetning plassert nær hverandre langs ordinasjons-akser, mens flater med ulik artssammensetning blir plassert langt fra hverandre. Hver ordinasjonsakse representerer en gradient i artssammensetning; en vegetasjonsgradient. Vegetasjonsgradientene kan gis en økologisk tolkning, for

eksempel ved å korrelere flatenes plassering langs aksene med miljøvariabler målt ved og i flatene (se R. Økland 1990). Utfyllende dokumentasjon av statistisk metodikk og resultater av vegetasjonsøkologiske basisundersøkelsene er å finne i T. Økland (1990, 1996), R. Økland & Eilertsen (1993) og Lawesson et al. (2000). For detaljer med hensyn til tolkning av vegetasjonsgradienter, se T. Økland (1990, 1996) og R. Økland & Eilertsen (1993).

På grunnlag av den vegetasjonsøkologiske basisundersøkelsen ble prøveflater innen hvert område fordelt på to grupper, "fattige" og "rikere" (Fig. 4. jf. R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004). Denne fordelingen ble gjort separat for hvert overvåkingsområde ved å identifisere punktet langs DCA-ordinasjonsaksen tolket som relatert til en gradient i næringsinnhold i jorda (Tab. 3) som best skilte flater (1) med stor

mengde av arter som er mer eller mindre begrenset til den næringsrike del av gradienten [slike som hvitveis (*Anemone nemorosa*), sveve (*Hieracium* spp.), gaukesyre (*Oxalis acetosella*), teiebær (*Rubus saxatilis*) og storkransemose (*Rhytidiadelphus triquetrus*)] fra flater der slike arter manglet eller forekom bare sporadisk, og (2) som hadde lavt mineralinnhold (høyt glødetap), lav pH og lave konsentrasjoner av Ca og N i humuslaget, fra flater med høye verdier for disse variablene.

Analyser av endringer mellom to analysetidspunkter

Resultater for endringer fra 1. til 2. omløp er tidligere presentert i T. Økland et al. (2001, 2004). Disse resultatene presenteres på nytt her for å lette tolkningen av endringer for hele tiårsperioden. For Solhomfjell er enkelte testresultater forskjellige fra dem som tidligere er presentert, da flateutvalget er forskjellig ($n = 61$ i stedet for $n = 120$; bare 61 granskogsflater i Solhomfjell-området er analysert 3 ganger).

Separat for hvert område er det utført ordinasjonsanalyser av samlede vegetasjonsdatasett der både data fra første omløp og reanalysedata for 2. og 3. omløp inngår; dvs. 150 flater for hvert av de 10 områdene og 183 flater fra Solhomfjell-området. Disse ordinasjonsanalysene gir uttrykk for endringer i *artssammensetningen* gjennom de to femårsperiodene og hele tiårsperioden sett under ett.

Dataene muliggjør analyse av endringer i flere indikatorvariabler for biologisk mangfold. For følgende indikatorvariabler er endringer fra etablering til første reanalysetidspunkt (første 5-årsperiode), fra første til andre reanalysetidspunkt (andre femårsperiode) og fra etablering til andre reanalysetidspunkt (tiårsårsperioden) testet områdevis ved bruk av den ikke-parametriske, tosidige Wilcoxon-testen (jf. Sokal & Rohlf 1995):

(1) Flatenes forflytning langs den tolkede hovedordinasjonsaksen når denne var relatert til næringsforhold.

(2) Endringer i *mengder* for enkeltartene. Tester er utført for alle arter i hvert enkeltområde med observert mengdeendring i ≥ 5 flater i løpet av den aktuelle tidsperioden.

(3) Endring i *antall karplantearter* og *antall kryptogamarter* (mose- og lavarter) i hver flate.

Testing av hvorvidt antall arter med signifikant mengdeendring i et område var større enn det forventede antallet, ble gjort for områder med 5 eller flere testede arter ved hjelp av ensidig G-test (jf. Sokal & Rohlf 1995).

Sammenhenger mellom endringer i mosemengde og mosenes størrelse ble analysert på grunnlag av optelling, for hvert område og tidsintervall, av antall moser med signifikant økning og reduksjon i mengde, og antall testede mosearter i hver størrelsesgruppe. De fire hypotesene av typen "det er ingen tendens til at *store* moser går signifikant mer *fram* enn små" (det er fire kombinasjoner av liten/stor og framgang/tilbakegang, som beskriver samme nulltilstand, at mosearter med endring i mengde ikke skiller seg i størrelse fra arter hvis mengde ikke endrer seg i det aktuelle tidsintervallet) ble testet ved bruk av en skreddersydd randomiseringstest (Monte Carlo permuteringstest; jf. Legendre & Legendre 1998). Testen ble utført separat for alle områder og tidsintervaller hvor et antall mosearter signifikant større enn forventet økte, eller avtok, i mengde (jf. G-testresultatene). Til å forklare hvordan testen gjøres, bruker vi data fra Granneset fra 1. til 3. omløp, et område og et tidsintervall der et signifikant antall mosearter

Tab. 3. Økologisk tolkning av den viktigste vegetasjonsgradienten, DCA 1, i 11 overvåkingsområder fra granskog. $n = 50$ for alle områder bortsett fra Solhomfjell, der $n = 61$. Verdien øker med økende skår langs aksen for alle faktorer bortsett fra de som er angitt med (-). Signifikant resultat ($p < 0,05$) av Wilcoxon-test av forflytning av prøveflater langs aksen, gjort separat for rikere og fattige prøveflater, er angitt med piler ($\leftarrow \rightarrow$). Pil høyre indikerer forflytning i retning vegetasjon karakterisert av høyere verdier for variabler angitt i kolonnen for tolkning. 0 angir ikke-signifikant test. Med "topografi" menes økende helning og økende eksposisjonsgunstighet. * – ingen næringsgradient – derfor ikke testet endringer i "fattig" og "rik" del langs DCA-aksen.

Område	Viktigste vegetasjonsgradient; DCA 1, økologisk tolkning	1.- 2. omløp		2. - 3. omløp		1. - 3. omløp	
		Endring rikere	Endring fattig	Endring rikere	Endring fattig	Endring rikere	Endring fattig
Paulen	Næring/treinnflytelse/jordfuktighet (-)	0	\leftarrow	0	0	\leftarrow	\leftarrow
Solhomfjell	Næring/topografi	\leftarrow	0	\leftarrow	0	\leftarrow	0
Lundsneset	Topografi (heln., eksp. gunst.)/jordfuktighet (-)/Jorddybde	*	*	*	*	*	*
Grytdalen	Næring/topografi	0	\rightarrow	0	0	0	\rightarrow
Rausjømarka	Næring/treinnflytelse/jordfuktighet (-)	0	\rightarrow	0	0	0	\rightarrow
Bringen	Næring/topografi	\leftarrow	0	0	0	\leftarrow	\leftarrow
Otterstadstølen	Næring/jorddybde (-)	\leftarrow	0	0	0	\leftarrow	0
Gutulia	Næring	0	0	0	\rightarrow	0	0
Urvatnet	Næring/topografi/Treinnflytelse	0	0	\rightarrow	0	0	0
Øyenskavelen	Næring/topografi	0	\leftarrow	\leftarrow	0	\leftarrow	\leftarrow
Granneset	Næring/jorddybde (-)/jordfuktighet (-)	0	0	\leftarrow	0	\leftarrow	0

økte i mengde. La N være antallet testede arter og la n være antallet arter som økte signifikant i mengde (i eksemplet er $N = 25$ og $n = 5$). Dersom hypotesen at det ikke er noen sammenheng mellom mosemengdeendring og mosestørrelse er riktig, vil fordelingen på størrelseskategorier være omtrent den samme for de n artene som øker i mengde og for hele utvalget av N testede arter. Som uttrykk for fordelingen av et utvalg arter på størrelseskategorier brukte vi gjennomsnittet av størrelsesklassene; som for alle testede arter betegnes \bar{S} (i eksempelet, var $\bar{S} = 6,32$) og som for arter som økte signifikant i mengde betegnes \bar{S}_+ (i eksemplet fordelte de fem artene seg på klassene 6, 7 og 8 (tre arter), med $\bar{S}_+ = 7,40$). Dersom hypotesene våre er sanne, vil \bar{S}_+ og \bar{S} være omtrent like store; dersom små arter har større tendens til å gå fram enn store vil \bar{S}_+ være mindre enn \bar{S} , og dersom store arter har større tendens til å gå fram enn små, vil \bar{S}_+ være større enn \bar{S} . Vi valgte derfor å bruke forholdet $R = \frac{\bar{S}_+}{\bar{S}}$ (i eksemplet er $R = 1.171$) til å beskrive

tendensen til at artene som økte signifikant i mengde hadde størrelsesfordeling som avvek fra testede arter flest. Randomiseringstesten gir oss sannsynligheten (p-verdien) for at vi skal observere en verdi av R som er så stor (eller liten) som den observerte verdien R_0 , dersom hypotesen virkelig er sann (da er $R = 1$). p-verdien er altså et mål på påliteligheten av R som mål på avvik fra $R = 1$. p-verdien er avhengig av antallet testede arter og antallet signifikante enkeltartstester. Randomiseringstesten tar utgangspunkt i en variabel X med N (i eksemplet 25) observasjoner av størrelse og en variabel Y med N observasjoner av testresultat (0 = ikke-signifikant, 1 = signifikant), der antallet 1-ere er n . R_0 for dataene beregnes. Y ble deretter randomisert 9999 ganger, det vil si at vi 9999 ganger fordelte de n 1-erne tilfeldig på de N artene. For hver randomisering beregnet vi teststatistikken R . Til slutt talte vi opp s , antallet randomiseringer for hvilke $R > R_0$. p-verdien for en slik test er $(s+1)/(9999+1) = (s+1)/10000$. I vårt eksempel ble $R > 1.171$ bare observert for 101 av 9999 randomiseringer av Y ; p-verdien var derfor 0.0102. Randomiseringstesten ble bare utført for de tilfeller av økning og reduksjon der antallet arter med signifikante endring var signifikant større enn forventet i G-test. Når $R_0 < 1$ (dvs. at små arter hadde en større tendens til å gå fram enn store), testet vi hypotesen mot det ensidige alternativet $R > R_0$, når $R_0 > 1$ testet vi mot alternativet $R < R_0$.

Vi testet også om det var noen hovedtendenser (over alle områder i et gitt tidsintervall) til at mosearter som økte signifikant i mengde var større enn arter flest, og til at mosearter som avtok signifikant i mengde var mindre enn arter flest. Fordi testene fra hvert område var uavhengige av hverandre, brukte vi Fishers test for kombinerte p-verdier (Sokal & Rohlf 1995) basert på p-verdiene for enkelttestene fra en og samme tidsperiode. Når den motsatte alternativhypotesen opprinnelig var testet, fant vi p-verdien som skulle brukes i Fisher-testen av sammenhengen $p_- = 1.0001 - p_+$, der p_- og p_+ er p-verdiene for tester henholdsvis mot alternativene $R < R_0$ og $R > R_0$.

Resultater

Klimautvikling i overvåkingsområdene i tidsperioden 1987–2002

Månedsnedbøren ved målestasjonene nærmest til overvåkingsområdene varierte (som vanlig er i Norge) mye omkring normalen i perioden fra januar 1988 til desember 2002 (Fig. 5). Det var også betydelig variasjon mellom landsdelene. Områdene på Østlandet (fra Paulen til Gutulia) hadde nedbør i gjennomsnitt over det normale på slutten av 1980-tallet, omkring eller litt under det normale på 1990-tallet og igjen høyere enn normalt fra ca. 1998. Den usedvanlig høye høstnedbøren på Østlandet i år 2000 (fra 61% over normalen nær Gutulia til 114% over normalen nær Bringgen) var imidlertid en vesentlig årsak til denne trenden (se Fig. 6). Områdene på Vestlandet (Otterstadstølen) og i Midt-Norge (Urvatnet, Øyenskavelen og Granneset) hadde bare små avvik fra normalene, bortsett fra at årsnedbøren 1998–2000 var under normalen (Fig. 5).

Høstnedbøren, det vil si den samlede nedbørsmengden for september, oktober og november (Fig. 6), varierte etter omtrent samme regionale mønster som månedsnedbøren (Fig. 5). På Østlandet var høstnedbøren særlig høy i 1987 og 2000, mens den de andre årene var mellom 60 og 100% av normalen. I Otterstadstølen var høstnedbøren under normalen alle år bortsett fra 1995, med minimum (27% av normalen) høsten 1993. I Midt-Norge var høsten fuktigere enn normalt i minst to av områdene i 1988, 1989, 1991, 1994 og 1997 mens 1990, 1992, 1993, 1996, 1998–2000 og 2002 var tørrere enn normalt i alle tre områdene.

Månedstemperaturene lå omkring 1 °C over normalen i alle deler av Norge sør for Saltfjellet (alle undersøkelsesområdene) gjennom perioden 1988–2002 (Fig. 7), med unntak for tidsperioden omkring 1995 da temperaturen var nær normal. Høsttemperaturen (Fig. 8) varierte mer mellom år, med en markert bunn 1992–1993 da høsten var 1–2 °C kaldere enn normalt (høsten var kjøligere i 1992 enn i 1993 fra Nord-Trøndelag og nordover, mens høsten 1993 var den kjøligste i observasjonsperioden fra Sør-Trøndelag og sørover). Høsten var vesentlig mildere enn normalt (over 1,5 °C, i enkeltområder og enkeltår over 3 °C) i årene 1999–2001 mens den igjen var kjøligere enn normalt (0.5–2.0 °C) i 2002.

Endringer i artssammensetning (forflytning av prøveflater langs ordinasjonsakser)

I områdene Paulen, Solhomfjell, Bringgen, Otterstadstølen, Øyenskavelen og Granneset ble det for 10 årsperioden observert en signifikant forflytning av 1 m²-flatenes posisjoner langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammene (Tab. 3), i retning av en artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda. I Solhomfjell, Otterstadstølen og Granneset var det bare flatene på de mer næringsrike voksestedene som hadde forflyttet seg i retning av flater fra fattigere voksesteder, mens i Paulen, Bringgen og Øyenskavelen ble også forflytning observert for flater fra næringsfattige voksesteder (som hadde forflyttet seg i retning av flater fra enda fattigere voksesteder). Solhomfjell var det eneste av disse områdene der forflytningen var signifikant i begge fem-årsperiodene.

For flatene fra de mest næringsfattige voksestedene i Grytdalen og Rausjømarka

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

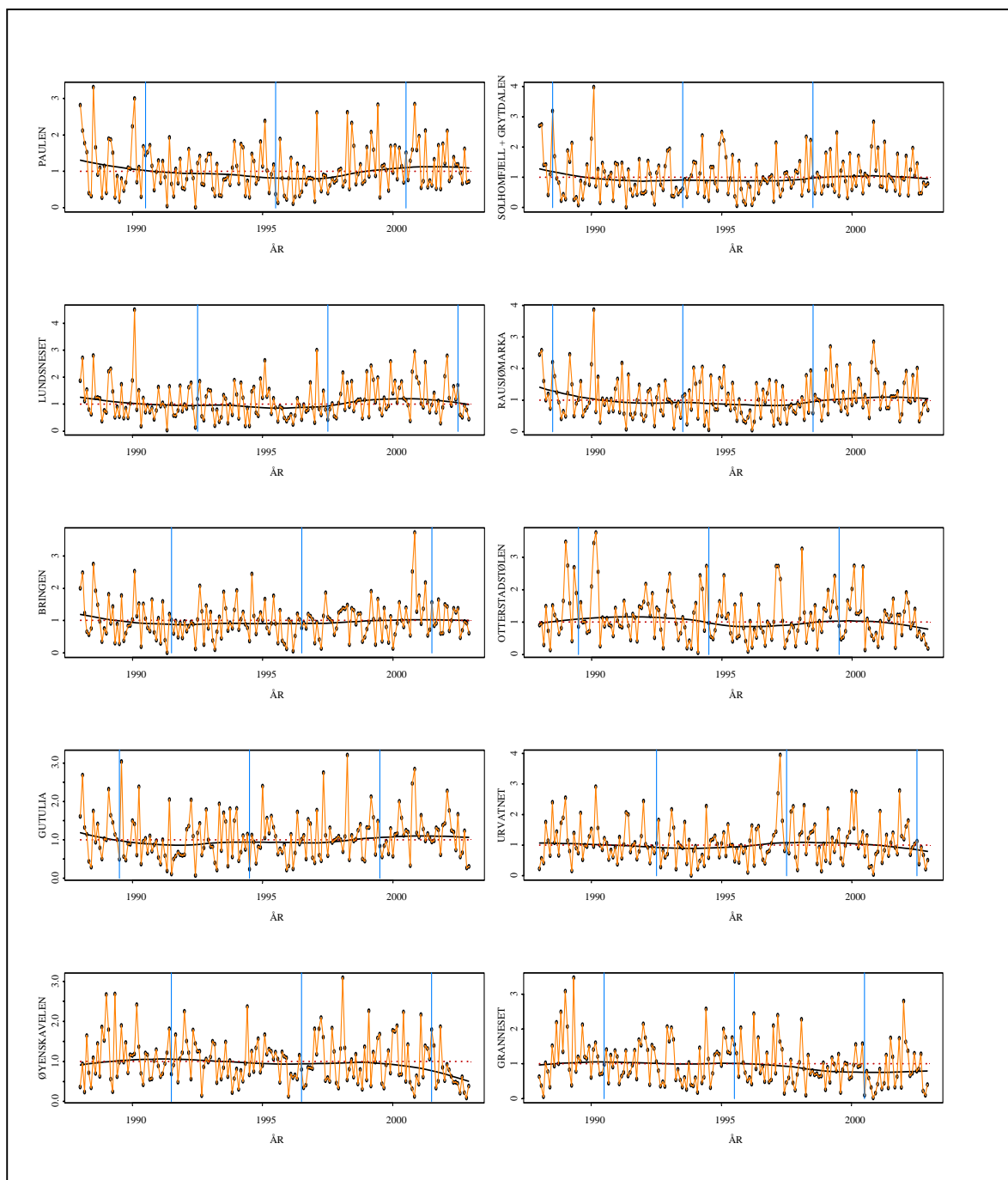


Fig. 5. Nedbøravvik fra normalen (forholdstallet mellom observert og normal månedsnedbør) for værstasjoner nær undersøkelsesområdene (se Tab. 2) for observasjonsperioden 1988–2002 (data fra Det norske meteorologiske institutt; Anonym 1988–2002). Normalen (forholdstall = 1) er angitt ved stiplet rød linje, den observerte klimautviklingen er angitt med oransje linje som forbinder observasjonspunktene, trenden [estimert ved *generalised additive modelling* (GAM; Venables & Ripley 2002), funksjonen *scatter.smooth* i S-PLUS (Anonym 2001b)] er angitt med svart linje og analyseår for hvert område er angitt med blå vertikal linje. Områdene er arrangert i rekkefølge fra sør til nord som i Tab. 1.

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

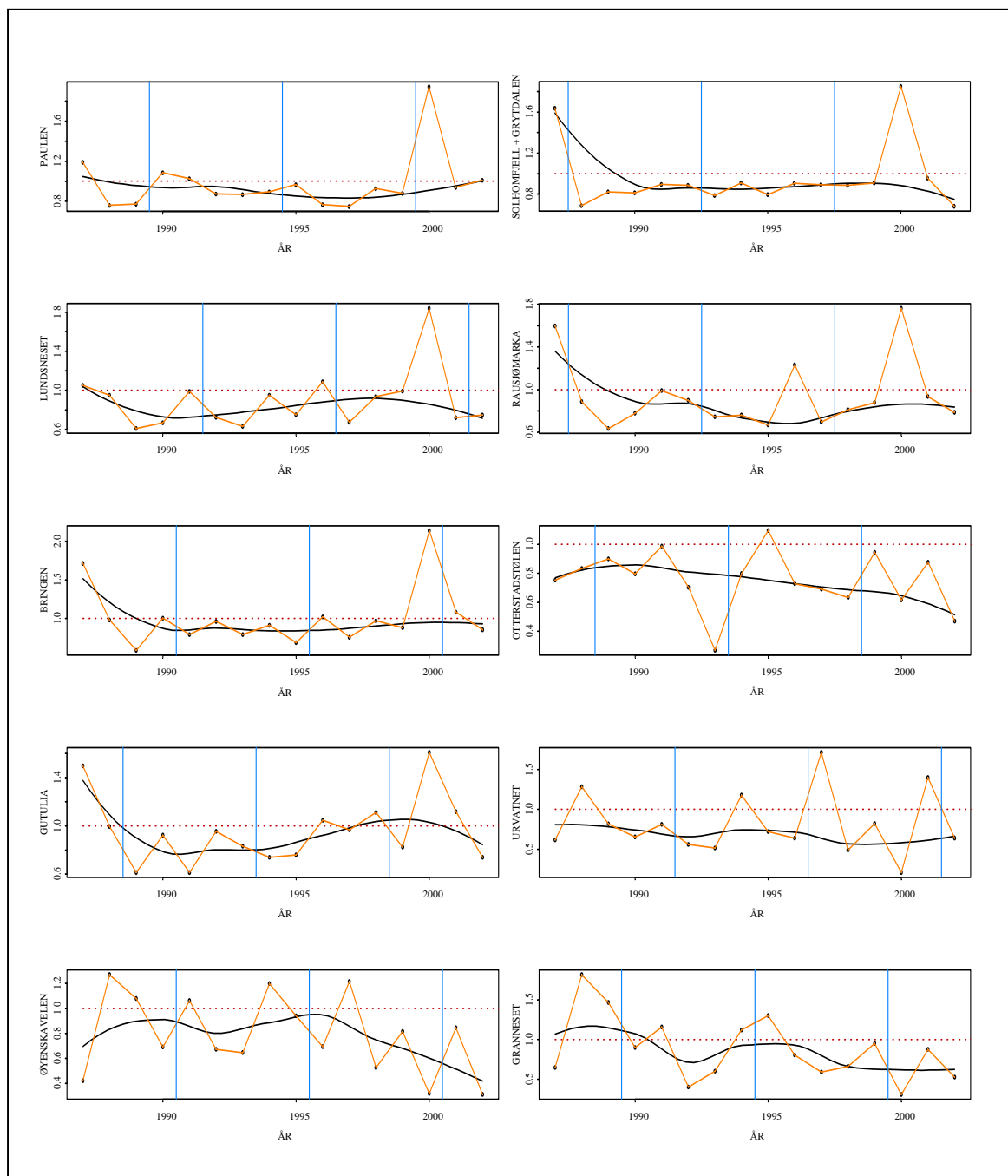


Fig. 6. Høstnedbørens avvik fra normalen (forholdstallet mellom observert og normal månedsnedbør for månedene september, oktober og november) for værstasjoner nær undersøkelsesområdene (se Tab. 2) for observasjonsperioden 1987–2002 (data fra Det norske meteorologiske institutt; Anonym 1987–2002). Normalen (forholdstall = 1) er angitt ved stiplet rød linje, den observerte klimautviklingen er angitt med oransje linje som forbinder observasjonspunktene, trenden [estimert ved *generalised additive modelling* (GAM; Venables & Ripley 2002), funksjonen *scatter.smooth* i S-PLUS (Anonym 2001b)] er angitt med svart linje og analyseår for hvert område er angitt med blå vertikale linje. Områdene er arrangert i rekkefølge fra sør til nord som i Tab. 1.

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

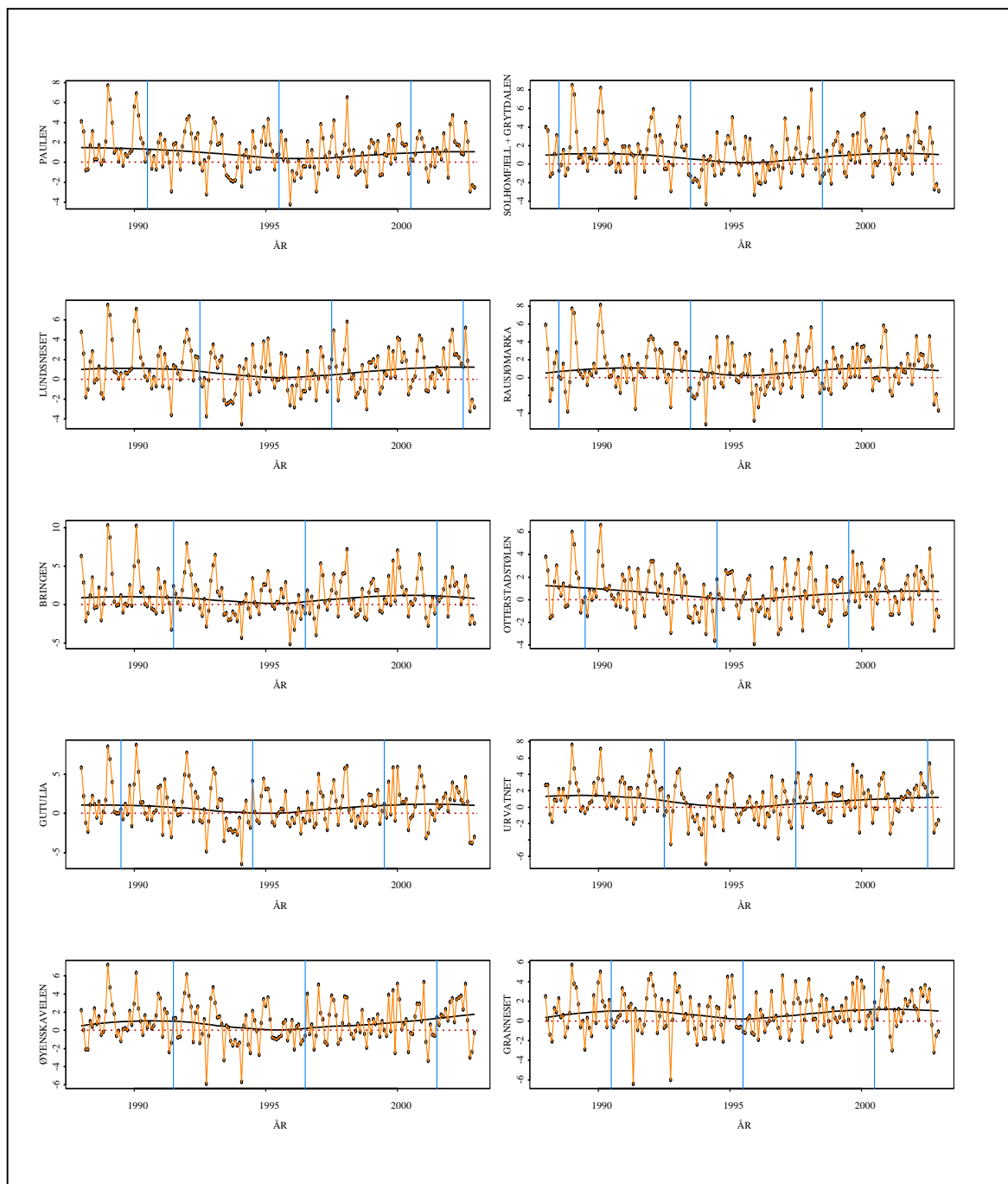


Fig. 7. Temperaturens avvik fra normalen (differanse mellom observert og normal månedstemperatur) for værstasjoner nær undersøkelsesområdene (se Tab. 2) for observasjonsperioden 1988–2002 (data fra Det norske meteorologiske institutt; Anonym 1988–2002). Normalen (differanse = 0) er angitt ved stiplet rød linje, den observerte klimautviklingen er angitt med oransje linje som forbinder observasjonspunktene, trenden [estimert ved *generalised additive modelling* (GAM; Venables & Ripley 2002), funksjonen *scatter.smooth* i S-PLUS (Anonym 2001b)] er angitt med svart linje og analyseår for hvert område er angitt med blå vertikale linje. Områdene er arrangert i rekkefølge fra sør til nord som i Tab. 1.

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

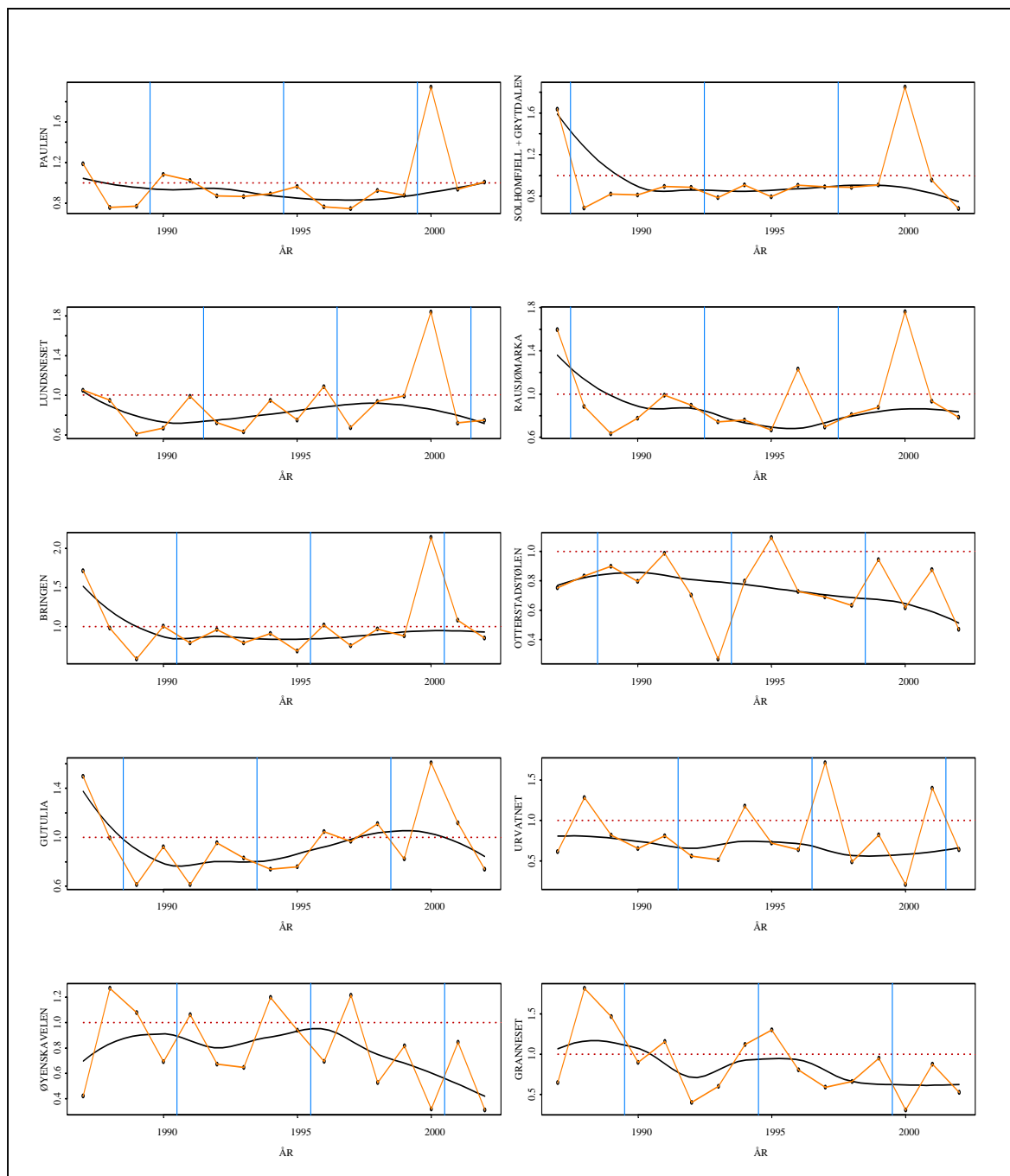


Fig. 8. Høsttemperatures avvik fra normalen (differanse mellom observert og normal temperatur for månedene september, oktober og november) for værstasjoner nær undersøkelsesområdene (se Tab. 2) for observasjonsperioden 1987–2002 (data fra Det norske meteorologiske institutt; Anonym 1987–2002). Normalen (differanse = 0) er angitt ved stiplet rød linje, den observerte klimautviklingen er angitt med oransje linje som forbinder observasjonspunktene, trenden [estimert ved *generalised additive modelling* (GAM; Venables & Ripley 2002), funksjonen *scatter.smooth* i S-PLUS (Anonym 2001b)] er angitt med svart linje og analyseår for hvert område er angitt med blå vertikale linje. Områdene er arrangert i rekkefølge fra sør til nord som i Tab. 1.

ble det for den første femårsperioden og for tiårsperioden, men ikke for den andre femårsperioden, observert signifikant forflytning i retning av høyere ordinasjonsskårer langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammet, dvs. at artssammensetningen hadde endret seg i retning av vegetasjon typisk for mer næringsrike voksesteder.

I Gutulia og Urvatnet ble ingen signifikante endringer av artssammensetningen på nivå $p < 0.05$ observert i 10-årsperioden.

Endringer i karplanteartenes mengder

I de sørligste/sørøstlige granskogsområdene Paulen, Solhomfjell, Lundsneset, Grytdalen, Rausjømarka og Bringen ble signifikant mengdereduksjon ($p < 0.05$) observert for flere karplantearter (ettårige arter og frøplanter/småplanter av trær ikke medregnet) i den første femårsperioden (1–2. omløp), mens ingen arter hadde økt i mengde (Tab. 4, Fig. 9). Reduksjonen var signifikant større enn man kunne forvente som resultat av tilfeldigheter alene. Også i noen av granskogsområdene lenger nord og vest (Otterstadstølen, Urvatnet, Øyenskavelen og Granneset) avtok flere arters mengde signifikant, men i disse områdene ble signifikant mengdeøkning observert for et tilsvarende antall arter.

Også i den andre femårsperioden (2–3. omløp) ble signifikant mengdereduksjon observert for flere arter enn forventet i 5 av de 6 sørligste/sørøstligste områdene; i Lundsneset hadde ingen karplantearter signifikante mengdeendringer i denne perioden. Kun en art hadde økt signifikant i mengde i hvert av områdene Paulen, Grytdalen og Bringen, men ikke for noen av disse områdene var dette signifikant flere enn forventet ut fra tilfeldigheter.

I de vestlige/nordlige områdene ble signifikant mengdereduksjon observert for flere arter enn forventet i Otterstadstølen, Gutulia og Øyenskavelen i den andre femårsperioden. I Gutulia og Øyenskavelen ble ikke signifikant mengdeøkning observert for noen arter i denne andre femårsperioden, mens en art økte signifikant i mengde i Otterstadstølen, dvs. ikke signifikant flere enn forventet som resultat av tilfeldigheter. I to av de nordlige områdene, Urvatnet og Granneset, ble signifikant mengdeøkning observert for flere arter enn forventet. I Urvatnet ble ikke signifikant mengdereduksjon observert for noen art, i Granneset kun for en art (dvs. færre enn forventet).

I 5 av de 6 sørligste/sørøstligste områdene ble redusert mengde observert for et signifikant høyere antall arter enn forventet i tiårsperioden (Tab. 4, Fig. 9); samtidig som *ingen* arter økte signifikant i mengde. For de mer vestlige/nordlige områdene var det, med unntak for Urvatnet og Øyenskavelen tilnærmet balanse mellom antall arter med mengdeøkning og mengdereduksjon. Like mange arter med signifikant mengdeøkning som med mengdereduksjon ble observert i Otterstadstølen og Granneset (henholdsvis 4 og 3 arter; signifikant flere enn forventet i begge tilfeller), mens det i Gutulia var 3 arter som hadde signifikant reduksjon og 2 arter som hadde signifikant økning i mengde; antallet arter som økte i mengde var ikke signifikant større enn forventet. I Urvatnet ble signifikant mengdeøkning observert for 5 arter (signifikant flere enn forventet), mens ingen arter ble signifikant redusert i mengde. I Øyenskavelen ble signifikant mengdereduksjon observert for 9 arter (signifikant flere enn forventet) mens 2 arter økte signifikant i mengde (ikke signifikant flere enn forventet).

Endringer for alle enkeltarter i alle områder og tidsperioder er presentert i Appendiks 1-3. Her omtales bare utvalgte eksempler på arter hvis mengde endret seg signifikant i tiårsperioden.

Tab. 4. Antall arter med signifikant endring ($p < 0.05$) i artsmengde i løpet av to femårsperioder og hele tiårsperioden (mellom 1988 og 2002) i 11 overvåkingsområder i granskog, angitt separat for karplanter og moser. n angir totalt antall arter testet (arter med endring i fem eller flere flater i løpet av femårsperioden; ettårige arter og frøplanter/småplanter av trær ikke medregnet); n- og n+ angir antall arter med henholdsvis signifikant reduksjon og økning i artsmengde. G og P angir G-statistikk og signifikanssannsynlighet for en G-test av hypotesen "Antallet arter med signifikant endring avviker ikke fra det forventete antallet" (som er $0.025 \bullet n$ for hver av n- og n+). Signifikant overrepresentasjon av arter med signifikant endring er markert med uthevet skrift.

Artsgruppe/analyseår	Mengdereduksjon 1.-2. omløp			Mengdeøkning 1.-2. omløp			Mengdereduksjon 2.-3. omløp			Mengdeøkning 2.-3. omløp			Mengdereduksjon 1.-3. omløp			Mengdeøkning 1.-3. omløp																		
	n	G	p	n+	G	p	n-	G	p	n+	G	p	n-	G	p	n+	G	p																
Karplanter																																		
Paulen	12	5	20.94	<0.0001	0	0.61	0.7822	11	4	15.44	<0.0001	4	15.44	<0.0001	1	1.18	0.1385	13	4	13.92	0.0001	4	13.92	0.0001	0	0.66	0.7914							
Solhomfjell	22	3	5.57	0.0092	1	0.31	0.2888	19	8	33.72	<0.0001	8	33.72	<0.0001	0	0.96	0.8364	22	7	24.88	<0.0001	7	24.88	<0.0001	0	1.11	0.8540							
Lundsneset	7	2	6.63	0.0050	0	0.35	0.7242	7	0	0.41	0.7242	0	0.41	0.7242	0	0.41	0.7242	8	1	1.70	0.0959	1	1.70	0.0959	0	0.41	0.7378							
Grytdalen	13	6	26.68	<0.0001	0	0.66	0.7914	9	2	5.58	0.0091	2	5.58	0.0091	1	0.50	0.1100	12	8	43.95	<0.0001	8	43.95	<0.0001	0	0.61	0.7822							
Rausjømarka	12	5	20.94	<0.0001	0	0.61	0.7822	13	2	4.15	0.0208	2	4.15	0.0208	0	0.66	0.7914	13	6	26.68	<0.0001	6	26.68	<0.0001	0	0.66	0.7914							
Bringen	24	4	8.90	0.0014	0	1.22	0.8649	23	4	9.22	0.0012	4	9.22	0.0012	1	0.26	0.3034	22	4	9.56	0.0010	4	9.56	0.0010	0	1.11	0.8544							
Otterstadstølen	18	2	3.01	0.0414	3	6.67	0.0049	18	3	6.67	0.0049	3	6.67	0.0049	1	0.51	0.2366	20	4	10.31	0.0007	4	10.31	0.0007	4	10.31	0.0007							
Gutulia	23	0	0.61	0.4348	3	5.33	0.0210	20	6	20.54	<0.0001	6	20.54	<0.0001	0	1.01	0.8429	23	3	5.33	0.0104	2	5.33	0.0104	2	2.23	0.0677							
Urvatnet	20	2	2.66	0.0513	2	2.66	0.0513	24	0	1.22	0.8648	0	1.22	0.8648	8	27.28	<0.0001	27	0	1.37	0.8789	0	1.37	0.8789	5	12.13	0.0003							
Øyenskvælen	27	3	4.51	0.0168	3	4.51	0.0168	24	10	41.89	<0.0001	10	41.89	<0.0001	0	1.22	0.8649	25	9	34.54	<0.0001	2	34.54	<0.0001	2	1.98	0.0796							
Granneset	18	4	11.15	0.0004	3	6.67	0.0049	17	1	0.58	0.2229	1	0.58	0.2229	3	7.00	0.0041	22	3	5.57	0.0091	3	5.57	0.0091	3	5.57	0.0091							
Moser																																		
Paulen	26	0	1.32	0.8744	5	12.50	0.0002	28	0	1.42	0.8831	0	1.42	0.8831	4	7.76	0.0027	30	0	1.52	0.8911	0	1.52	0.8911	9	30.81	<0.0001							
Solhomfjell	43	0	2.18	0.9301	18	75.60	<0.0001	42	4	5.02	0.0126	4	5.02	0.0126	2	0.70	0.2014	41	0	2.13	0.9278	0	2.13	0.9278	19	83.50	<0.0001							
Lundsneset	19	0	0.96	0.8837	4	10.71	0.0005	19	1	0.45	0.2502	1	0.45	0.2502	5	15.70	<0.0001	22	2	2.36	0.0621	2	2.36	0.0621	5	14.17	0.0001							
Grytdalen	31	3	3.84	0.0250	7	19.74	<0.0001	30	3	4.00	0.0228	3	4.00	0.0228	2	1.48	0.1121	33	5	10.23	0.0007	5	10.23	0.0007	7	18.86	<0.0001							
Rausjømarka	32	1	0.05	0.4137	7	19.29	<0.0001	31	11	41.84	<0.0001	11	41.84	<0.0001	1	0.06	0.4021	31	5	11.12	0.0005	4	11.12	0.0005	4	7.04	0.0040							
Bringen	32	5	10.52	0.0006	2	1.31	0.1260	33	8	23.73	<0.0001	8	23.73	<0.0001	0	1.67	0.9019	34	13	51.74	<0.0001	13	51.74	<0.0001	1	0.03	0.4363							
Otterstadstølen	46	2	0.53	0.2334	12	36.45	<0.0001	43	15	56.47	<0.0001	15	56.47	<0.0001	0	2.18	0.9300	46	9	22.80	<0.0001	9	22.80	<0.0001	5	7.34	0.0034							
Gutulia	36	0	1.82	0.9115	19	91.24	<0.0001	35	7	18.03	<0.0001	7	18.03	<0.0001	0	1.77	0.9084	34	0	1.72	0.9053	0	1.72	0.9053	7	18.44	<0.0001							
Urvatnet	32	4	6.82	0.0045	2	1.31	0.1260	32	2	1.31	0.1260	2	1.31	0.1260	7	19.29	<0.0001	34	4	6.40	0.0057	4	6.40	0.0057	7	18.44	<0.0001							
Øyenskvælen	46	4	4.46	0.0174	3	2.13	0.0722	48	10	26.57	<0.0001	10	26.57	<0.0001	1	0.04	0.5755	49	12	35.85	<0.0001	2	35.85	<0.0001	2	0.42	0.2576							
Granneset	24	1	0.03	0.3291	3	5.11	0.0119	24	1	0.23	0.3163	1	0.23	0.3163	6	18.19	<0.0001	25	0	1.27	0.8697	0	1.27	0.8697	5	12.88	0.0002							

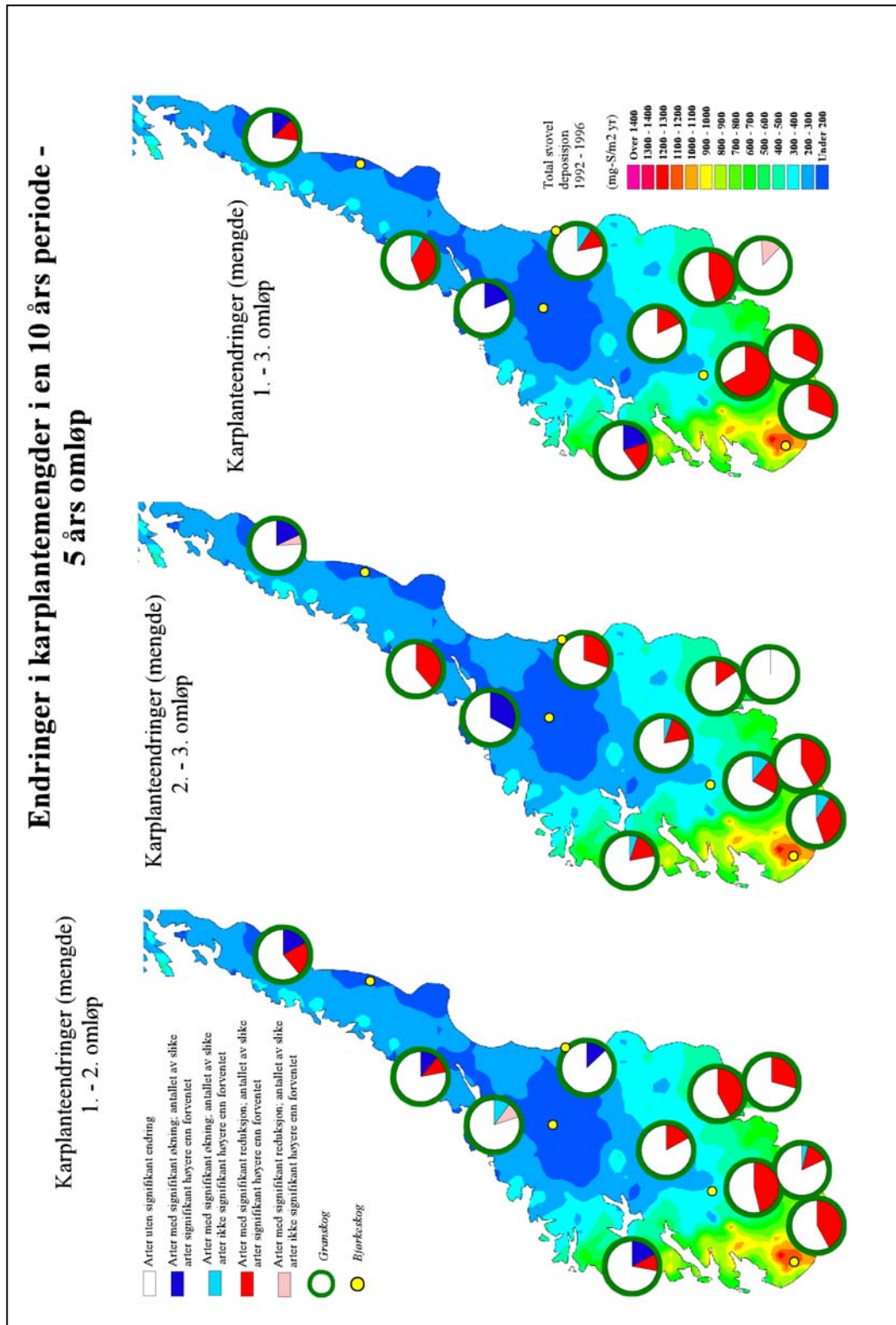


Fig. 9. Andel av karplanteartene hvis mengde har endret /ikke endret seg signifikant fra første til andre, fra andre til tredje, og fra første til tredje omløp. Bakgrunnskart: Etter Tørseth & Semb 1997.

Eksempler på arter som fikk sine mengder signifikant redusert i flere av de sørligste/sørøstligste områdene i løpet av 10-årsperioden er blåbær (*Vaccinium myrtillus*; Grytdalen og Rausjømarka) fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*; Paulen, Solhomfjell, Grytdalen og Bringen), gauke-syre [*Oxalis acetocella*; Rausjømarka og Solhomfjell (redusert også i Grytdalen, men ikke signifikant på nivå $p < 0.05$)], teiebær (*Rubus saxatilis*; Grytdalen og Bringen), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*; Solhomfjell og Grytdalen) og smyle (*Deschampsia flexuosa*; Grytdalen og Rausjømarka). Av disse artene fikk fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og teiebær (*Rubus saxatilis*) også redusert sine mengder i Øyenskavelen i tiårsperioden, mens de enten ikke forekom i stor nok mengde til å bli testet eller testen ikke var signifikant for disse to artene i de andre nordlige områdene.

Øyenskavelen hadde også flere arter med signifikant reduksjon i mengde i tiårsperioden, og for noen av disse var Øyenskavelen eneste område der de fikk sine mengder signifikant redusert; turt (*Cicerbita alpina*), skrubber (*Cornus suecica*), sauetelg (*Dryopteris expansa*) og olavsstake (*Moneses uniflora*). Tilsvarende var det to arter i Otterstadstølen som bare fikk sine mengder signifikant redusert i dette området; smørtelg (*Oreopteris limbosperma*) og tepperot (*Potentilla erecta*).

Skogstjerne (*Trientalis europaea*) fikk sin mengde redusert i 7 områder, både sørlige og nordlige.

Arter med signifikant mengdeøkning i flere nordlige/vestlige områder (Otterstadstølen, Øyenskavelen og Granneset) var blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*).

Endringer i antall karplantearter per prøveflate

I den første femårsperioden (1–2. analyseomløp) fant en sterkt signifikant reduksjon i antall karplantearter i 1 m²-flatene sted i Paulen og Grytdalen; to av de sørligste granskogsområdene (Tab. 5. Fig. 10). I Lundsneset avtok antallet karplantearter i 17 av de 50 flatene, men endringen var (så vidt) ikke signifikant på nivå $p < 0.05$. Signifikante endringer i karplanteantall ble ikke observert i de øvrige granskogsområdene.

I den andre femårsperioden (2–3. analyseomløp) ble det observert en signifikant reduksjon i antall karplantearter i Solhomfjell, Rausjømarka, Bringen, Gutulia og Øyenskavelen, mens signifikant økning i antall karplantearter ble observert i Paulen, Lundsneset og Granneset. Grytdalen, Otterstadstølen og Granneset hadde ingen signifikante endringer i antall karplantearter i denne perioden.

I tiårsperioden, dvs. fra første til tredje analyseomløp, ble det observert en signifikant reduksjon i antallet karplanter i 1 m²-flatene i Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka, Gutulia og Øyenskavelen, mens det i Granneset ble observert en signifikant økning i artsantallet. Lundsneset, Bringen, Otterstadstølen og Urvatnet hadde ingen signifikante endringer i karplanteartsantallet i tiårsperioden.

Endringer i moseartenes mengder

I den første femårsperioden ble mengdeøkning observert for flere arter enn forventet (ut fra en tilfeldig fordeling) i 8 av de 11 granskogsområdene, og i alle områdene økte minst en art signifikant i mengde (Tab. 4, Fig. 11). Det høyeste antallet mosearter med mengdeøkning

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Tab. 5. Endring i artsantall for karplanter og kryptogamer (moser og lav) i prøveflatene fra hvert enkelt overvåkingsområde (n = 50 i alle områder bortsett fra Solhomfjell-området, der n = 61, og Bringen, der n = 49 etterat flate 40 der ble ødelagt av rotvelt forårsaket av stormfelling) i to femårsperioder og hele tiårsperioden i tidsintervallet 1988–2002. e – midlere endring i artsantall; n– og n+ – antall flater med henholdsvis reduksjon og økning i artsantall; P – signifikanssannsynlighet for ettutvalgs Wilcoxon-test av hypotesen 'Median endring = 0' mot det tosidige alternativet. Reduksjon i artsantall er markert med kursiv, signifikant endring er markert med uthevet skrift.

Område	1. femårsperiode (1.- 2. omløp)				2. femårsperiode (2. - 3. omløp)				Tiårsperioden (1. – 3. omløp)			
	e	n-	n+	p	e	n-	n+	p	e	n-	n+	p
Karplanter												
Paulen	-0.94	27	4	<0.0001	0.40	10	21	0.0319	-0.54	21	10	0.0118
Solhomfjell	-0.34	23	19	0.3952	-0.52	27	11	0.0030	-0.87	33	13	0.0083
Lundsneset	-0.26	17	7	0.0503	0.54	7	28	0.0042	0.28	8	27	0.0642
Grytdalen	-0.94	28	6	0.0001	-0.24	18	14	0.3082	-1.18	34	8	<0.0001
Rausjømarka	-0.28	18	13	0.1338	-0.72	22	11	0.0068	-1.00	31	11	0.0002
Bringen	0.18	10	19	0.3044	-0.55	25	6	0.0008	-0.37	20	10	0.1156
Otterstadstølen	-0.04	17	15	0.7084	0.06	14	15	0.9139	0.02	20	17	0.5614
Gutulia	-0.30	19	14	0.0966	-0.34	21	11	0.0434	-0.64	24	10	0.0049
Urvatnet	-0.14	15	16	0.4274	-0.04	18	15	0.8442	-0.18	20	11	0.3272
Øyenskavelen	0.30	12	16	0.1109	-1.04	29	7	0.0002	-0.74	28	12	0.0101
Granneset	0.28	12	21	0.1381	0.58	7	24	0.0048	0.86	8	33	0.0005
Kryptogamer												
Paulen	0.34	15	26	0.3090	0.44	17	28	0.1943	0.78	16	25	0.0453
Solhomfjell	2.13	9	43	<0.0001	0.15	22	24	0.5516	2.28	9	44	<0.0001
Lundsneset	0.32	16	21	0.2246	-0.34	20	13	0.2757	-0.02	19	19	0.8675
Grytdalen	0.46	20	21	0.5907	-0.38	19	18	0.4598	0.08	22	21	0.9326
Rausjømarka	1.34	12	31	0.0007	-0.54	22	15	0.1373	0.80	15	30	0.0557
Bringen	-0.55	24	16	0.2290	-1.04	21	20	0.1169	-1.59	27	14	0.0180
Otterstadstølen	1.52	11	31	0.0015	-1.76	32	9	0.0007	-0.24	25	20	0.5200
Gutulia	1.66	9	33	<0.0001	-1.14	28	15	0.0029	0.52	16	25	0.1995
Urvatnet	-0.20	21	15	0.4845	-0.52	25	13	0.0381	-0.72	27	13	0.0212
Øyenskavelen	0.02	24	20	0.9210	-1.00	29	11	0.0261	-0.98	25	15	0.1581
Granneset	0.50	17	24	0.1736	0.22	22	19	0.5425	0.72	15	29	0.0527

ble observert i Gutulia (19 av 36 testede arter), i Solhomfjell (18 av 43 testede arter) og i Otterstadstølen (12 av 46 testede arter).

I 4 av områdene – Grytdalen, Bringen, Urvatnet og Øyenskavelen – var også antallet mosearter med signifikant mengdereduksjon signifikant større enn forventet, mens bare to arter i Otterstadstølen og en art i hvert av områdene Rausjømarka og Granneset hadde redusert mengde; dvs. ikke signifikant flere enn forventet. I Paulen, Solhomfjell, Lundsneset og Gutulia hadde ingen arter signifikant redusert mengde i den første femårsperioden.

I den andre femårsperioden ble signifikant mengdereduksjon observert for flere arter enn forventet i 7 av de 11 områdene, for færre enn forventet i Paulen (ingen arter med signifikant mengdereduksjon), Lundsneset og Granneset (en art med signifikant mengdereduksjon) og Urvatnet (to arter med signifikant mengdereduksjon). Arter med signifikant mengdeøkning ble observert i 8 områder, men antallet var signifikant høyere enn forventet bare i 4 av disse (Paulen, Lundsneset, Urvatnet og Granneset).

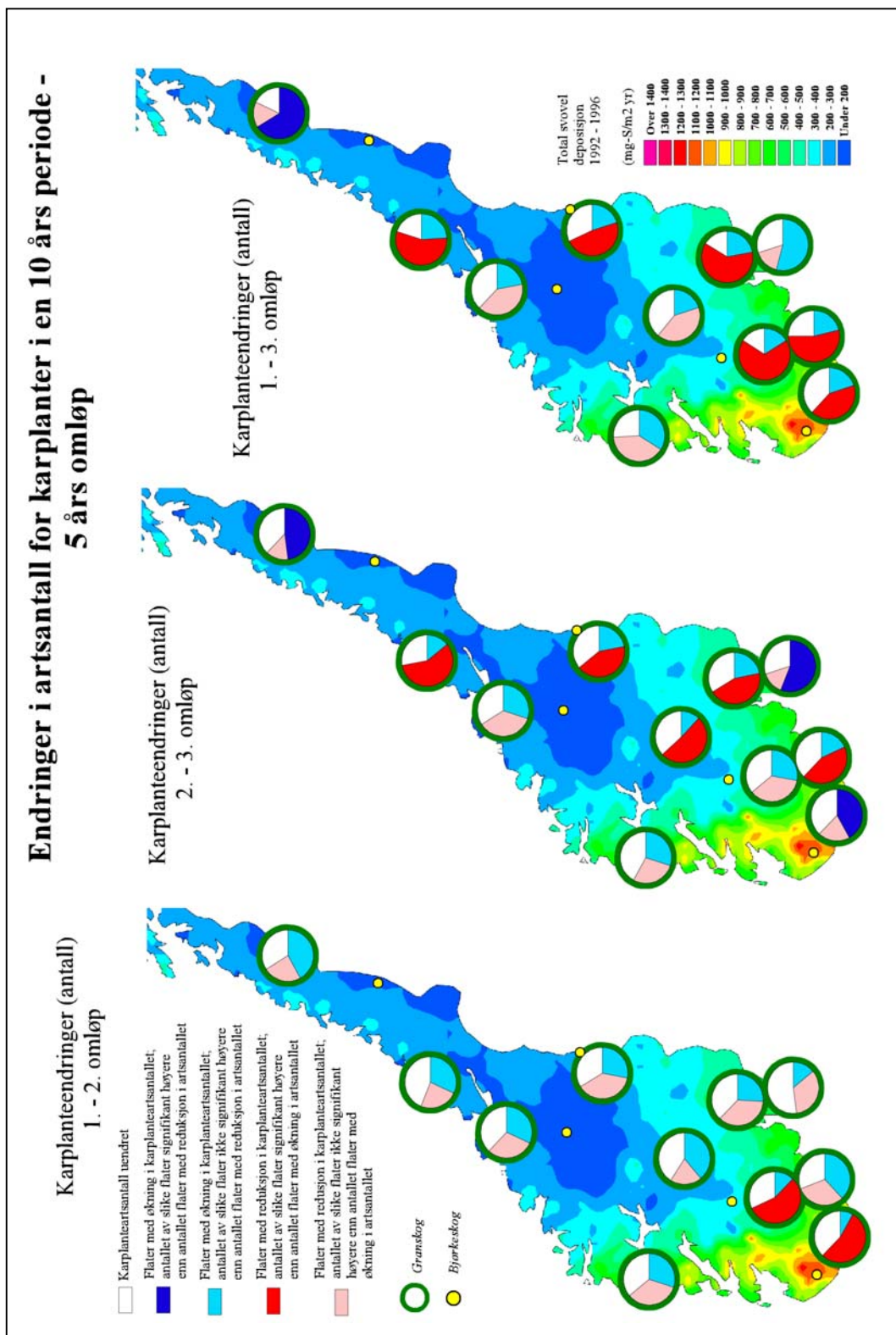


Fig. 10. Andel av prøveflater med endring i / uendret antall karplantearter fra første til andre, fra andre til tredje, og fra første til tredje omløp. Bakgrunnskart: : Etter Tørseth & Semb 1997.

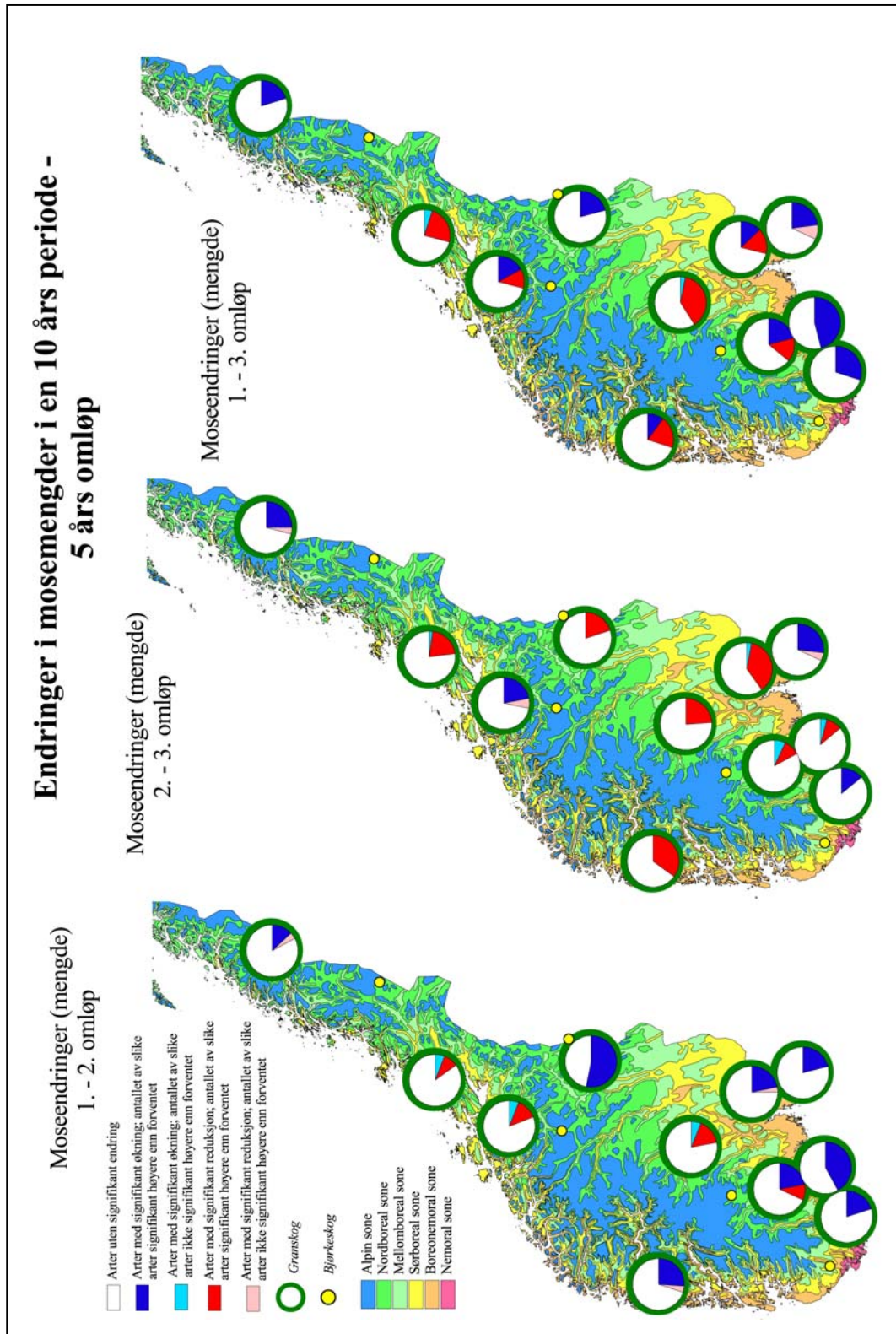


Fig. 11. Andel av moseartene hvis mengde har endret /ikke endret seg signifikant fra første til andre, fra andre til tredje, og fra første til tredje omløp. Bakgrunnskart: Etter Moen 1998.

I tiårsperioden ble signifikant mengdereduksjon observert for flere arter enn forventet i 6 av de 11 områdene; Grytdalen, Rausjømarka, Bringen, Otterstadstølen, Gutulia og Urvatnet. I Paulen, Solhomfjell, Otterstadstølen og Granneset ble ikke signifikant mengdereduksjon observert for noen art, mens bare to arter fikk sine mengder signifikant redusert i Lundsneset.

I 9 av de 11 områdene (Paulen, Solhomfjell, Lundsneset, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia, Urvatnet og Granneset) økte signifikant flere arter enn forventet i mengde i tiårsperioden, mens signifikant mengdeøkning bare ble observert for en art i Bringen og to arter i Øyenskavelen.

I Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen og Urvatnet, ble både mengdereduksjon og mengdeøkning observert for signifikant flere arter enn forventet i tiårsperioden; i Grytdalen var antallet arter med mengdeøkning større enn antallet med mengdereduksjon, mens det motsatte var tilfelle for Rausjømarka, Otterstadstølen og Urvatnet.

Eksempler på arter som økte signifikant i mengde (Appendiks 3) i flere områder i tiårsperioden er store skogsmoser som *Dicranum scoparium* (7 områder), *Dicranum fuscescens* (6 områder), *Hylocomium splendens* (4 områder), *Plagiothecium undulatum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum formosum* og *Rhytidialdelphus loreus* (alle i 3 områder) mens typiske eksempler på arter med signifikant mengdereduksjon i flere områder er mindre moser som *Plagiothecium denticulatum*, *Plagiothecium laetum*, *Calypogeia neesiana* og *Lophozia obtusa* (alle i 3 områder). Flere andre arter av mindre moser fikk sine mengder signifikant redusert i to av områdene.

Relasjoner mellom endring i mosearters mengder og mosenes størrelse

Tester av relasjoner mellom moseartenes størrelse og deres mengdeendringer for enkeltområder og enkelt-tidsperioder (Tab. 6) viser betydelig variasjon. Samlestesten (Fishers test for kombinerte p-verdier) som kombinerte resultatene fra enkeltområdene i Tab. 6 for hver tidsperiode viser imidlertid klare mønstre (Tab. 7).

For begge femårsperioder såvel som for hele tiårsperioden var det en signifikant tendens til at moser som øker i mengde var større enn tilfeldighetene skulle tilsi (Tab. 7). I første femårsperiode ble en slik tendens ($R_0 > 1$) funnet for 5 av 8 områder (med et signifikant større antall testede moser enn forventet som øker i mengde; Tab. 4), og i tre av disse områdene (Lundsneset, Gutulia og Granneset) var dette mønsteret signifikant også innen området (Tab. 6). Et helt tilsvarende mønster ble funnet for tiårsperioden (7 av 9 områder; signifikant i de samme tre områdene der signifikant mønster ble funnet for første femårsperiode). I andre femårsperiode var mosene som øker i mengde større enn forventet i fire av fire områder og signifikant i ett (Lundsneset).

I den andre femårsperioden var det en signifikant tendens til at moser som avtok i mengde var mindre enn tilfeldighetene skulle tilsi (Tab. 7). En slik tendens ble observert i 6 av 7 områder og var signifikant i ett av disse (Otterstadstølen; Tab. 6). For tiårsperioden var denne tendensen ikke signifikant (Tab. 7), men i 5 av 6 områder var mosene som avtok i mengde mindre enn forventet (signifikant i Bringen; Tab. 6). I første femårsperiode ble ingen slik signifikant tendens observert (Tab. 7); bare i ett av fire områder (Urvatnet) var moser som ble redusert i mengde mindre i størrelse enn tilfeldighetene skulle tilsi, og i ett område (Grytdalen) var de endog signifikant større enn forventet (Tab. 6).

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Tab. 6. Test av sammenhenger mellom mosestørrelse og endring i mengde for hvert område, for hver av de to femårsperiodene og hele tiårsperioden. Se teksten s. 10 for forklaring. Røde tall viser p-verdi for test mot den motsatte alternativhypotesen (som inngår i testene i Tab. 7).

Område	Om-løp	Ant. tester	Ant. sign. +	R_0	Alternativ R $> R_0$; p-verdi for at arter som øker i mengde er mindre enn arter flest	Alternativ R $< R_0$; p-verdi for at arter som øker i mengde er større enn arter flest	Ant. sign. -	R_0	Alternativ R $> R_0$; p-verdi for at arter som reduseres i mengde er mindre enn arter flest	Alternativ R $< R_0$; p-verdi for at arter som reduseres i mengde er større enn arter flest
Paulen	1-2	26	5	0.920	0.1831	0.8170	0			
Paulen	2-3	28	4	1.181		0.0597	0			
Paulen	1-3	30	9	1.045		0.2303	0			
Solhomfjell	1-2	43	18	0.956	0.1745	0.8256	0			
Solhomfjell	2-3	42	2				4	1.089	0.7848	0.2153
Solhomfjell	1-3	41	19	0.992	0.3984	0.6017	0			
Lundsneset	1-2	19	4	1.241		0.0161	0			
Lundsneset	2-3	19	5	1.143		0.0456	1			
Lundsneset	1-3	22	5	1.151		0.0499	2			
Grytdalen	1-2	31	7	0.935	0.2471	0.7530	3	1.348	0.9783	0.0218
Grytdalen	2-3	30	1				3	0.833	0.1306	
Grytdalen	1-3	33	7	0.953	0.2934	0.7067	5	0.927	0.2521	
Rausjømarka	1-2	32	7	1.010		0.4099	1			
Rausjømarka	2-3	31	1				11	0.923	0.1279	
Rausjømarka	1-3	31	4	1.057		0.2897	5	0.951	0.3021	
Bringen	1-2	32	2				5	1.037	0.6738	0.3263
Bringen	2-3	33	0				8	0.936	0.2165	
Bringen	1-3	34	1				13	0.899	0.0490	
Otterstadstølen	1-2	46	12	1.091		0.0730	2			
Otterstadstølen	2-3	43	0				15	0.864	0.0069	
Otterstadstølen	1-3	46	5	1.095		0.1902	9	0.933	0.1951	
Gutulia	1-2	36	19	1.081		0.0351	0			
Gutulia	2-3	35	0				7	0.899	0.1457	
Gutulia	1-3	34	7	1.261		0.0036	0			
Urvatnet	1-2	32	2				4	1.053	0.6880	0.3121
Urvatnet	2-3	32	7	1.036		0.2870	2			
Urvatnet	1-3	34	7	1.027		0.3367	4	1.022	0.6345	0.3656
Øyenskavelen	1-2	46	3				4	0.981	0.3917	
Øyenskavelen	2-3	48	1				10	0.996	0.4445	
Øyenskavelen	1-3	49	2				12	0.976	0.3360	
Granneset	1-2	22	3	1.163		0.0375	1			
Granneset	2-3	24	6	1.040		0.2360	1			
Granneset	1-3	25	5	1.171		0.0102	0			

Tab. 7. Samletest (Fishers test for kombinerte p-verdier, basert på testene for enkeltområder i Tab. 6) for alle områder, av hypoteser for sammenhenger mellom mosestørrelse og endring i mengde, for hver av de to femårsperiodene og for hele tiårsperioden. Se teksten s. 12 for ytterligere forklaring.

Alternativ hypotese (H_0 : Ingen sammenheng mellom størrelse og endring)	Omløp	Antall tester n	$\chi^2_{2n} = -2\sum \ln p$	p-verdi
Store arter går mer fram enn små arter	1-2	8	29.897	0.0185
	2-3	4	17.197	0.0281
	1-3	9	39.041	0.0028
Små arter går mer tilbake enn store arter	1-2	4	3.456	0.9026
	2-3	7	27.156	0.0184
	1-3	6	17.541	0.1304

Endringer i antall kryptogamarter per prøveflate

I den første femårsperioden (1-2. analyseomløp) ble det observert en sterk, signifikant økning i antallet kryptogamarter (i all hovedsak mosearter) per prøveflate i 4 av områdene – Solhomfjell, Rausjømarka, Otterstadstølen og Gutulia (Tab. 5, Fig. 12) – mens det i ytterligere fire områder ble observert flere flater med økning enn med reduksjon i antallet kryptogamarter, om enn ikke signifikant. Signifikant reduksjon i antallet arter per prøveflate ble ikke observert i noe område i denne perioden.

I den andre femårsperioden (2-3. analyseomløp) ble det observert en signifikant reduksjon i antallet kryptogamarter i 3 områder (Otterstadstølen, Gutulia og Øyensskavelen; Tab. 5). I de øvrige områdene var endringene i antall kryptogamarter ikke signifikante.

For hele tiårsperioden ble det observert signifikant økning i artsantallet i to områder (Paulen og Solhomfjell) og nesten signifikant økning i ytterligere to områder (Rausjømarka, $p = 0.0557$; og Granneset, $p = 0.0527$). Antallet kryptogamarter per prøveflate avtok signifikant i tiårsperioden i Bringen og Urvatnet.

Utvikling i populasjoner av etasjemose

Etasjemosepopulasjonene hadde i hovedtrekk sammenfallende utvikling gjennom hele perioden i alle områder, med delvis unntak for det nordligste området, Granneset (Fig. 13). Produksjonen økte år for år fram til og med 1992 (svakt i Grytdalen og Otterstadstølen, sterkt i Gutulia fram til og med 1993) og avtok deretter brått til et bunn-nivå i 1994. Også i Granneset ble produksjonsminimum observert i 1994, men etter gradvis reduksjon siden 1991. Fra 1994 økte produksjonen år for år fram til og med 2001; jevnt i de fire sørligste/sørøstligste områdene (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka), relativt jevnt også i Otterstadstølen, noe mer ujevnt og med topper også i 1996 og 1998 i Gutulia, og med topp i 2000 i Granneset. En svak nedgang i produksjonen ble observert fra 2001 til 2002 i alle områder bortsett fra Otterstadstølen der maksimal produksjon i hele perioden ble observert i 2002 og i Granneset der 2001 var et år med lav produksjon, mens produk-

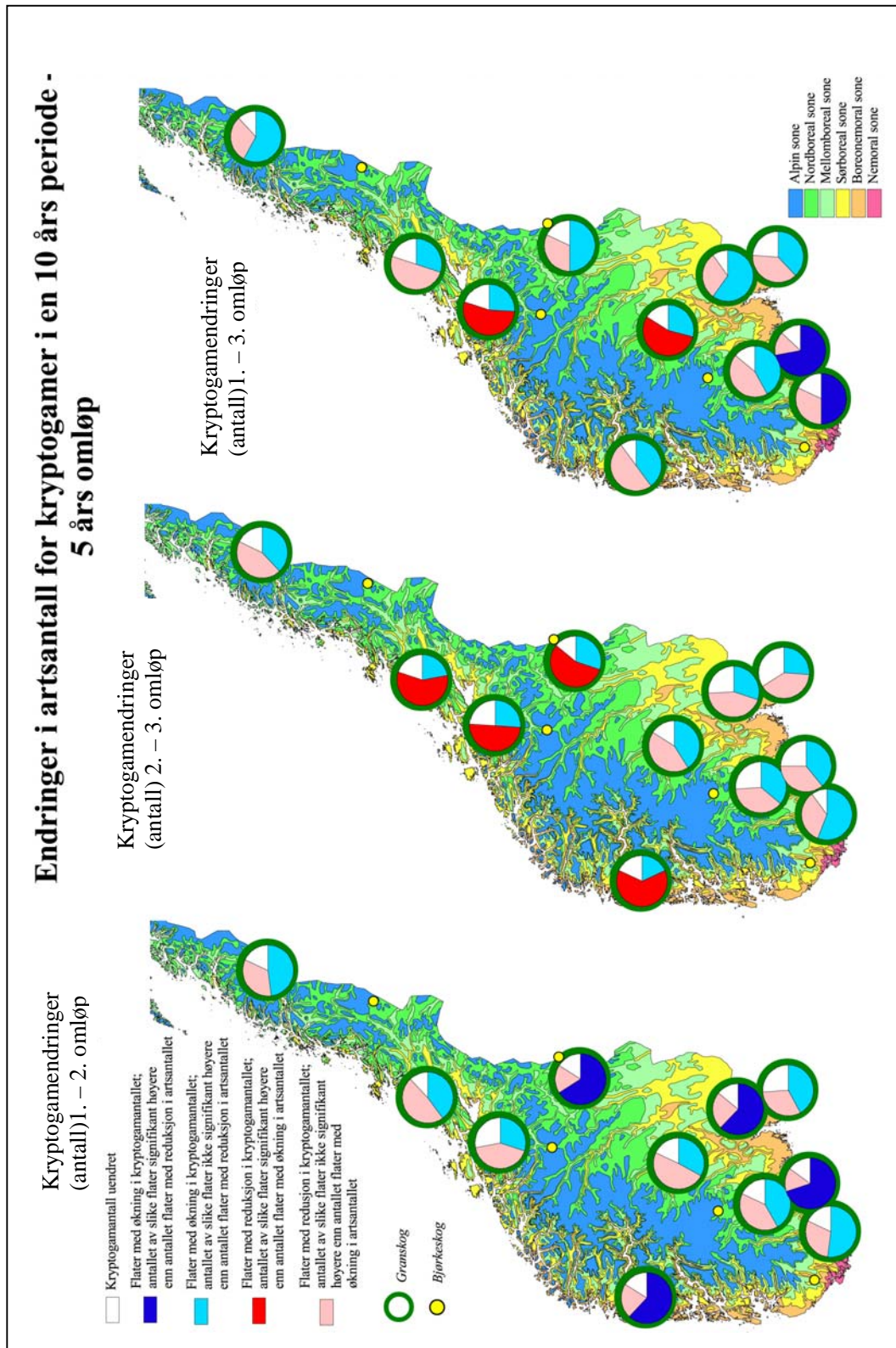


Fig. 12. Andel av prøveflater med endring i / uendret antall kryptogamarter fra første til andre, fra andre til tredje, og fra første til tredje omløp. Bakgrunnskart: Etter Moen 1998.

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

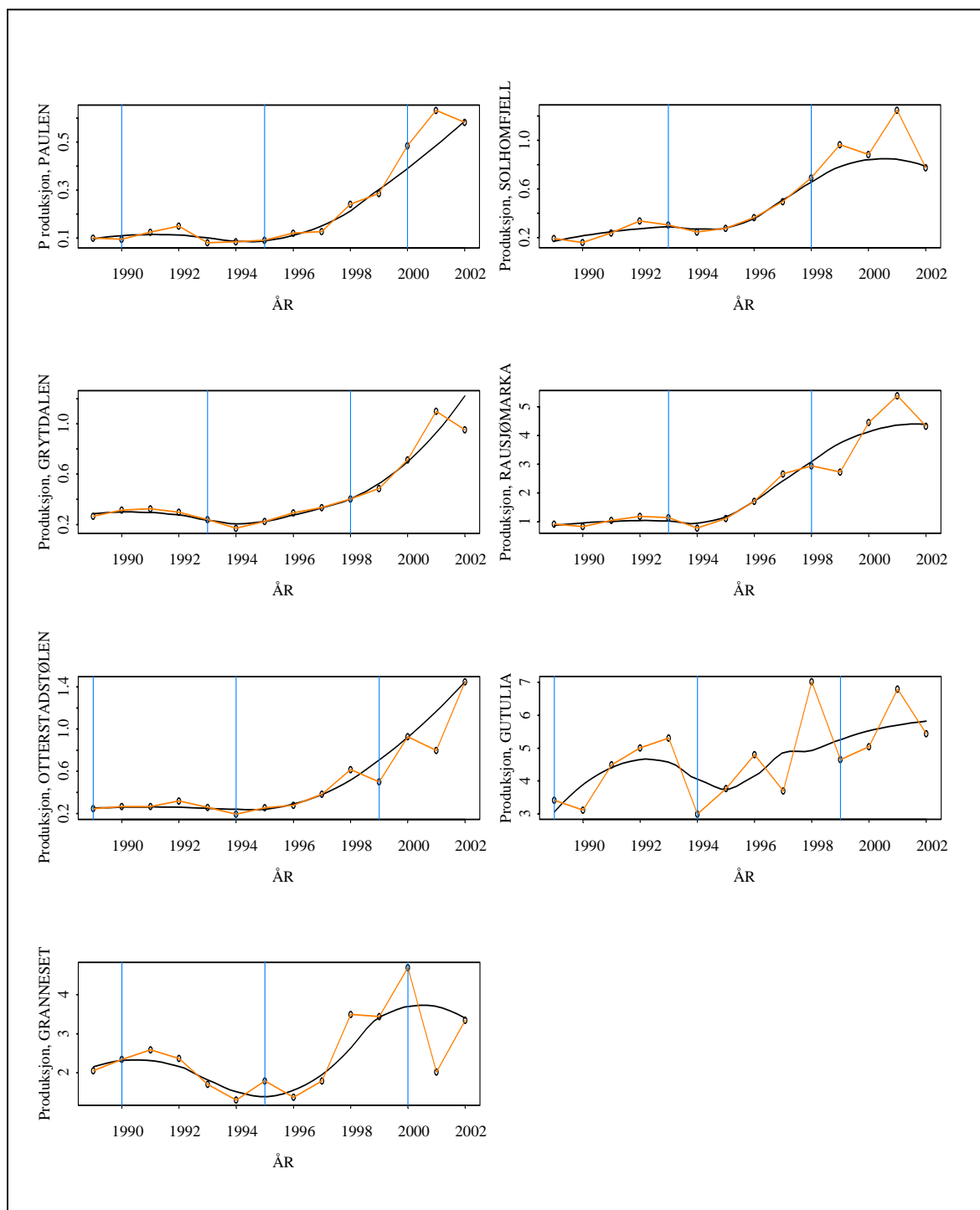


Fig. 13. Utviklingen i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) gjennom perioden 1989–2002, basert på estimert produksjon hvert enkelt år. Produksjonen (i $g \cdot m^{-2}$), angitt på en 2-logaritmisk skala (det vil si slik at en økning i indeksverdien på en enhet svarer til en dobling av produksjonen), er vist som svarte punkter forbundet med oransje linje. Trenden er angitt med svart linje og analyseår for hvert område er angitt med blå vertikale linje. Områdene er arrangert i rekkefølge fra sør til nord som i Tab. 1.

sjonen igjen steg fra 2001 til 2002. Tendensen til økning i etasjemoseproduksjon gjennom observasjonsperioden stemmer overens med den signifikante økning i denne artens mengde som er observert i tiårsperioden i 4 av 11 områder (nær signifikant, $p < 0,1$, i ytterligere to områder; se Appendiks 3).

Diskusjon

Endringer i karplantearters mengder og antall

Endringer i artssammensetning, karplantearters mengder og antall i flatene fra 1. til 2. omløp er rapportert tidligere (T. Økland et al. 2001, 2004). I denne perioden hadde karplanteendringene et geografisk mønster som passet med depositions mønsteret til langtransporterte luftforurensinger, med reduksjon i mengde for mange karplanter i sørlige/sørøstlige områdene. I den andre femårsperioden er det fortsatt flere arter som har fått sine mengder signifikant redusert i de sørlige/sørøstlige områdene. Områdene Paulen, Grytdalen og Bringen har også en art hver som øker signifikant i mengde, men antall arter med signifikant mengdereduksjon er fortsatt signifikant større enn det som kan tilskrives statistiske tilfeldigheter. Det er bare i de nordlige områdene Urvatnet og Granneset at antall arter med signifikant mengdeøkning er større enn forventet i denne perioden. Forskjellen fra den første femårsperioden er at det er flere arter med signifikant reduksjon enn med signifikant økning i mengde også i det vestlige området Otterstadstølen, og at det er signifikant flere arter enn forventet med mengdereduksjon også i Gutulia og Øyenskavelen, mens ingen arter øker signifikant i disse to områdene. Med hensyn til endring i antall arter og i artssammensetningen, er det ingen tydelig geografisk trend i den andre femårsperioden.

Endringene fra 1. til 3. omløp, dvs. over en tiårsperiode, viser imidlertid et tydelig regionalt mønster: I de 6 sørligste områdene øker ingen karplantearter signifikant i mengde, mens signifikant flere arter enn forventet reduseres signifikant i mengde i 5 av de 6 områdene: Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka og Bringen. Fra Otterstadstølen og nordover finnes såvel arter med signifikant mengdereduksjon som arter med mengdeøkning, med unntak av Urvatnet, der kun arter med mengdeøkning er observert. I Øyenskavelen og Gutulia avtar signifikant flere arter enn forventet i mengde, mens antallet som øker i mengde ikke er signifikant.

Øyenskavelen er et kystgranskogsområde i Nord-Trøndelag som er vernet, men som like fullt utnyttes som utmarksbeite. Vegetasjonen syntes å være mer preget av beiting, saubeiting i særdeleshet, ved 3. gangs analyse i 2001 enn ved etablering i 1991. Tilgjengelige tall for antallet beitedyr gir imidlertid ingen indikasjoner på at beitetrykket har økt. Vi kan likevel ikke finne andre plausible grunner enn effekter av beiting, enten et langvarig relativt høyt beitetrykk eller endringer i beitetrykket gjennom 1990-tallet, til at 9 arter er redusert signifikant i mengde i flatene i dette området i tiårsperioden 1991–2001, flere av disse kun i dette området.

I Gutulia er det nær en balanse mellom arter som avtar signifikant i mengde (3; så vidt signifikant høyere antall enn forventet) og arter som øker signifikant (2). Både i Otterstadstølen og i Granneset er antallet karplantearter som avtar og som øker i mengde i tiårsperioden like store.

Endringene i antall karplantearter i flatene fra 1. til 3. omløp har et nesten tilsvarende mønster som endringene i mengde; signifikant redusert antall i de sørlige områdene Paulen, Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka og i de mer nordlige områdene Gutulia og Øyenskavelen. I de øvrige områdene var endringene enten ikke signifikante (Lundsneset, Bringen; Otterstadstølen og Urvatnet) eller det var signifikant økning i antall arter (Granneset). Endringene i artssammensetning viser ikke noe tydelig geografisk

mønster fra 1. til 3. omløp.

Som i første femårsperiode (fra 1. til 2. omløp) er det flere arter med moderate næringskrav som reduseres i mengde i flere av de sørlige/sørøstlige områdene fra 1. til 3. omløp. Typiske eksempler er fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), gaukesyre (*Oxalis aceto-sella*) og teiebær (*Rubus saxatilis*). Av arter med mindre næringskrav kan nevnes at blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og smyle (*Deschampsia flexuosa*) begge reduseres i mengde i Grytdalen og Rausjømarka. Det er verd å merke seg at disse endringene finner sted i samme tidsperiode; Grytdalen, Solhomfjell og Rausjø-marka ble alle analysert første gang i 1988. Spesiell interesse knytter seg til smyle (*Deschampsia flexuosa*), som er antatt å reagere



Fig.14. Flate med mye smyle i Solhomfjell.
Foto: Rune H. Økland

positivt på økt nitrogendeposisjonen (se f.eks. Aerts & Berendse 1988). Bare i Otterstad-stølen øker denne arten signifikant i mengde fra 1. til 3. omløp; i de øvrige områdene er endringene ikke signifikante. Imidlertid er det grunn til å analysere dataene for prosent dekning for denne arten; som på grunn av sin vokseform har smårutefrekvens 16 i de aller fleste flater der den forekommer (Fig. 14), slik at en reell mengdeøkning ikke vil fanges opp. Mengdeøkning for smyle er basert på data for prosent dekning er rapportert for TOV-flatene i bjørkeskogsområdet Møsvatn (Bakkestuen et al. 2003).

I tidligere arbeider (R. Økland 1995a, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1999, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004) har karplanteendringene i sør blitt tolket som en langsom tidsforskjøvet respons på en jordforsuringsprosess som har pågått gjennom det meste av det tjuende århundret. Den biologiske forklaringen på tilbakegangen er som følger: De fleste karplantearter i granskog er klondannende, med langlevete enkeltskudd (se R. Økland 1995e). Endringer av voksestedsbetingelsene i ugunstig retning fører til en langsom og gradvis størrelses- og vitalitetsreduksjon (R. Økland 1995d), som sin tur fører til at enkeltskuddenes forventete levealder, sannsynligheten for at nye skudd utvikles ved forgreining av etablerte skudd og sannsynligheten for blomstring og vellykket frøsetting avtar over tid. Dette resulterer i at dødeligheten er høyere enn rekrutteringen over lang tid. Denne hypotesen forklarer altså artenes mengdereduksjon som en tidsforskjøvet respons på endrete miljøforhold. I Solhomfjell-området var alle næringskrevende karplantearter i tilbakegang i tiårsperioden 1988–98 karakterisert av et svært lavt antall nyetableringer (R. Økland et al. 2000), noe som også støtter denne hypotesen. Det geografiske mønsteret for karplanteendringene fra 1. til 3. omløp tilsier at en slik forklaring fortsatt er aktuell. Imidlertid vil bare framtidige reanalyser kunne si om karplanteendringene fortsetter, eller om redusert deponisjon av langtransportert forurensing etter hvert vil føre til at karplantepopulasjonene i skogbunnen stabiliserer seg eller endog igjen tar seg opp.

Endringer i mosemangfold og relasjoner til klimaforhold

I første femårsperiode med vegetasjonsovervåking i barskog (mellom 1988 og 1997) var det en klar trend at moser økte i mengde; signifikant mengdeøkning for et signifikant høyere antall mosearter enn statistisk forventet ble observert i 8 av de 11 granskogsområdene (Tab. 4, T. Økland et al. 2001, 2004), så vel som i de 6 TOV-områdene i bjørkeskog (T. Økland et al. 2004). Det er også en signifikant sammenheng mellom størrelsesutviklingen for etasjemose og klimaforholdene i denne perioden: Vekstsesonger som var særlig lange og/eller fuktige, f.eks. på grunn av milde, fuktige høster, resulterte i store segmenter og økning i populasjonsstørrelsen i alle områdene. Disse resultatene er derfor i hovedsak tolket som respons på mange gunstige vekstsesongene i perioden 1988–2000 (R. Økland 1995a, 1995d, R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004).

Uregelmessigheter i smånager-nes populasjonssvingninger gjennom 1990-tallet, med mangel på utpregete smånagertoppår i sørlige områder på grunn av mange milde vintrer (Framstad 2000) er også trukket fram som en mulig medvirkende årsak til positiv mosepopulasjonsutvikling, ettersom store smågangerpopulasjoner reduserer mosepopulasjonene ved opprotting og beiting (R. Økland 1995c, Rydgren et al. 2001).

I andre femårsperiode (mellom 1993 og 2002) er signifikant mengdeøkning observert for signifikant flere arter enn forventet i 4 av de 11 granskogsområdene, mens mengdereduksjon er observert for signifikant flere arter enn forventet i de resterende 7 områdene. For hele tiårsperioden er signifikant flere arter enn forventet med mengdeøkning observert i 9 områder mens signifikant flere arter enn forventet med mengde reduksjon er observert i 6 områder. Dette kan, ved første blick, gi inntrykk av at den utviklingen som ble observert i første femårsperiode er helt eller delvis reversert i andre femårsperiode. Våre analyser av *hvilke* mosearter som øker og avtar i mengde viser imidlertid at et nytt mønster i endringer for moser i granskogsområdene er påbegynt i andre femårsperiode: Samtidig som mengdeøkningen for store moser fortsetter (Fig. 15, 16) blir det mindre av små moser. En slik "flaskehalssituasjon" blir diskutert som et mulig scenario ved fortsatt økning i mosemengde av T. Økland et al. (2001, 2004); økningen i mengde av store moser fører til gjenvoksning av åpninger i bunnsjiktet, øker sannsynligheten for at små moseskudd/små moser blir begravd i mosematta og reduserer mulighetene for nyetablering både av små moser og karplanter.

Reduksjonen for små moser er signifikant bare for den andre femårsperioden, mens store mosearter øker mer enn forventet i mengde i forhold til små moser gjennom begge femårsperiodene. Dette indikerer en forsinket effekt på artsmangfoldet; "flaskehalssituasjonen" oppstår først etter flere spesielt gunstige år for mosevekst, ved at små moser på mange steder blir overvokst av de større skogsmosene og forsvinner. Dette gjenspeiles også i endring i antall mosearter i flatene; mens det var signifikant økning i antall arter etter den første femårsperioden i fire av områdene, hadde ingen områder signifikant økning i antall arter fra 2. til 3. omløp (2. femårsperiode) og tre områder fikk signifikant redusert moseartsantallet. Et av disse områdene var Gutulia, området der flest arter (mer enn 50% av artene i området) økte i mengde i den første femårsperioden. Ser vi nærmere på klimautviklingen for de enkelte områdene i femårsperiodene og tiårsperioden finner vi naturlig nok flere likhetstrekk mellom mange områder, fordi klimaforholdene viser storskala (regionale) mønstre. Det mest påfallende er at (månedst)-temperaturen har vært høyere enn normalt gjennom fleste årene for alle områdene med unntak av nær normal

temperatur rundt 1995 og 1996. For månedsnedbøren gjennom årene fra 1988 (etableringstidspunktet for de første 3 områdene) til 2002 (tidspunktet for avslutning av tredje omløp) var det noe mer variasjon, men i hovedsak varierte nedbøren omkring normalverdiene. I mange av områdene var høsttemperaturen spesielt høy på slutten av 1980-tallet og i perioden 1999–2001, mens den var lav i 1993.



Fig. 15. Flate med mye av den store mosen storbjørnemose (*Polytrichum commune*). Foto: T. Økland.



Fig. 16. Samme flate som i Fig. 15, 5 år etter; storbjørnemose (*Polytrichum commune*) har fått betydelig økt tetthet og har nesten helt vokst over den nedfalte greina som dekket større deler av flata bare 5 år tidligere.

1995 og 1999. Årsnedbøren varierte omkring normalen i årene fra første analyse i 1990 til ca. 1994, deretter var den litt under normalen fram til ca. 1998, da den økte igjen. Paulen har et suboseanisk klima, og nedbørsmengder omkring det normale sammen med høyere temperaturer enn normalt synes dermed å ha vært tilstrekkelig til at mange moser har kunnet øke i mengde i begge femårsperiodene. Lav total mosedekning i dette området kan ha bidratt til dette (store rom å vokse inn i). Det er en klar tendens til at det først og fremst er store moser, som for eksempel etasjemose (Fig. 17; *Hylocomium splendens*) og blank

Klimautviklingen sett i sammenheng med endringene i bunnsjiktet for de forskjellige områdene tilsier at temperaturøkningen har hatt den avgjørende betydningen for (de store) mosenes vekst og generelle mengdeøkning; tilstrekkelige nedbørsmengder til at mosene holdes fuktige og samtidig høyere temperaturer enn normalt bidrar til lenger vekstsesong for mosene ved at de kan vokse lenger utover høsten/vinteren og/eller starte veksten tidligere om våren (R. Økland 1997). Dermed øker mosene i mengde og antall, inntil bunnsjiktet blir så tett at etablering og overlevelse av små moser hindres. Dette vises tydelig også for produksjonsutviklingen til etasjemose (*Hylocomium splendens*), som hadde mer eller mindre sammenhengende økt produksjon i Sør-Norge i perioden fra 1995 til 2001. For å forstå forskjellene i moseutvikling mellom områdene, må vi se på klimautviklingen år for år og sammenholde denne med analysetidspunktene.

I Paulen (analysert i 1990, 1995 og 2000) var temperaturen over det normale gjennom hele perioden. Høsttemperaturen var over det normale i årene 1994,

sigdmose (*Dicranum majus*), som har hatt en positiv utvikling i den andre femårsperioden (1995–2000). De tre sørlige områdene som ble analysert første gang i 1988 og reanalysert i 1993 og 1998 – Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka – har hatt relativt lik klima-



Fig. 17. Livskraftig populasjon av etasjemose *Hylocomium splendens*). Foto: Rune H. Økland

utvikling og viser samme mønster i mosevekst og mosemangfoldsutvikling. Temperaturen var høyere enn normalen gjennom hele perioden så nær som 1995–96, høsttemperaturen var høyere enn normalen i flere år (1989–91 og 1995), nedbøren var over normalen 1988–90, mens høstnedbøren var noe under normalen fra 1988, bortsett fra i Rausjømarka i 1996. I første femårsperiode (1988–93) resulterte de gunstige klimaforholdene i økte mengder for mange mosearter i disse områdene. I Grytdalen var imidlertid også antall moser med mengdereduksjon signifikant høyere enn forventet særlig fordi store moser ble redusert i mengde. Dette skyldes en kraftig smånagertopp høsten og vinteren 1988, som resulterte i betydelig forstyrrelsesslitasje på store moser (R. Økland, pers. obs.).

I den andre femårsperioden var både månedsnedbøren og høstnedbøren litt under normalen i disse 3 områdene, mens temperaturen var høy gjennom hele perioden. Etasjemosepopulasjonene hadde en svært positiv utvikling fra ca. 1995, men tørkesommeren 1994 resulterte i en betydelig vitalitetsreduksjon som spores i etasjemoseproduksjonen. I den andre femårsperioden fikk mange moser sine mengder redusert i disse områdene, samtidig som en begynnende (ikke signifikant) tendens til at det er flest små moser som reduseres i mengde kan spores. Dette skyldes trolig dels den før omtalte ”flaskehalssituasjonen”, dels at sommertørken i 1994 bidro til mengdededgang for moser generelt.

I Lundsneset gjorde analysetidspunktene (1992, 1997 og 2002) at klimaforholdene var gunstige for mosevekst i begge periodene. Siden dette området ble analysert første gang så sent som i 1992, gjenspeiler moseendringene både gunstige temperaturforhold gjennom de fleste årene, gunstig høsttemperatur 1995–96; dvs. de to siste årene før første reanalyse, gunstig høsttemperatur 1999–2001, nedbør over det normale omkring 1998 og den ekstreme nedbørtoppen høsten 2000. Mange moser, spesielt de store, økte derfor i mengde i begge femårsperiodene og totalt sett for tiårsperioden i dette området.

Også i Bringen (analysert i 1991, 1996 og 2001) var temperaturen over det normale gjennom begge periodene, mens nedbøren varierte noe omkring normalen. Klimautviklingen kan imidlertid ikke i særlig grad forklare endringene i bunnsjiktet i dette området, med mange moser som avtok i mengde gjennom begge femårsperiodene

(signifikant flere moser enn forventet viste reduksjon også for tiårsperioden). En signifikant trend for tiårsperioden er at det først og fremst er små moser som reduseres i mengde. Sommertørken i 1994 kan ha hatt betydning i dette området, som har mange bratte, tørkeutsatte flater. Stormfelling av trær på enkelte bratte steder høsten eller vinteren 2000–01 har trolig også bidratt til mosereduksjon i den andre femårsperioden; mange mosearter ble ikke gjenfunnet i flatene i den storflata som ble sterkest påvirket og der bunnsjiktet flekkvis var sterkt opprotet og jord blottlagt uten at nyetablering ennå hadde funnet sted. Andre forhold enn de som er nevnt har sannsynligvis også bidratt til mengdereduksjonen for mange arter i dette området, men hvilke er foreløpig ikke klart. Populasjonsstudier av etasjemose er ikke foretatt i Bringen, men kunne vært til stor hjelp med tolkningen av disse resultatene.

I vestlandsområdet Otterstadstølen (analysert 1989, 1994 og 1999) var både temperatur og nedbørsmengder gjennom året over normalverdiene i den første femårsperioden. Høsttemperaturen var imidlertid omkring eller litt under normalen i denne perioden, mens høstnedbøren var under normalverdiene. Otterstadstølen er imidlertid et ekstremt oseanisk område, og fuktigheten begrenser derfor sjelden moseveksten. Mange mosearter økte i mengde i første femårsperiode i dette området, særlig store moser. I den andre perioden var temperaturen over normalen i 1994 og fra ca. 1997, mens nedbøren var litt under normalen rundt 1995–96. Høsttemperaturen var høyere enn normalen i 1994 og 1995, men under normalen 1996–98, og høstnedbøren var under normalverdiene i alle år unntatt 1995. I denne perioden fikk flere arter enn forventet redusert sine mengder, og signifikant flere små moser enn store moser ble redusert. Dette har trolig å gjøre med den tidligere omtalte ”flaskehalssituasjonen” etter den gunstige første femårsperioden da store moser økte i mengde. Sommertørken i 1994 (etter at flatene var analysert) kan også ha virket inn (jf. produksjonsnedgang for etasjemose), selv om det normalt er fuktig nok i dette området. De relativt ugunstige klimaforholdene 1996–98, dvs. de siste tre årene før reanalysen i 1999, kan også ha virket negativt inn på de små mosene eller hindret fortsatt økning av store moser i denne perioden. Etasjemose har imidlertid en positiv utvikling også i denne perioden. I Otterstadstølen er mosetettheten større enn i de fleste andre områdene, slik at en økning i mengde av store skogsmoser kan gjøre at små moser får enda vanskeligere for å etablere seg og overleve.

I Gutulia (analysert i 1989, 1994 og 1999) var temperaturen over normalen gjennom det meste av tiårsperioden bortsett fra rundt 1995–96, mens nedbøren var omkring eller litt under normalen. Høsttemperaturen var over normalen i 1989 og 1995 (samt i 1988 før første analyse, og etter reanalysen i 1999). Høstnedbøren var stort sett litt under normalen i hele perioden. I den første femårsperioden var det sammenheng mellom gunstige temperaturforhold (lenger vekstsesong enn normalt) og sterk økning i mosemengder, til tross for at nedbørsmengdene ikke var særlig høye. Dette skyldes nok at Gutulia, som ligger nær opp til fjellet, normalt har så lav temperatur og lav evapotranspirasjon at det først og fremst er lav temperatur (f.eks. tidlig avslutning av vekstsesongen om høsten) som begrenser moseveksten. Store skogsmoser økte signifikant mer i mengde enn små moser i den første femårsperioden og populasjonsutviklingen for etasjemose var også positiv i perioden fram til 1993. Den ekstreme sommertørken i 1994 kan tydelig spores i etasjemosepopulasjonene, som hadde svært liten tilvekst dette året. Den kan også ha hatt en effekt på moser generelt i det påfølgende året. I den andre femårsperioden fikk mange, men først og fremst små moser, sine mengder redusert, høyst sannsynlig som en tidsforskjøvet respons på den store moseveksten i den første perioden; ”flaskehalssituasjonen”.

Urvatnet (analysert 1992, 1997 og 2002) har, som de andre områdene, hatt en temperatur over det normale gjennom det meste av perioden 1988–2002. Imidlertid ble flatene analysert første gang så sent som i 1992, og temperaturforholdene var ikke spesielt gunstige i 1995 og 1996; dvs. rett før reanalysen i 1997. Såvel nedbøren generelt som høstnedbøren og høsttemperaturen var stort sett litt under normalen i den første femårsperioden; altså forhold for mosevekst som ikke var spesielt gunstige. Dette stemmer med at antall arter med signifikant mengdeøkning ikke var større enn forventet, mens flere arter enn forventet hadde en signifikant reduksjon. En økning i mosevekst lik den som ble registrert i områder lenger sør i første femårsperiode kan derfor ha funnet sted også i Urvatnet før flatene der ble analysert første gang. Sommertørken i 1994 har trolig også innvirket negativt på moseveksten i Urvatnet. I den andre femårsperioden var derimot både temperatur- og nedbørforholdene generelt gunstige for mosevekst; temperaturen lå betydelig over normalen i alle årene etter 1997. Spesielt var høsttemperaturen i 1999 og 2000 høy. Nedbørsmengdene var også litt over normalen, og var spesielt høye høstene 1997 og 2001. Til sammen forklarer dette at flere moser enn forventet økte i mengde i denne femårsperioden.

I Øyenskavelen (analysert 1991, 1996 og 2001) var temperaturutviklingen omtrent som i de områdene lenger sør som hadde signifikant flere arter med økt mengde i en eller begge perioder. Øyenskavelen karakteriseres imidlertid av høy nedbør og generelt relativt lave temperaturer, og nedbøren er derfor normalt ikke begrensende for mosevekst. I begge femårsperiodene har flere arter enn forventet fått sine mengder redusert, og det er vanskelig å se noen sammenheng med klimautviklingen. I dette området er beitetrykket også en sannsynlig medvirkende årsak også til reduksjonen i mosemengder (jf. karplanteutviklingen).

I det nordligste av områdene, Granneset, har temperaturene vært over normalen i alle år (nær normalen i 1995). Høsttemperaturen var over normalen i 1990 og 1991, under normalen 1992–95 og, som i de andre områdene, med en markant topp i 1999 og 2000. Nedbørsmengdene varierte omkring normalverdiene de fleste år, men var noe under normalen fra 1998. Høstnedbøren var over noe over normalen i 1991, 1995 og 1996, men under normalen 1992–94 og 1996–97. Flere arter enn forventet økte i mengde gjennom begge periodene, men i den første perioden var det spesielt store moser som økte. En smånagertopp vinteren 1989/90 som medførte betydelig opprotting av bunnsjiktet, kan ha lagt grunnlaget for økningen i mosevekst gjennom den første perioden ved å lage rikelig åpne rom. Etasjemose har hatt en særlig positiv populasjonsutvikling i den andre femårsperioden. I denne perioden kan trolig klimautviklingen forklare det meste av endringene. Den kraftige nedgangen i etasjemoseproduksjon fra 2000 til 2001 skyldes den kraftige populasjonstoppen for smånagere vinteren 2000–01, og indikerer at de gjennomgående lave smånagerpopulasjonene gjennom 1990-tallet kan ha vært en viktig medvirkende årsak til den ubrutte mengdeøkningen for store moser i mange overvåkingsområder.

Det er variasjon mellom overvåkingsområdene med hensyn til utviklingen i mosenes vekst og artsmangfold, og sammenhengene mellom månedsverdier for nedbør og temperatur og endringer i mosemengder er ikke entydige. Likevel er det, når man går inn i materialet og tar analysetidspunktet og områdespesifikke forhold, som lokale forstyrrelshendelser, i betraktning, mulig å forklare en god del av de observerte mønstrene. Det totale bildet rokker derfor ikke ved oppfatningen av moser som gode klimaindikatorer (R. Økland 1997, T. Økland et al. 2001, 2004), betinget av den nære sammenhengen mellom mosers vekst og fuktighets- og temperaturforholdene (Stålfelt 1937, Potter et al. 1995, Proctor 2000).

Våre resultater identifiserer et behov for modellering av sammenhenger mellom mosevekst og klimafaktorer, som bruker klimadata med finere oppløsning i tid enn de vi har brukt, f.eks. ved videreutvikling av modeller basert på døgndata (R. Økland 1997). Det nye mønsteret i moseendring i granskog som vi observerer i annen femårsperiode – tendensen til at små moser går tilbake mens store moser fortsetter å øke i mengde – vil trolig forsterkes framover dersom klimaforholdene fortsetter å være gunstige for mosevekst og prosesser som skaper nye åpninger, ved smågnageraktivitet, stormfelling og annet, ikke øker i intensitet. Det er derfor mulig at artsmangfoldet i bunnsjiktet kan bli betydelig redusert i årene som kommer.

På sikt kan også en interaksjonseffekt mellom karplantearter og moser føre til redusert artsmangfold for karplanter; et tettere mosedekke kan forhindre nyetablering og overlevelse av karplantearter i skogbunnen ved fysisk å hindre spirende frø tilgang til vann og næringsstoffer (Perttula 1941, Eriksson & Ehrlén 1992, Ohlson & Zackrisson 1992, Steijlen et al. 1995, Hörnberg et al. 1997) og ved at frøplanter som ikke kan holde tritt med mosemattenes vertikale vekst blir begravd (Ohlson 1995, 1999, Ohlson et al. 2001).

Konklusjon

Resultatene fra vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom to femårsperioder gir svar på de tre spørsmålene vi stilte innledningsvis. De endringene som ble observert i første femårsperiode fortsetter til dels i den neste femårsperioden og i tiårsperioden:

- Mens tilbakegangen for mange karplantearter i de sørligste/sørøstligste områdene fortsetter, stopper den generelle økningen i moseartenes mengde og artsantall opp.
- Karplantetilbakegangen i sør/sørøst utgjør et konsistent mønster for tiårsperioden sett under ett
- Flere nyanser i mosemønsteret trer fram gjennom den andre femårsperioden:
 - Mengdeøkningen for store moser fortsetter
 - Et nytt endringsmønster er påvist; en klar tendens til at mindre moser reduseres i mengde i mange områder.
- Mengdeøkningen for store moser forklares av generelt gode voksebetingelser for moser også i andre halvdel av 1990-tallet og fram til 2002.
- De mindre mosenes tilbakegang tilskrives at disse kommer i en ”flaskehalssituasjon” med økende overvokningsfare.

Referanser

- Anonym, 1987–2002. Klimatologisk hurtigoversikt og Klimastologiske månedsoversikter. - Norske meteorologiske Institutt, Klimaavdelingen, Oslo.
- Anonym, 2001a. Stortingsmelding 42 (2000-01). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. - Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonymous. 2001b. S-Plus. Version 6.0. - Seattle. Insightful Corp., Inc.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 611: 1-44.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O. E., Wilmann, B. and Aarrestad, P. A. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn - reanalyser 2002. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 793: 12-17.
- Buch, H. 1945. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. I. - Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 9: 1-44.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. - Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 20: 1-49.
- Crawley, M. 1990. The population dynamics of plants. - Phil. Trans. R. Soc. Lond. Ser. B.. 330: 125-140.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O. E., Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 1998. Skogkalking med grovdolomitt – effekter på vegetasjon. - Aktuelt fra skogforskningen 2/98: 35-44.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. - Oecologia 91: 360-364.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. - Oecologia 70: 339-347.
- Farmer, A.M., Bates, J.W. & Bell, N.B. 1992. Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. - I: Bates, J. W. and Farmer, A. M. (eds.), Bryophytes and lichens in a changing environment, Clarendon Press, Oxford, pp. 284-313.
- Førland, E. J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 39: 1-63.
- Framstad, E. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagre og fugl i TOV-områdene, 1999: Smågnagere. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 653: 8-13.
- Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. Erfaringer fra første feltsesong med vegetasjonsovervåking. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 91: 84-86.
- Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. - K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr 11: 1-88.
- Heil, F. W. & Diemont, W. M. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. - Vegetatio 53: 113-120.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. - Can. J. For. Res. 27: 1015-1023.

- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A. M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R. H., Økland, T., Andersen, P. N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. - *Tema Nord* 517: 1-125.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology, ed. 2. - Elsevier, Amsterdam.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - *Dir. Naturforv. Rapp.* 1989: 1-98.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Hønefoss, Statens Kartverk.
- Ohlson, M. 1995. Growth and nutrient characteristics in bog and fen populations of Scots pine (*Pinus sylvestris*). - *Pl. Soil* 172: 235-245.
- Ohlson, M. 1999. Differentiation in adaptive traits between neighbouring bog and mineral soil populations of Scots pine *Pinus sylvestris*. - *Ecography* 22: 178-182.
- Ohlson, M., Økland, R. H., Nordbakken, J.-F. & Dahlberg, B. 2001. Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. - *Oikos* 94: 425-432.
- Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. - *Can. J. For. Res.* 22: 1869-1877.
- Payette, S., Fortin, M.-J. & Gamache, I. 2001. The subarctic forest-tundra: the structure of a biome in a changing climate. - *BioScience* 51: 709-718.
- Perttula, U. 1941. Untersuchungen über die generative und vegetative Vermehrung der Blütenpflanzen in der Wald-, Hainwiesen- und Hainfelsenvegetation. - *Annls Acad. Scient. Fenn. Ser. A* 558: 1-388.
- Potter, J. A., Press, M. C., Callaghan, T. V. & Lee, J. A. 1995. Growth responses of *Polytrichum commune* and *Hylocomium splendens* to simulated environmental change in the sub-arctic. - *New Phytol.* 131: 533-541.
- Proctor, M. C. F. 1990. The physiological basis of bryophyte production. - *Bot. J. Linn. Soc.* 104: 61-77.
- Proctor, M. C. F. 2000. Physiological ecology. - In: Shaw, A. J. and Goffinet, B. (eds.), *Bryophyte biology*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 225-247.
- Rørå, A., Kvamme, H., Larsson, J. Y., Nyborg, Å. & Økland, T. 1988. Rapport 1988. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". - Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås.
- Rydgren, K., de Kroon, H., Økland, R. H. & van Groenendael, J. 2001. Effects of fine-scale disturbances on the demography and population dynamics of the clonal moss *Hylocomium splendens*. - *J. Ecol.* 89: 395-405.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*, ed. 3. - Freeman, New York.
- Solberg, S., Andreassen, K. & Groeggen, T. 2000. Tilvekst på skogoppsynets overvåkingsflater 1991-96. - *Rapp. Skogforsk.* 2000: 1-11.
- Stålfelt, M. G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. - *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161-195.
- Steijlen, I., Nilsson, M.-C. & Zackrisson, O. 1995. Seed regeneration of Scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss. - *Can. J. For. Res.* 25: 713-723.
- Tamm, C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). - *Meddn St. SkogforskInst.* 43: 1-140.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 1997: 1-44.
- Venables, W. N. and Ripley, B. D. 2002. *Modern applied statistics with S.* - New York. Springer.

- Wittig, R. & Neite, H. 1985. Acid indicators around the trunk base of *Fagus sylvatica* in limestone and loess beechwoods: distribution pattern and phytosociological problems. - *Vegetatio* 64: 113-119.
- Økland, R. H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R. H. 1991. Solhomfjell. Overvåking av skog. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 91: 75-83.
- Økland, R. H. 1995a. 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. 1995b [1994]. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. - *Lindbergia* 19: 50-62.
- Økland, R. H. 1995c. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - *J. Ecol.* 83: 697-712.
- 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. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. - *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R. H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. - *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R. H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- 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., 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. 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand": Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge. I. Rausjømarka i Akershus. - Ås, Norsk Inst. for Jord. og Skogkartlegging.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. - *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1993. Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 1993: 1-76.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T. 1999. Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-årsperiode. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 1999: 1-33.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R. H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2001: 1-46.

- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R. H. & Eilertsen, E. 2004. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climatic change. - *J. Veg. Sci.* 15: in press.
- Økland, T. & Eilertsen, O. 2001. Manual for intensive monitoring of forest ground vegetation and environmental conditions in China. - IMPACTS Project Integrated Monit. Progm Acidification Chinese Terrestrial Syst. 2001: 1-28.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R. H., Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understory species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. - *For. Ecol. Mgmt* 177: 17-37.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V. & Eilertsen, O. 1999. Terrengkalking i Suldal, Rogaland - undersøkelser av vegetasjon og jord før kalking. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 599: 1-69.

Appendiks 1.

Endringer i artsmengder i 11 intensivovervåkingsområder i granskog fra 1. til 2. omløp (perioden 1988 – 1997); med Wilcoxon's one-sample Signed Ranks test av hypotesen: median change = 0, mot det tosiddege alternativet. n: antall flater (av totalt 50 unntatt for Solhomfjell der totalt antall flater er 61) der arten var vitilsteede minst 1 av de y2 analyseårene. p: significant økning/reduksjon i mengde (+)/(-): 0.1 > p > 0.05; +/:-: 0.05 > p > 0.01; ++/+-: 0.01 > p > 0.001. ns = p > 0.1. Arter som ikke er testet i noe område er utelatt. Forkortelser: PAU = Paulen etc. S: Størrelsesindeks

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA	
	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p
<i>Empetrum nigrum</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	45	(-)	59	ns	31	ns	48	--	48	ns	48	ns	48	ns	50	ns	50	ns	48	ns	44	++	44	ns
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	32	ns	41	ns	30	-	24	ns	47	(+)	22	+	22	+	22	+	22	+	47	ns	15	++	15	ns
<i>Anemone nemorosa</i>	5		18	ns	•		5	ns	17	ns	•		•		9	ns	•		20	-	20	ns	•	
<i>Athyrium filix-femina</i>	•		4		•		•		•		•		•		•		•		5		6	ns	2	
<i>Blechnum spicant</i>	2		2		•		•		•		•		•		42	++	•		5		22	ns	•	
<i>Cicerbita alpina</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		10	+	3	
<i>Convallaria majalis</i>	•		13	ns	•		16	ns	8	ns	•		•		•		•		1		•		•	
<i>Cornus suecica</i>	•		3		•		•		•		•		•		10	ns	•		20	ns	36	ns	40	ns
<i>Dryopteris expansa</i>	•		17	ns	•		7		4		4		•		4		•		6		23	ns	8	+
<i>Equisetum sylvaticum</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		7	ns	7	ns	4	
<i>Fragaria vesca</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		5		•		•	
<i>Geranium sylvaticum</i>	•		3		•		•		•		•		•		12	ns	•		10	--	3		7	ns
<i>Goodyera repens</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		7	ns	•		•	
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	12	--	27	(-)	•		1		33	-	11	ns	30	ns	11	ns	30	ns	31	++	48	ns	36	+
<i>Hieracium sylvaticum</i> agg.	•		2		•		3		11	ns	•		7	(+)	7	(+)	7	(+)	0		1		16	--
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	•		•		4		4		6	ns	•		6	ns	•		13	ns	11	ns	3		1	
<i>Linnaea borealis</i>	•		11	ns	•		12	ns	39	ns	7	ns	35	+	30	ns	35	+	30	ns	14	ns	5	ns
<i>Listera cordata</i>	•		1		•		0		9	-	10	ns	24	ns	24	ns	24	ns	29	ns	36	ns	22	ns
<i>Lycopodium annotinum</i>	3		16	ns	•		1		12	ns	3		19	ns	3		19	ns	•		9	(+)	33	(-)
<i>Maianthemum bifolium</i>	41	-	56	ns	10	(-)	44	ns	27	ns	28	+	4		4		4		37	ns	15	ns	•	
<i>Moneses uniflora</i>	•		•		•		•		1		2		2		•		6	ns	5		5	(-)	4	
<i>Oreopteris limbosperma</i>	•		•		•		•		•		•		•		17	--	•		•		•		•	
<i>Orthilia secunda</i>	1		1		•		•		16	ns	•		16	ns	•		18	ns	9	ns	•		6	
<i>Oxalis acetosella</i>	•		14	-	•		17	---	22	(-)	16	ns	30	+	16	ns	30	+	24	ns	24	ns	6	
<i>Phlegopteris connectilis</i>	11	ns	9	ns	•		•		7		9	(+)	•		•		•		8	ns	17	-	9	ns
<i>Polygonatum verticillatum</i>	•		2		•		•		2		•		•		•		•		•		3		9	-
<i>Potentilla erecta</i>	10	-	4		2		4		1		20	-	3		5		3		5		17	ns	1	
<i>Pteridium aquilinum</i>	20	---	25	--	3		4		1		•		•		5		•		•		•		•	
<i>Ranunculus acris</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		5	ns	2		•		1	
<i>Rubus saxatilis</i>	3		8	ns	•		•		12	-	•		12	-	•		1		8		12	ns	2	
<i>Solidago virgaurea</i>	7	ns	15	(+)	1		4		10	-	4		22	ns	3		25	ns	19	ns	35	ns	25	-
<i>Trientalis europaea</i>	21	-	47	ns	8	(-)	24	ns	23	ns	28	ns	31		•		31		22	ns	45	(-)	43	+
<i>Viola biflora</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		0		6	ns

Appendiks 1 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA			
	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p		
<i>Viola riviniana</i>	•		8	ns	1		4	5	8	ns	3	11	ns	•		11	ns	•		11	ns	•		11	ns	
<i>Agrostis capillaris</i>	13	ns	1		4		•	•	•	13	ns	3	12	ns	14	ns	•		14	ns	•		14	ns		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	•		•		1		•	•	•	3		•	•	•	9	ns	•		9	ns	•		9	ns		
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	•		•		10	ns	•	25	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Calamagrostis purpurea</i>	6	ns	24	-	•		•	•	8	ns	•	•	•	1		•		1		•		1		•		
<i>Carex digitata</i>	•		2		1		3	12	7	ns	•	4	2	•		4	2	•		4	2	•		4	2	
<i>Carex vaginata</i>	•		•		•		1	•	1		•	2	•	•		2	•	•	•	2	•	•	•	2	•	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	•		•		•		•	•	4		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	45	ns	53	+	16	ns	36	(-)	37	--	44	ns	48	ns	48	ns	48	ns	48	ns	48	ns	48	ns	49	-
<i>Festuca altissima</i>	•		6	ns	•		•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Luzula pilosa</i>	1		14	ns	4		•	10	10	--	17	ns	10	ns	22	ns	22	ns	24	ns	10	-	19	ns		
<i>Melica nutans</i>	•		7	ns	•		4	•	9	-	•	•	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Milium effusum</i>	•		5	ns	•		•	•	6	(-)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Molinia caerulea</i>	•		2		7	-	5	•	•	•	•	•	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Nardus stricta</i>	•		•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Phalaris arundinacea</i>	•		•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Trichophorum cespitosum caespitosus</i>	•		•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Brachythecium populeum</i>	5	3	1		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Brachythecium reflexum</i>	5	•	21	ns	•		20	(+)	18	ns	19	+	8	ns	19	+	1	25	ns	26	ns	26	ns	26	ns	
<i>Brachythecium salebrosum</i>	7	•	5	ns	•		•	•	11	ns	4	•	•	•	4	•	3	3	14	ns	14	ns	14	ns		
<i>Brachythecium starkei</i>	6	•	10	ns	•		16	ns	7	-	7	•	1	•	5	+	1	1	11	(+)	11	(+)	11	(+)		
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	6	•	7	+	1		2	4	•	•	•	•	2	•	2	•	7	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Dicranodontium denudatum</i>	6	4	•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Dicranum fuscescens</i>	6	29	++		47	(+)	34	+++	33	ns	33	ns	17	+++	31	+++	11	(+)	33	ns	22	ns	22	ns		
<i>Dicranum majus</i>	7	45	(+)		47	ns	34	ns	50	ns	16	ns	44	++	18	+++	40	ns	49	ns	16	ns	16	ns		
<i>Dicranum polysetum</i>	7	4	1		32	ns	•	6	ns	•	•	•	4	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Dicranum scoparium</i>	6	40	++		48	+	49	+	37	+++	44	--	39	+++	47	+++	43	ns	45	-	40	+	40	+		
<i>Herzogiella striatella</i>	5	8	ns		3		1	•	•	•	•	•	9	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Hylacomiastrum umbratum</i>	8	2	34	ns	•		3	15	4	ns	4	•	25	+	12	++	13	ns	38	ns	13	ns	13	ns		
<i>Hylacomium splendens</i>	9	18	ns		34	+	44	--	46	ns	45	ns	43	ns	49	++	49	ns	49	ns	45	ns	45	ns		
<i>Hypnum callichroum</i>	6	•	•		•		•	•	•	•	•	•	14	ns	•	•	3	18	ns	•	•	•	•	•		
<i>Hypnum cupressiforme</i>	5	25	ns		24	ns	1	2	•	•	•	•	24	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Leucobryum glaucum</i>	6	•	•		1		•	•	•	•	•	•	8	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Minium hornum</i>	7	7	1		2		•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Minium spinosum</i>	7	•	3		•		2	•	9	+	•	•	•	•	9	+	1	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Minium stellare</i>	6	•	•		•		•	•	8	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Plagiominium affine</i>	7	2	11	ns	•		•	2	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•		
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	3	25	+	4		19	ns	9	ns	25	ns	7	ns	17	ns	3	7	ns	19	ns	19	ns	--		
<i>Plagiothecium laetum</i>	5	32	ns		47	ns	43	ns	39	+	31	ns	23	ns	20	ns	10	ns	31	ns	27	ns	27	ns		

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Appendiks 1 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		OYE		GRA	
	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	3	25	+	4	4	19	ns	9	ns	25	ns	7	ns	17	ns	3	3	7	ns	7	ns	19	--
<i>Plagiothecium laetum</i>	5	32	40	++	47	ns	43	ns	39	+	31	ns	23	ns	20	ns	10	ns	31	ns	31	ns	27	
<i>Plagiothecium undulatum</i>	6	33	14	+	8	ns	•	•	•	•	•	•	43	++	•	•	31	(+)	43	+	43	+	•	•
<i>Pleurozium schreberi</i>	7	34	41	(+)	48	++	43	---	48	+	41	ns	45	++	45	+++	44	ns	41	ns	41	ns	38	(+)
<i>Pohlia nutans</i>	4	1	7	ns	21	ns	3	•	•	•	3	•	5	ns	10	ns	2	•	5	•	5	•	2	•
<i>Polytrichum commune</i>	8	2	8	ns	2	•	•	•	2	•	7	•	6	•	7	ns	•	•	4	•	4	•	13	+
<i>Polytrichum formosum</i>	7	32	20	++	9	+	4	•	8	ns	1	•	42	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	6	ns
<i>Polytrichum juniperinum</i>	6	•	•	•	3	•	•	•	2	•	•	•	1	•	•	•	4	•	21	ns	•	•	•	•
<i>Pseudoxiphylum elegans</i>	4	7	1	1	1	•	•	•	2	•	•	8	ns	•	•	•	•	•	4	•	4	•	•	•
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	8	2	13	ns	17	ns	7	ns	22	ns	16	ns	18	+	4	•	40	+	23	ns	23	ns	1	•
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	5	•	•	•	•	•	•	•	•	•	5	•	•	•	•	•	8	ns	14	ns	14	ns	2	ns
<i>Rhodobryum roseum</i>	7	1	5	•	•	•	4	•	1	•	16	ns	•	•	15	ns	8	ns	7	ns	7	ns	24	ns
<i>Rhytidiadelphus foreus</i>	8	16	24	+++	1	•	11	ns	2	•	•	•	47	ns	•	•	39	ns	44	ns	44	ns	•	•
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	8	1	20	ns	•	•	6	ns	8	ns	3	•	25	-	•	•	19	-	34	ns	34	ns	26	+
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	9	•	14	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	4	•	0	•	14	ns	1	•	1	•	3	•
<i>Sanionia uncinata</i>	6	1	3	•	1	•	4	•	2	•	7	ns	7	ns	9	+	9	+	22	(+)	22	(+)	19	ns
<i>Tetraphis pellucida</i>	4	23	3	•	13	ns	13	+	10	(+)	3	•	3	11	ns	•	•	•	20	ns	20	ns	•	•
<i>Sphagnum angustifolium</i>	8	•	•	•	1	•	•	•	1	•	6	-	•	•	6	•	•	•	9	ns	9	ns	•	•
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	8	19	8	ns	6	ns	2	•	8	ns	10	•	4	•	11	ns	4	•	19	ns	19	ns	6	•
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	8	8	9	ns	5	•	13	ns	13	ns	4	•	23	ns	2	•	16	+	7	•	7	•	•	•
<i>Sphagnum rubiginosum</i>	8	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	12	ns	•	•	•	•	•	•
<i>Sphagnum russowii</i>	8	•	3	•	3	•	2	•	2	•	8	+	•	•	10	ns	2	•	3	•	3	•	1	•
<i>Sphagnum squarrosum</i>	9	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	0	•	5	ns	5	ns	1	•
<i>Anastrepta orcadensis</i>	6	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	22	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Barbilophozia attenuata</i>	5	20	11	+	17	ns	28	+++	20	++	8	ns	7	ns	18	ns	8	ns	7	ns	7	ns	3	•
<i>Barbilophozia barbata</i>	6	5	14	++	3	•	23	ns	5	+	18	(-)	13	ns	9	+	31	ns	21	ns	21	ns	21	ns
<i>Barbilophozia floerkei</i>	5	•	21	++	3	•	25	ns	14	ns	9	ns	27	ns	35	(+)	32	-	36	ns	36	ns	32	ns
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	5	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	5	ns	10	+	6	ns	1	•	1	•	•	•
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	6	3	41	ns	•	•	46	ns	23	---	45	ns	23	ns	50	+	44	ns	46	ns	46	---	50	ns
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	3	4	9	ns	6	ns	17	ns	16	(+)	16	ns	2	•	15	ns	3	•	23	ns	23	ns	4	•
<i>Calyptogeia azurea</i>	5	3	10	+	•	•	3	•	4	•	•	•	10	+	•	•	1	•	3	•	3	•	•	•
<i>Calyptogeia integristipula</i>	5	5	12	ns	3	•	16	++	17	ns	10	ns	2	•	15	ns	1	•	6	•	6	•	3	•
<i>Calyptogeia muelleriana</i>	5	22	27	ns	3	•	12	ns	13	ns	•	•	39	(+)	•	•	17	ns	41	ns	41	ns	2	•
<i>Calyptogeia neesiana</i>	4	3	15	+	2	•	15	(-)	2	•	5	•	9	(+)	10	+	7	(+)	10	+	10	+	2	•
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	3	13	13	ns	•	•	5	ns	10	ns	3	•	28	ns	9	ns	7	ns	21	ns	21	ns	1	•
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	5	10	(+)	1	•	15	ns	7	ns	14	ns	10	ns	20	ns	7	ns	23	ns	23	ns	4	•
<i>Cephalozia plenteiceps</i>	3	•	•	•	•	•	1	•	0	•	7	ns	3	•	10	ns	6	ns	1	•	1	•	1	•
<i>Cephalozia sp.</i>	1	•	1	•	1	•	6	(+)	•	•	•	•	2	•	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	5	9	1	ns	•	•	2	•	2	•	•	•	23	ns	•	•	7	ns	3	•	3	•	•	•

Appendiks 1 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	n	p	
<i>Chiloscyphus minor</i>	3	•	37	ns	46	+++	21	ns	44	ns	40	(+)	10	(+)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Chiloscyphus profundus</i>	4	37	ns	46	+++	21	ns	44	ns	40	(+)	10	(+)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Diplophyllum albicans</i>	5	10	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	4	4	1	•	7	ns	•	•	4	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Harpanthus flotovianus</i>	4	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lepidozia pearsoni</i>	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lepidozia reptans</i>	4	12	ns	2	2	11	ns	3	3	10	ns	4	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lophozia excisa</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lophozia incisa</i>	5	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lophozia longidens</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lophozia obtusa</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Moerchia blyttii</i>	4	8	ns	15	(+)	3	•	21	++	7	ns	24	-	22	++	31	ns	15	ns	33	ns	36	--	31	ns
<i>Mylia taylorii</i>	7	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Mylia taylorii</i>	6	2	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Plagiochila asplenitoides</i>	6	12	ns	39	ns	•	•	1	1	34	(+)	•	•	13	--	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Plagiochila porelloides</i>	5	5	ns	4	•	1	•	•	•	•	•	•	•	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	5	6	ns	6	ns	•	•	13	ns	2	20	-	20	•	2	3	2	2	2	2	2	•	•	•	•
<i>Ptilidium ciliare</i>	6	4	•	13	++	20	ns	11	ns	10	ns	25	ns	10	ns	3	2	2	2	2	20	ns	15	ns	28
<i>Scapania scandica</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Scapania umbrosa</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Tritomaria quinquentata</i>	5	6	ns	8	++	•	•	14	ns	6	+	12	ns	12	ns	19	ns	28	ns	17	ns	17	ns	20	ns
<i>Cladonia bellidiflora</i>	4	•	•	•	•	•	•	2	•	•	•	•	•	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	7	•	•	•	•	•	•	9	-	•	•	•	•	17	ns	6	(+)	21	(-)	2	•	13	ns	8	ns
<i>Cladonia coccifera</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	5	•	•	•	•	•	•	26	+	7	ns	16	ns	10	ns	12	ns	4	•	16	ns	16	ns	11	ns
<i>Cladonia digitata</i>	•	•	•	•	•	•	•	4	•	•	•	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia furcata</i>	2	•	•	•	•	•	•	9	ns	1	10	ns	10	ns	11	ns	24	(-)	7	ns	15	ns	21	ns	ns
<i>Cladonia gracilis</i>	•	•	•	•	•	•	•	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia rangiferina</i>	•	•	•	•	•	•	•	6	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia sulphurina</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Hypogymnia physodes</i>	6	•	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Appendiks 2.

Endringer i artsmengder i 11 intensivovervåkingsområder i granskog fra 2. til 3. omløp (perioden 1988 – 1997); med Wilcoxon's one-sample Signed Ranks test av hypotesen: median change = 0, mot det tosiddege alternativet: n: antall flater (av totalt 50 unntatt for Solhomfjell der totalt antall flater er 61) der arten var vtilstede minst 1 av de y2 analyseårene. p: significant økning/reduksjon i mengde (+)/(-): 0.1 > p > 0.05; +/:-: 0.05 > p > 0.01; ++/+-: 0.01 > p > 0.001; ns - p > 0.1. Arter som ikke er testet i noe område er uelatt. Forkortelser: PAU = Paulen etc. S: Størrelsesindeks.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n
<i>Empetrum nigrum</i>	•		•		•		•		2		•		1		1		12		1		4		5		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	46	ns	59	ns	35	(+)	47	(-)	50	ns	47	(-)	47	---	50	ns	49	ns	47	ns	46	ns	49	+++	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	33	ns	40	--	26	ns	24	ns	46	ns	24	ns	46	ns	22	ns	50	-	46	ns	15	ns	25	(+)	
<i>Anemone nemorosa</i>	4		16	--	•		17	(-)	5		•		•		9	ns	•		18	++	20	ns	•		
<i>Athyrium filix-femina</i>	•		4		•		•		•		•		1		•		•		5		6	-	2		
<i>Blechnum spicant</i>	2		2		•		•		3		•		•		41	ns	•		5		24	ns	•		
<i>Cicerbita alpina</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		9	--	3		
<i>Convallaria majalis</i>	•		11	ns	•		10	ns	4		10	ns	7	ns	•		•		1		•		•		
<i>Cornus suecica</i>	•		3		•		•		•		•		•		8	ns	•		18	ns	36	--	41	++	
<i>Dryopteris expansa</i>	•		14	ns	•		7	ns	5		7	ns	3		2		•		6		22	-	8	ns	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		5		•		7	ns	4		
<i>Fragaria vesca</i>	•		3		•		•		•		•		7	(+)	•		2		5		•		•		
<i>Geranium sylvaticum</i>	•		3		•		•		3		•		10	ns	•		12		9	+	3		•		
<i>Goodyera repens</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		7	+	•		•		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	10	-	24	--	•		2		5		2		31	ns	11	ns	30	ns	31	ns	48	--	36	ns	
<i>Hieracium sylvaticum</i> agg.	•		2		2		2		•		•		10	--	•		8	ns	•		1		14	ns	
<i>Hieracium vulgatum</i> agg.	•		•		•		3		•		•		5		•		13	ns	10	ns	2		1		
<i>Linnaea borealis</i>	•		8	--	•		12	ns	8		12	ns	38	ns	7	ns	35	ns	30	+	14	ns	5		
<i>Listera cordata</i>	•		•		•		•		•		•		9	ns	10	ns	21	-	35	(+)	38	(-)	24	ns	
<i>Lycopodium annotinum</i>	1		13	ns	•		•		11		•		11	ns	2		19	(-)	•		9	-	34	ns	
<i>Maianthemum bifidum</i>	39	--	56	---	7		44	ns	23	+	26	ns	26	ns	25	(-)	3		38	(+)	15	-	•		
<i>Moneses uniflora</i>	•		•		•		2		•		•		•		•		6	ns	4		4		4		
<i>Oreopteris limbosperma</i>	•		•		•		•		•		•		•		17	ns	•		•		1		•		
<i>Orthilia secunda</i>	1		1		•		1		•		16	ns	16	ns	•		17	ns	10	+	1		6	+	
<i>Oxalis acetosella</i>	•		11	-	•		13	-	6	ns	13	-	10	++	16	ns	31	ns	23	+	24	ns	6		
<i>Phegopteris connectilis</i>	8	-	9	ns	•		•		1		•		6		8	ns	•		8	ns	17	ns	9	ns	
<i>Polygonatum verticillatum</i>	•		•		•		•		3		•		2		•		•		•		3		8	ns	
<i>Potentilla erecta</i>	7	ns	4		2		•		1		•		•		18	-	4		6		17	ns	1		
<i>Pteridium aquilinum</i>	16	+++	24	ns	2		3		0		•		•		1		•		•		•		•		
<i>Rubus saxatilis</i>	1		7	ns	•		•		5		•		9	ns	•		1		8	ns	11	-	2		
<i>Solidago virgaurea</i>	5		12	ns	1		4		7	-	4		21	ns	4		22	ns	19	ns	36	---	25	ns	
<i>Triantalis europaea</i>	20	-	43	---	9	ns	22	(-)	8	ns	22	(-)	22	-	27	---	29	-	21	ns	44	-	43	--	
<i>Veronica officinalis</i>	•		2		•		1		•		•		•		•		•		6	(+)	•		2		
<i>Viola biflora</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		(+)
<i>Viola riviniana</i>	•		6		1		5		4		7	(+)	7		•		3		10	++	•		•		
<i>Agrostis capillaries</i>	13	ns	2		3		24	-	•		•		•		12	ns	3		12	ns	14	ns	•		

Appendiks 2 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	•		•		•		1		•		•		•		3		8		•		5		2		6
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	•		•		•		10	ns	•		24	-	•		•		•		•		•		•		•
<i>Calamagrostis purpurea</i>	5	ns	•		•		•		•		•		7	-	•		•		•		•		•		•
<i>Carex digitata</i>	•		2		2		1		2		10	ns	8	ns	•		•		•		5		•		•
<i>Carex pilulifera</i>	4		•		•		5	ns	•		•		•		5		•		•		3		•		•
<i>Carex vaginata</i>	•		•		•		•		1		•		1		•		8		•		2		2		1
<i>Deschampsia cespitosa</i>	•		•		•		•		•		•		4		1		14		•		6		6		•
<i>Deschampsia flexuosa</i>	46	ns	53	(-)	35	ns	17	ns	35	ns	36	ns	43	ns	48	+	48	ns	44	ns	48	ns	48	ns	49
<i>Luzula pilosa</i>	1		11	ns	1		4		1		10	ns	16	ns	10	ns	17	ns	21	ns	10	ns	10	ns	17
<i>Melica nutans</i>	•		7	ns	3		1		3		•		8	(+)	•		3		5		•		•		•
<i>Milium effusum</i>	•		5		•		•		•		•		5	(+)	•		•		•		•		•		2
<i>Molinia caerulea</i>	•		2		5		7	ns	5		•		•		6		•		•		7		7		•
<i>Trichophorum cespitosum</i>	•		•		•		•		•		•		•		11	--	•		•		•		•		•
<i>Brachythecium salebrosum</i>	7		6	ns	•		•		•		•		9	-	•		5		3		3		3		14
<i>Brachythecium starkei</i>	6		11	ns	15	ns	•		15	ns	1		7	-	1		5		5		1		1		11
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	6		9	ns	2		•		2		4		•		2		2		8		6		-		3
<i>Dicranodontium denudatum</i>	6		•		•		•		•		•		•		24	---	•		•		•		•		•
<i>Dicranum fuscescens</i>	6		24	ns	33	(+)	48	ns	33	(+)	27	(-)	33	ns	19	ns	32	--	12	-	29		-	21	ns
<i>Dicranum majus</i>	7		46	++	55	ns	48	+	36	ns	50	(-)	18	ns	44	ns	21	ns	39	ns	49		ns	17	ns
<i>Dicranum polysetum</i>	7		6	ns	1		34	(-)	•		5		•		4		•		•		•		•		•
<i>Dicranum scoparium</i>	6		40	ns	56		49	ns	50	(+)	44	-	44	ns	43	ns	48	ns	43	ns	43	ns	43	ns	40
<i>Hylacomiastrum umbratum</i>	8		3		31	ns	•		4		14	ns	4		25	(-)	13	(-)	15	ns	38	ns	38	ns	13
<i>Hylacomium splendens</i>	9		18	+	42	(+)	35	++	42	(+)	47	(+)	45	ns	46	ns	49	ns	49	+	49	ns	49	ns	47
<i>Hypnum callichroum</i>	6		•		•		•		•		•		•		14	-	•		3		16	(-)	•		•
<i>Leucobryum glaucum</i>	6		•		•		2		•		•		•		8	ns	•		•		•		•		•
<i>Mnium hornum</i>	7		8		1		3		•		•		•		1		•		•		•		16	ns	•
<i>Mnium spinosum</i>	7		•		2		•		2		•		8	-	•		8	ns	1		•		•		10
<i>Mnium stellare</i>	6		•		•		•		•		•		7	(-)	•		•		•		•		•		•
<i>Plagiominium affine</i>	7		2		12	ns	5	(+)	•		2		•		•		1		•		•		•		•
<i>Plagiothecium undulatum</i>	6		37	+++	14	ns	8	ns	•		•		•		43	ns	•		31	ns	45	ns	45	ns	•
<i>Pleurozium schreberi</i>	7		31	(-)	41	ns	50	+	40	ns	48	(-)	39	-	43	-	45	ns	38	ns	45	ns	45	ns	38
<i>Polytrichum commune</i>	8		3		6		2		•		3		7		5	ns	7		•		4		4		13
<i>Polytrichum formosum</i>	7		33	ns	21	ns	10	++	3		11	+	1		40	ns	•		5	ns	19	ns	19	ns	6
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	8		1		13	ns	17	ns	5		23	ns	16	ns	17	ns	3		40	ns	24	ns	24	ns	1
<i>Rhodobryum roseum</i>	7		•		4		•		2		1		14	ns	•		17	ns	9	ns	5		5		26
<i>Rhytidadelphus loreus</i>	8		15	ns	26	ns	1		11	ns	3		•		48	ns	•		39	++	47	+++	47	+++	•
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i> agg.	8		•		16	ns	•		4		8	-	3		19	ns	10	ns	18	ns	35	ns	35	ns	27
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	9		•		13	ns	•		•		•		•		4		•		15	ns	1		1		2
<i>Santonnia uncinata</i>	6		1		3		1		5		5	ns	4		1		9	ns	7		20	--	20	--	22

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Appendiks 2 fortsetter.

S	PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA	
	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P
Stamimergon stramineum	•				•		•		•		•		1		5		•		4		2	
Sphagnum angustifolium	•				•		•		•		6	ns	•		6		•		9	ns	•	
Sphagnum girgensohnii	8	19	ns	-	5		2		5		10	ns	•		11	ns	5	+	20	ns	7	ns
Sphagnum quinquefarium	8	9	ns	(+)	6		13	ns	11	ns	4		23	ns	2		16	ns	8	ns	•	
Sphagnum rubiginosum	•				•		•		•		•		•		•		12	ns	•		•	
Sphagnum russowii	8	•			•		4		2		10	ns	•		11	ns	5	+	3		1	
Anastrepta orcadensis	•				•		•		•		•		24	-	•		•		•		•	
Barbilophozia attenuata	5	19	ns		17	ns	29	ns	21	ns	7	ns	7	-	16	ns	5		10	ns	2	
Barbilophozia barbata	6	3			6	ns	20	ns	5		15	ns	11	ns	8	-	31	ns	21	--	22	ns
Barbilophozia floerkei	5	•			20	ns	24	ns	12	-	9	ns	30	-	37	ns	30	ns	34	ns	32	ns
Barbilophozia hatcheri	6	•			2		7	+	•		1		1		4		•		1		•	
Barbilophozia kunzeana	•				•		•		•		•		5	ns	12	ns	4		1		•	
Barbilophozia lycopodioides	6	3			41		45	ns	22	ns	42	ns	20	ns	50	ns	45	ns	46	--	50	ns
Blepharostoma trichophyllum	3	4			12	ns	15	ns	15	-	16	--	3		16	ns	2		24	ns	3	
Brachythecium populeum	5	2			•		1		•		1		•		1		•		7	ns	•	
Brachythecium reflexum	5	•			24	+++	16	ns	21	ns	14	ns	5		18	-	1		25	-	28	-
Calyptogeia azurea	4	•			11	ns	•		5		•		14	ns	•		1		3		•	
Calyptogeia integristipula	5	5			13	ns	16	ns	14	-	11	ns	2		15	ns	2		6	ns	3	
Calyptogeia muelleriana	5	25	(+)		26	ns	12	ns	9	-	•		39	---	•		15	ns	40	ns	2	
Calyptogeia neesiana	4	6	ns	(-)	16	ns	10	ns	2		3		7	-	11	ns	6		9	ns	1	
Cephalozia bicuspadata	3	13	ns		8	ns	1		6	ns	2		29	ns	9	ns	5		25	ns	1	
Cephalozia lunulifolia	2	4			11	ns	16	ns	7	ns	13	ns	10	-	21	ns	4		24	ns	3	
Cephalozia pleniiceps	3	•			•		•		•		9	ns	1		11	ns	6	+	1		2	
Cephalozia sp.	1	•			2		7	ns	•		•		2		2		1		1		•	
Chiloscyphus coadunatus	5	9	ns		1		1		2		•		23	ns	•		7	(+)	3		•	
Chiloscyphus minor	3	•			•		•		•		7	-	•		•		•		•		•	
Chiloscyphus profundus	4	36	(+)		49	ns	41	ns	40	--	27	(-)	30	--	•		•		14	ns	1	
Diplophyllum albicans	5	9	ns		•		•		•		•		12	-	•		•		•		•	
Diplophyllum taxifolium	4	2			6	ns	4		1		1		12	ns	•		•		12	ns	•	
Harpanthus flotowianus	4	•			•		•		•		•		•		7	ns	1		10	ns	2	
Herzogtella striatella	5	8	ns		1		1		1		•		7	-	•		•		20	ns	•	
Hypnum cupressiforme	5	30	++		5	ns	1		3		•		23	ns	•		•		•		•	
Kurzia trichoclados	3	•			•		•		•		•		7	ns	•		•		•		•	
Lepidozia pearsonii	3	•			•		•		•		•		20	-	•		•		•		•	
Lepidozia reptans	4	14	ns		4		3		11	ns	4		•		2		4		3		•	
Lophozia excisa	3	•			•		•		•		•		1		7	-	•		•		•	
Lophozia incisa	5	•			•		1		•		1		•		6	-	•		2		•	
Lophozia longidens	4	•			1		18	ns	•		7	ns	1		1		•		6	ns	•	
Lophozia obtuse	4	1			26	ns	18	--	10	ns	25	ns	12	ns	39	---	32	ns	34	---	32	ns

Appendiks 2 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	
<i>Lophozia incisa</i>	5	•	•	•	•	•	1	•	•	•	1	•	1	•	•	•	6	-	•	•	2	•	•	•	
<i>Lophozia longidens</i>	4	•	1	•	•	•	18	ns	•	•	•	7	ns	1	•	•	1	•	•	•	6	ns	•	•	
<i>Lophozia obtuse</i>	4	1	26	ns	•	•	18	--	10	ns	25	ns	12	ns	39	---	32	ns	32	ns	34	---	32	ns	
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	4	11	ns	ns	3	•	27	ns	7	-	23	-	23	---	34	ns	10	ns	10	ns	32	ns	12	ns	
<i>Mylia taylorii</i>	6	•	1	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	10	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Plagiochila asplenioides</i>	6	11	ns	ns	•	•	2	•	34	-	•	•	14	ns	•	•	14	+	15	ns	•	•	•	•	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	1	29	ns	4	•	16	ns	6	-	24	---	3	ns	16	(-)	3	4	4	ns	4	ns	19	ns	
<i>Plagiothecium laetum</i>	5	31	ns	ns	45	•	43	ns	41	ns	32	(-)	18	-	21	-	9	(-)	30	---	30	---	25	++	
<i>Pohlia nutans</i>	4	1	6	ns	19	•	3	•	•	•	2	•	3	ns	3	ns	11	ns	5	+	8	ns	4	•	
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	4	7	ns	1	2	•	•	•	1	•	•	•	8	ns	•	•	•	•	6	ns	•	•	•	•	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	5	5	9	+	•	•	17	ns	6	ns	14	ns	2	ns	2	ns	2	1	•	•	•	•	1	•	
<i>Ptilidium ciliare</i>	6	5	ns	13	ns	16	ns	8	ns	10	ns	27	ns	10	ns	2	ns	1	1	19	---	19	---	29	+
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	5	•	•	•	•	•	•	•	•	•	4	•	•	•	•	•	11	ns	8	ns	13	--	4	•	
<i>Scapania irrigua</i>	5	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	ns	4	•	4	•	•	6	ns	•	•	•	
<i>Scapania scandica</i>	5	•	•	•	•	•	4	•	•	•	1	•	•	•	4	•	4	•	•	16	ns	•	•	•	
<i>Scapania umbrosa</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	2	10	ns	•	•	•	•	
<i>Tetraphis pellucida</i>	4	24	ns	5	ns	15	ns	11	-	11	ns	4	ns	8	ns	1	1	1	17	ns	2	ns	2	•	
<i>Tritomaria quinquentata</i>	5	6	8	-	•	•	11	--	6	-	10	ns	10	ns	13	ns	18	ns	24	(-)	17	ns	20	ns	
<i>Cladonia bellidiflora</i>		•	•	•	2	•	1	•	•	•	•	•	4	ns	5	(-)	•	•	•	•	•	•	4	•	
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.		7	ns	4	11	ns	22	(+)	4	ns	18	ns	5	ns	16	ns	•	•	•	10	ns	9	ns	ns	
<i>Cladonia coccifera</i> agg.		•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	6	-	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.		7	ns	3	25	--	20	ns	8	ns	18	ns	10	ns	10	ns	4	ns	4	ns	12	ns	8	ns	
<i>Cladonia cornuta</i>		•	•	•	•	•	•	•	•	•	2	•	•	•	5	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Cladonia digitata</i>		•	1	5	5	•	5	•	•	•	3	•	•	•	6	ns	•	•	•	•	•	•	1	•	

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Appendiks 3.

Endringer i artsmengder i 11 intensivovervåkingsområder i granskog fra 2. til 3. omløp (perioden 1988 – 1997); med Wilcoxon's one-sample Signed Ranks test av hypotesen: median change = 0, mot det tosiddege alternativet: n: antall flater (av totalt 50 unntatt for Solhomfjell der totalt antall flater er 61) der arten var vitilsteede minst 1 av de y2 analyseårene. p: significant økning/reduksjon i mengde (+)/(-): 0.1 > p > 0.05; +/:-: 0.05 > p > 0.01; ++/+-: 0.01 > p > 0.001; ns - p > 0.1. Arter som ikke er testet i noe område er uelatt. Forkortelser: PAU = Paulen etc. S: Størrelsesindeks.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n
<i>Empetrum nigrum</i>	•		•		•		•		4		•		1		1		14		1		4		5		ns
<i>Vaccinium myrtillus</i>	46	ns	59	ns	35	ns	48	--	50	-	48	--	48	ns	50	+	50	ns	48	ns	46	+	49	++	++
<i>Vaccinium uliginosum</i>	•		•		•		•		•		•		•		2		2	ns	•		•		•		•
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	32	ns	42	-	30	ns	24	ns	46	---	24	ns	46	ns	21	+	50	ns	47	ns	15	++	26	+	+
<i>Anemone nemorosa</i>	5	ns	18	-	•		16	ns	5	(-)	16	ns	•		9	ns	•		20	+	20	ns	•		•
<i>Blechnum spicant</i>	2		2		•		•		3		•		•		42	+	•		5	ns	24	ns	•		•
<i>Cicerbita alpina</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		10	-	3		•
<i>Convallaria majalis</i>	•		14	ns	•		10	ns	4		10	ns	7	ns	•		•		1		•		•		•
<i>Cornus suecica</i>	•		3		•		•		1		•		•		10	ns	•		20	ns	35	--	41	++	++
<i>Dryopteris expansa</i>	•		16	ns	•		7	ns	6	ns	7	ns	4		4		•		6		24	--	8	ns	ns
<i>Equisetum pratense</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		5		ns
<i>Equisetum sylvaticum</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		7	ns	4		•
<i>Geranium sylvaticum</i>	•		3		•		•		3		•		11	ns	•		13	ns	10	ns	1	ns	6		ns
<i>Goodyera repens</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	12	--	27	--	•		2		8	-	2		32	-	11	ns	30	ns	30	ns	48	---	36	ns	ns
<i>Hieracium sylvatica</i> agg.	•		2		2		3		•		3		10	-	•		7	+	•		1		17	--	--
<i>Hieracium vulgata</i> agg.	•		•		4		4		•		•		6		•		13	ns	11	ns	3		•		•
<i>Linnaea borealis</i>	•		11	(-)	•		10	(-)	8	-	10	(-)	38	ns	8	ns	35	ns	31	ns	14	ns	5	ns	ns
<i>Listera cordata</i>	•		1		•		•		•		12	(-)	12	(-)	10	ns	22	-	34	-	37	(-)	22	(+)	(+)
<i>Lycopodium annotinum</i>	3		16	ns	•		1		14	---	1		12	(-)	4		17	ns	•		8	ns	34	-	-
<i>Maianthemum bifolium</i>	40	---	56	(-)	10	ns	45	ns	22	ns	26	ns	26	ns	29	ns	3		38	(+)	15	(-)	•		•
<i>Moneses uniflora</i>	•		•		•		•		1		•		2		•		7	ns	6	ns	5	-	5	ns	ns
<i>Oreopteris limbosperma</i>	•		•		•		•		•		•		•		17	--	•		•		1		•		•
<i>Orthilia secunda</i>	1		1		•		1		•		17	ns	17	ns	•		17	ns	11	ns	1		6	ns	ns
<i>Oxalis acetosella</i>	•		14	--	•		18	---	6	(-)	18	---	23	ns	16	ns	31	ns	24	(+)	22	ns	6	ns	ns
<i>Phegopteris connectilis</i>	11	-	10	ns	•		•		1		•		6		9	(+)	•		8	ns	18	--	9	ns	ns
<i>Polygonatum verticillatum</i>	•		•		•		•		3		•		2		•		•		•		3		9	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	10	ns	4		2		4		1		•		•		19	--	4		6	ns	18	(-)	1		•
<i>Pteridium aquilinum</i>	23	ns	24	--	3		•		1		•		•		5	-	•		•		•		1		•
<i>Ranunculus acris</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		5	ns	2		•		1		•
<i>Rubus saxatilis</i>	3		8	ns	•		•		5	-	•		11	-	•		1		8	ns	10	-	2		•
<i>Rumex acetosa</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•
<i>Solidago virgaurea</i>	7	ns	15	ns	2		4		10	--	4		22	(-)	3		26	ns	19	ns	35	--	25	(-)	(-)
<i>Trientalis europaea</i>	21	---	46	-	8	ns	24	-	9	-	24	-	23	ns	27	---	30	---	23	(+)	46	--	42	ns	ns
<i>Veronica officinalis</i>	•		•		•		1		•		1		3		•		•		6	+	•		2		ns
<i>Viola biflora</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		8		ns

Appendiks 3 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA	
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P
<i>Viola riviniana</i>	•		8	ns	1		4		4		4		8	ns	•		3		11	ns	•		•	
<i>Agrostis capillaries</i>	12	ns	2		4		•		•		•		•		13	ns	3		13	ns	•		•	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	•		•		1		•		•		•		•		2		9	ns	5		•		•	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	•		•		10	ns	•		25	---	•		•		•		•		•		•		•	
<i>Calamagrostis purpurea</i>	6	ns	24	--	•		•		•		6	ns	•		•		1		•		•		•	
<i>Carex binervis</i>	•		•		•		•		•		•		•		6	ns	•		•		•		•	
<i>Carex digitata</i>	•		2		1		3		11	ns	•		8	ns	•		•		5	ns	•		•	
<i>Carex pilulifera</i>	5		•		5	ns	1		•		•		4		•		•		4		•		•	
<i>Carex vaginata</i>	•		•		•		•		•		4		4		•		8	ns	2		•		•	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	•		•		•		•		•		•		•		1		14	+	6	(+)	•		•	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	46	ns	53	ns	17	ns	36	-	37	--	43	ns	48	++	48	ns	44	ns	48	ns	48	ns	49	ns
<i>Luzula pilosa</i>	1		14	ns	4		1		12	-	15	ns	10	ns	10	ns	21	ns	25	ns	10	ns	19	ns
<i>Melica nutans</i>	•		7	ns	1		4		•		8	ns	•		•		3		5		•		•	
<i>Milium effusum</i>	•		5		•		•		•		5	ns	•		•		•		•		•		•	
<i>Molinia caerulea</i>	•		2		7	-	5	ns	•		•		6		6		•		•		6		•	
<i>Nardus stricta</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		5	ns	•		2		•	
<i>Phalaris arundinacea</i>	•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	•		•		•		•		•		•		•		9	ns	•		•		•		•	
<i>Brachythecium oedipodium</i>	6		•		5	ns	•		•		•		•		•		•		•		•		•	
<i>Brachythecium reflexum</i>	5		22	+	1		17	--	21	ns	18	ns	7	(-)	18	ns	1		25	-	26	ns	26	ns
<i>Brachythecium salebrosum</i>	7		7	ns	•		•		•		10	-	•		5	ns	3		3		14	ns	14	ns
<i>Brachythecium starkei</i>	6		11	ns	•		17	ns	3		7	-	•		2		1		1		12	(+)	12	(+)
<i>Cirriophyllum piliferum</i>	6		9	++	1		2		4		•		2		2		2		8	(-)	10	-	3	
<i>Dicranodontium denudatum</i>	6		4		•		•		•		•		24	--	•		•		1		•		•	
<i>Dicranum fuscescens</i>	6		31	+	22	+++	34	+++	24	++	33	ns	15	+++	30	+	12	(-)	31	ns	20	ns	20	ns
<i>Dicranum majus</i>	7		46	+++	55	++	36	ns	49	ns	18	ns	44	+++	21	++	40	ns	48	ns	16	ns	16	ns
<i>Dicranum polysetum</i>	7		6	+	1		•		5	ns	•		4		1		•		•		•		•	
<i>Dicranum scoparium</i>	6		40	+	55	+	50	++	39	+++	44	ns	41	++	48	++	42	ns	45	ns	41	ns	41	+++
<i>Herzogiella striatella</i>	5		9	ns	2		•		1		•		6	ns	•		•		23	ns	•		•	
<i>Hylocomium splendens</i>	8		2		33	ns	4		15	ns	3		26	ns	11	(+)	14	-	38	ns	13	(+)	13	(+)
<i>Hypnum callichroum</i>	9		18	+	43	+	45	ns	47	(+)	43	ns	46	ns	49	+	49	ns	49	ns	47	(+)	47	(+)
<i>Hypnum cupressiforme</i>	6		•		•		•		•		•		12	-	•		3		16	(-)	•		•	
<i>Minium hornum</i>	5		29	+++	4		•		4		•		24	ns	•		•		•		•		•	
<i>Minium spinosum</i>	7		8	(+)	1		•		•		8	ns	•		•		9	+	•		19	ns	•	
<i>Minium stellare</i>	7		•		3		•		•		7	ns	•		•		•		•		•		•	
<i>Plagiominium affine</i>	6		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•		•	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	7		2		12	+	5		2		•		•		•		•		•		•		•	
<i>Plagiothecium laetum</i>	5		3		27	+	18	(-)	9	-	23	---	5	ns	15	ns	1		6	-	21	(-)	21	(-)
	5		34	ns	45	++	44	(+)	40	(+)	31	ns	24	-	20	ns	7	(-)	31	---	27	ns	27	ns

Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog:
Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002

Appendiks 3 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA		
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n
<i>Plagiomnium affine</i>	7	2	12	+	5		2		18	(-)	9	-	23	•	5	ns	15	•	1	•	6	•	21	•	(-)
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	5	3	27	+	4		9		44	(+)	40	(+)	31	ns	24	-	20	•	7	(-)	31	---	27	ns	
<i>Plagiothecium laetum</i>	5	34	45	++	45	--	40		•	•	•	•	•	•	42	+++	•	•	30	ns	42	ns	•	•	
<i>Plagiothecium undulatum</i>	6	36	14	+	8	ns	•		43	---	47	ns	39	-	44	ns	45	++	44	ns	46	ns	39	+	
<i>Pleurozium schreberi</i>	7	34	43	ns	50	++	•		43	---	•	ns	4	•	5	ns	10	ns	5	+	8	ns	4	•	
<i>Pohlia nutans</i>	4	2	6	ns	19	(-)	1		1	•	•	•	7	•	6	-	6	•	•	•	4	•	13	+	
<i>Polytrichum commune</i>	8	3	8	ns	3		3		•	•	3	•	7	•	41	ns	•	•	5	•	19	ns	7	ns	
<i>Polytrichum formosum</i>	7	33	20	+	10	++	11	++	3	•	2	•	1	•	8	ns	•	•	•	7	•	ns	•	•	
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	4	6	1	ns	2		2		7	ns	23	ns	16	ns	16	(+)	3	•	39	+	26	ns	1	•	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	8	2	13	ns	17	ns	•		•	•	•	•	5	•	•	•	14	•	9	ns	14	--	4	•	
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	5	•	•		•		•		2	•	2	•	5	•	4		1	•	•	•	2	•	•	•	
<i>Rhizomnium punctatum</i>	6	1	3		•		2		4	•	1	•	5	-	•		17	•	11	(-)	7	ns	26	ns	
<i>Rhodobryum roseum</i>	7	•	5		•		1		4	•	1	•	15	ns	•		•	•	•	•	7	•	•	•	
<i>Rhytidiadelphus foreus</i>	8	16	24	+++	•		3		11	ns	3	•	•	•	48	ns	•	•	40	++	47	++	•	•	
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	8	1	19	ns	•		7		6	ns	7	(-)	3	•	25	-	8	•	18	-	35	-	25	++	
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	9	•	14	ns	•		•		•	•	•	•	•	•	4		•	•	15	ns	1	•	2	•	
<i>Santonina uncinata</i>	6	•	3		1		3		6	ns	3	•	7	•	•		8	•	7	-	22	ns	23	ns	
<i>Straminergon stramineum</i>	5	•	•		•		•		•	•	•	•	•	•	•		6	•	•	•	5	ns	2	•	
<i>Tetraphis pellucida</i>	4	23	5	+	16	ns	9	ns	10	ns	9	ns	4	•	10	ns	1	•	1	10	20	ns	2	•	
<i>Sphagnum angustifolium</i>	8	•	•		1		1		•	•	•	•	6	(-)	•		6	(+)	•	•	9	ns	•	•	
<i>Sphagnum capillifolium</i>	7	•	•		5	ns	•		•	•	•	•	•	•	1		1	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	8	19	6	ns	6	ns	8	-	2	•	8	-	10	ns	3		11	•	6	ns	19	+	7	+	
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	8	9	11	(+)	5		12	ns	12	ns	12	ns	4	•	23	ns	1	•	15	+	8	ns	•	•	
<i>Sphagnum rubiginosum</i>	8	•	•		•		•		•	•	•	•	•	•	•		•	•	12	ns	•	•	•	•	
<i>Sphagnum russowii</i>	8	•	3		3		•		4	•	•	•	10	+	•		12	(+)	5	+	3	•	1	•	
<i>Anastrepta orcadensis</i>	6	•	•		•		•		•	•	•	•	•	•	24	ns	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Barbilophozia attenuata</i>	5	17	11	ns	18	ns	18	++	27	++	18	+	5	•	4		15	ns	8	ns	9	ns	3	•	
<i>Barbilophozia barbata</i>	6	3	14	+	6	ns	3	ns	22	ns	3	•	18	-	13	ns	4	•	30	ns	22	-	19	ns	
<i>Barbilophozia floerkei</i>	5	•	18	++	4		14	ns	24	ns	14	ns	9	ns	29	ns	36	ns	32	ns	36	ns	34	ns	
<i>Barbilophozia hatcheryi</i>	6	1	2		•		•		7	+	•	•	2	•	1		3	•	•	•	1	•	•	•	
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	5	•	•		1		•		•	•	•	•	•	•	3		9	+	4	•	•	•	•	•	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	6	1	42	ns	•		23	--	46	ns	23	--	45	ns	23	ns	50	ns	46	ns	45	---	49	ns	
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	3	4	11	(+)	6	ns	17	ns	12	ns	17	ns	14	-	5	ns	15	ns	4	•	21	ns	4	•	
<i>Calyptogeia azurea</i>	5	4	11	(+)	•		5	ns	3	•	5	ns	•	•	12	++	•	•	1	•	4	•	•	•	
<i>Calyptogeia integristriplula</i>	5	6	12	ns	3		14	-	13	ns	14	-	10	ns	2		15	ns	2	ns	7	ns	2	•	
<i>Calyptogeia muelleriana</i>	5	24	28	ns	4		12	ns	11	+	12	ns	•	•	40	ns	•	•	16	ns	42	ns	1	•	
<i>Calyptogeia neesiana</i>	4	5	13	ns	2		3	-	15	-	3	•	5	-	6	-	7	ns	7	ns	8	(+)	2	•	
<i>Cephalozia bicuspidate</i>	3	10	13	ns	1		8	-	4	•	8	-	3	•	28	ns	9	•	6	-	26	ns	1	•	
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	5	10	+	1		8	ns	16	ns	8	ns	14	ns	11	-	20	ns	4	•	23	ns	4	•	

Appendiks 3 fortsetter.

	S		PAU		SOL		LUN		GRY		RAU		BRI		OTT		GUT		URV		ØYE		GRA	
	n	P	n	P	n	P	n	P	N	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P	n	P
<i>Cephalozia pleniceps</i>	3	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	8	ns	2	•	12	ns	6	•	•	•	•	2
<i>Cephaloziella</i> sp.	1	•	2	•	5	ns	•	•	5	•	•	•	•	•	•	•	3	•	•	•	1	•	•	
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>	5	10	1	•	2	•	•	•	2	•	3	•	•	•	24	ns	•	•	6	•	3	•	•	
<i>Chiloscyphus minor</i>	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	6	-	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Chiloscyphus profundus</i>	4	37	ns	+	43	ns	38	(-)	26	ns	33	•	•	•	•	•	•	2	•	14	-	•	1	
<i>Diplophyllum albicans</i>	5	9	•	•	•	•	•	•	•	•	14	•	•	•	14	ns	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	4	2	5	ns	3	•	1	•	1	•	11	(+)	•	•	11	(+)	1	•	•	13	ns	•	•	
<i>Harpanthus flotovianus</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	5	ns	•	•	1	9	ns	•	•	
<i>Kurzia trichoclados</i>	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	22	-	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Lepidozia pearsonii</i>	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Lepidozia reptans</i>	4	14	ns	•	12	+	10	ns	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Lophozia longidens</i>	4	•	1	•	18	+	1	•	5	•	•	•	•	•	•	•	•	2	4	3	•	•	•	
<i>Lophozia obtuse</i>	4	1	24	(+)	14	--	9	ns	23	-	14	ns	14	ns	39	ns	33	ns	33	ns	33	---	32	ns
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	4	12	17	+	24	++	3	•	26	--	18	ns	18	ns	33	ns	15	ns	15	ns	30	ns	14	ns
<i>Moerchia blyttii</i>	7	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	8	ns	•	•	•	•	•	•	•	1
<i>Mylia taylorii</i>	6	2	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	12	ns	•	•	•	1	•	•	•	•
<i>Plagiochila asplenoides</i>	6	12	ns	ns	2	•	33	•	•	•	•	•	•	•	14	(-)	•	•	16	ns	15	ns	•	•
<i>Plagiochila porelloides</i>	5	5	ns	ns	1	•	2	•	1	•	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	5	6	ns	+	16	ns	5	+	18	-	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Ptilidium ciliare</i>	6	4	11	+	9	ns	10	ns	25	ns	9	ns	9	ns	3	•	5	ns	2	18	--	30	(+)	
<i>Scapania irrigua</i>	5	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	6	ns	•	•
<i>Scapania scandica</i>	4	•	•	•	3	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	18	ns	•	•
<i>Scapania umbrosa</i>	4	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	12	ns	•	•
<i>Tritomaria quinquentata</i>	5	7	•	•	13	-	3	•	12	ns	15	ns	15	ns	•	•	•	•	28	ns	19	-	19	ns
<i>Cladonia bellidiflora</i>	•	•	•	•	2	•	•	•	•	•	5	ns	5	ns	6	ns	•	•	•	•	1	•	3	•
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	7	•	4	ns	12	ns	3	•	20	ns	6	ns	18	ns	18	ns	2	•	•	14	(-)	10	ns	
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	4	4	4	ns	21	ns	8	ns	21	ns	7	ns	12	ns	12	ns	2	•	•	17	ns	10	ns	
<i>Cladonia digitata</i>	•	•	1	•	6	ns	4	•	4	•	•	•	5	+	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia furcata</i>	2	•	•	10	ns	10	ns	•	11	ns	11	ns	25	ns	25	ns	6	-	•	14	ns	20	ns	
<i>Cladonia gracilis</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•
<i>Cladonia rangiferina</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	6	•	•	•	6	•	•	•	•	•	•	•	3	•	•	•
<i>Cladonia sulphurina</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•