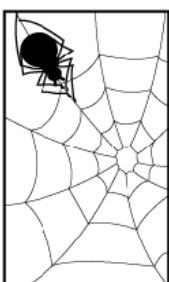




## Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog

Tonje Økland, Vegar Bakkestuen,  
Rune H. Økland og Odd Eilertsen



TOV-rapport nr. 110



NINA • NIKU

NIJOS-rapport 08/01

# Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog

Tonje Økland, Vegar Bakkestuen, Rune H. Økland & Odd Eilertsen

Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås2001  
NIJOS rapport 08/2001  
TOV- rapport nr 110  
Oppdragsgiver: DN  
Deltagende institusjoner: NIJOS/NINA  
ISBN: 82-7464-278-3

Forsidefoto: Gunnar Engan

<b>Tittel:</b>	<b>Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog</b>		<b>NIJOS nummer:</b> 08/2001
<b>Forfattere:</b>	Tonje Økland (NIJOS), Vegar Bakkestuen (NINA), Rune H. Økland (NIJOS/UiO) & Odd Eilertsen (NIJOS)		<b>ISBN nummer:</b> 82-7464-278-3
<b>Oppdragsgiver:</b>	DN	<b>Dato:</b> 08.10.2001	
<b>Fagområde:</b>	Vegetasjonsøkologi, overvåking	<b>Sidetall:</b> 46	
<b>Utdrag:</b>			
<p>I rapporten presenteres resultatene av den første felles bearbeiding av reanalyserte overvåkingsflater i gran- og bjørkeskog i Norge som er undersøkt ved standardisert, sammenlignbar metodikk, her kalt ”<i>Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking</i>”. Vi viser at 1000 flater fra i alt 17 overvåkingsområder (11 i granskog og 6 i bjørkeskog) naturlig utgjør et ”<i>Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog</i>”. Data fra 14 områder reanalysert fem år etter etablering viser to endringsmønstre for biologisk mangfold som kan relateres til stor-skala påvirkningsfaktorer: Karplantearter i granskog, særlig på noe næringsrik grunn, har avtatt i mengde og antall i de sørligste delene av landet, noe som kan relateres til langvarig jordforsuring og tilførsler av langtransporterte luftforurensninger. De fleste mosearter har gjennom 1990-tallet økt i mengde over det meste av Norge, noe som kan relateres til klimaforhold som har vært særlig gunstige for mosevekst (lange vekstsesonger, milde lange høster).</p> <p>Vi anbefaler at de 17 overvåkingsområdene i skog som inngår i dette nasjonale nettverket bør utgjøre grunnstammen i intensivovervåkingen i det planlagte nasjonale overvåkingsprogrammet for biologisk mangfold. Nettverksflatene gir et meget godt grunnlag også for overvåking av andre indikatorer for biologisk mangfold, overvåkingsrelaterte FoU-aktiviteter, og for utvikling av nasjonale nøkkeltall for biologisk mangfold. Samlet analyse av dataene fra flatene i gran- og bjørkeskog gir synergieffekter.</p>			
<b>Abstract:</b>			
<p>This report contains the results of the first joint treatment of reanalysed data from monitoring plots in forests dominated by Norway spruce and birch, investigated by a standardised methodology, here referred to as ”<i>The Norwegian Concept for Vegetation Ecological Intensive Monitoring</i>”. We demonstrate that 1000 plots from 17 reference areas (11 in spruce forest and 6 in birch forest) make up a suitable ”<i>National Network of Plots for Intensive Forest Monitoring</i>”. Data from 14 areas, reanalysed five years after establishment, reveal two patterns of changes in biodiversity, that can be related to broad-scale impacts. In spruce forests on richer soils in the southern part of the country, the abundance of several vascular plant species has declined. This can be related to deposition of long-distance airborne pollutants. The abundance of most bryophyte species has increased over most of Norway in the 1990s. This can be related to climatic conditions particularly favourable for bryophyte growth.</p> <p>We recommend that the 17 monitoring areas making up the national network of areas for intensive monitoring are taken as the basis for intensive monitoring in the forthcoming Norwegian programme for biodiversity monitoring. Furthermore, we argue that plots in the network can be used for monitoring of other indicator variables, for several research activities related to monitoring, and for development of national biodiversity indicators. Joint treatment of data from the national network gives considerable synergy effects.</p>			
<b>Andre NIJOS publikasjoner fra prosjektet:</b>			
<p>Økland, T. 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand": Vegetasjons-økologisk overvåking av boreal barskog i Norge. I. Rausjømarka i Akershus. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging, Ås. (52 s.).</p> <p>Økland, T. 1993. Overvåking: Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging Rapp. 1993: 6: 1-76.</p> <p>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.</p>			
<b>Emneord:</b> Overvåking, vegetasjon biomangfold, skog	<b>Keywords:</b> Monitoring, vegetation biodiversity, forest	<b>Ansvarlig underskrift:</b> Odd Eilertsen	<b>Pris kr.:</b> 151
<b>Utgiver:</b>			
<p>Norsk institutt for jord- og skogkartlegging Postboks 115, 1430 Ås Tlf: 64949700 Faks: 64949786 e-mail: nijos@nijos.no</p>			

## Forord

Denne rapporten er laget i et samarbeid mellom NIJOS (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging v/Tonje, Økland, Rune H. Økland og Odd Eilertsen) og NINA (Norsk institutt for naturforskning v/Vegar Bakkestuen), som et oppdrag for DN (Direktoratet for naturforvaltning), som også har bidratt med økonomisk støtte.

Forfatterne ønsker å takke sine respektive institutter samt kolleger og andre som under feltarbeid eller andre faser av arbeidet med undersøkelsene har bidratt med sin innsats. Vi takker også grunneiere, eiere av hytter og andre som på mange forskjellige måter har bidratt til den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene. Vi takker også Signe Nybø (DN) for konstruktive forslag og god kommunikasjon gjennom arbeidet med rapporten.

## Innhold

<b>FORORD</b> .....	<b>III</b>
<b>INNLEDNING</b> .....	<b>1</b>
Rapportens formål .....	1
Intensiv overvåking i relasjon til andre hovedstrategier for overvåking av biologisk mangfold .....	2
Intensiv vegetasjonsøkologisk overvåking i skog i Norge fram til i dag .....	3
Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking .....	4
Et nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog.....	6
<b>MATERIALE OG METODER</b> .....	<b>8</b>
Materiale.....	8
Referanseområdene .....	8
Metoder for prøveflateutvalgelse.....	10
Analyse av vegetasjon .....	10
Registrering av miljøvariabler og tresjiktsvariabler.....	10
Registreringer av populasjonsbiologiske variabler for etasjemose .....	12
Statistisk bearbeiding av data .....	13
<b>RESULTATER</b> .....	<b>15</b>
Vegetasjonsgradienter i de 17 overvåkingsområdene.....	15
Endringer i artssammensetning (forflytning av prøveflater langs ordina-sjonsakser).....	15
Endringer i karplanteartenes mengder .....	17
Endringer i antall karplantearter .....	20
Endringer i kryptogamers mengder .....	22
Endringer i antall kryptogamarter .....	22
Populasjonsutvikling for etasjemose .....	22
<b>DISKUSJON</b> .....	<b>27</b>
Endringer i karplantemangfold som kan tilskrives langvarig jordforsuring.....	27
Endringer i mosemangfold som kan tilskrives klimaforhold .....	30
Scenarier for framtidig utvikling av biologisk mangfold i skogbunnen .....	32
Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking - diskusjon av noen metodiske aspekter og betydning for framtidig overvåking .....	33
Referanseområder for intensivovervåking: naturlige valg for lokalisering av andre overvåkingsundersøkelser og for relaterte FoU-aktiviteter.....	35
Videreføring av vegetasjonsøkologisk intensivovervåking innenfor det nasjonale programmet for overvåking av biologisk mangfold .....	36
<b>KONKLUSJON</b> .....	<b>39</b>
<b>REFERANSER</b> .....	<b>40</b>

## Innledning

### Rapportens formål

Med denne rapporten ønsker vi å vise hvordan intensiv overvåking av vegetasjon kan dekke behovet for overvåking av effekter av viktige stor-skala påvirkningsfaktorer (langtransporterte forurensninger, klimaendringer) innenfor et helhetlig "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold". I innledningen til rapporten vil vi relatere intensiv overvåking til andre hovedstrategier for overvåking av biologisk mangfold, samt redegjøre for hovedprinsippene som ligger til grunn for det konseptet som er valgt for vegetasjonsovervåking i Norge.

I rapporten legger vi fram resultatene av den første felles bearbeiding av reanalyserte overvåkingsflater i gran- og bjørkeskog i Norge som er undersøkt ved en standardisert, sammenlignbar metodikk, her kalt "*Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking*", og som inngår i et "*Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog*". På grunnlag av disse resultatene ønsker vi å diskutere hvorvidt det pågår endringer i norske skoger som kan tilskrives stor-skala påvirkningsfaktorer.

Resultatene og de samlede erfaringene med intensivovervåking av skogsvegetasjon siden 1988, danner bakgrunnen for en diskusjon av nettverkets plass innenfor et helhetlig nasjonalt overvåkingsprogram for biologisk mangfold.

#### **Formål:**

**Det primære formålet med denne rapporten er å vise at de 17 overvåkingsområdene som inngår i et nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog bør utgjøre grunnstammen i intensivovervåkingen i et nasjonalt overvåkingsprogram for biologisk mangfold.**

#### **Andre formål er:**

- **å avdekke vegetasjonsendringer som kan relateres til stor-skala påvirkningsfaktorer (langtransporterte luftforurensninger og klimaforhold) og som gir et rimelig detaljert bilde av endringenes geografiske mønster, og**
- **å vise at grunnlagsundersøkelsene av vegetasjon og økologiske faktorer i nettverksflatene gir et meget godt grunnlag for overvåking av nye indikatorer for biologisk mangfold, for overvåkingsrelaterte FoU-aktiviteter og for utvikling av nasjonale nøkkeltall for utvikling i biologisk mangfold.**

## Intensiv overvåking i relasjon til andre hovedstrategier for overvåking av biologisk mangfold

Intensjonene om å etablere et helhetlig program for overvåking av biologisk mangfold ble nedfelt i Stortingsmelding nr. 58 (1996–97), ”Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling”. Den opprinnelige tidsplanen la opp til iverksettelse av programmet innen 2002. I St. meld. nr. 42 (2000–01), ”Biologisk mangfold: Sektoransvar og samordning”, ble det imidlertid lagt fram en revidert tidsplan idet det innen 2003 skal foreligge et samordnet opplegg for et ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold”. Dette nasjonale programmet skal være startet opp på alle områder innen 2005.

Bakgrunnen for vedtaket om et nytt, samordnet overvåkingsprogram er at de ulike overvåkingstemaene blir svært ujevnt dekket i eksisterende programmer; noen temaer omfattes av flere programmer, andre viktige temaer står udekket eller er så mangelfullt dekket at Norge knapt nok oppfyller sine internasjonale forpliktelser [se Framstad & Kålås (2001) for en oversikt]. Det er dessuten et stort behov for gode nasjonale og regionale indikatorer (*nøkkeltall*) som sammenfatter miljøtilstanden. Innenfor overvåkingstemaet biologisk mangfold har det hittil vist seg vanskelig å finne slike indikatorer. Økende internasjonal rapportering og informasjonsutveksling innenfor miljøsektoren stiller også overvåkingen overfor nye utfordringer som bare kan møtes gjennom gode grunnlagsdata. En gjennomarbeidet strategi og et helhetlig perspektiv er derfor sterkt påkrevet for at såvel internasjonale forpliktelser som nasjonale behov skal kunne ivaretas innenfor begrensede ressurser.

Det faglige grunnlaget for det nye nasjonale overvåkingsprogrammet er utredet i ”Plan for overvåking av biologisk mangfold” (Anonym 1998). Overvåking av biologisk mangfold innebærer registrering av *indikatorvariabler*; tallfestede observasjoner av en indikator på biologisk mangfold (en utvalgt komponent i eller egenskap ved naturen) som følges over tid. Utredningen skisserer tre hovedstrategier for overvåking av biologisk mangfold:

- *Ekstensiv overvåking*; strategi for å framskaffe arealrepresentative tall for tilstand og utvikling i indikatorvariabler innenfor et gitt, gjerne større, område (f.eks. Norge, en landsdel, eller et fylke).
- *Intensiv overvåking* i faste overvåkingsområder; strategi for sammenlignbar registrering av forskjellige indikatorer innenfor utvalgte, sammenliknbare (f.eks. av samme naturtype), avgrensede referanseområder spredt over et større geografisk område (f. eks. Norge).
- *Spesialobjektovervåking*; spesialtilpassete overvåkingsopplegg, bl.a. for overvåking av truede og sårbare enkeltartspopulasjoner og av truede habitater.

I tillegg nevnes som en fjerde strategi Forsknings- og utviklingsaktiviteter (FoU), herunder effektstudier, nært knyttet opp til rutinemessig overvåking.

Utredningen slår fast at de tre hovedstrategiene er komplementære, og har ulike funksjoner i et helhetlig opplegg for overvåking av biologisk mangfold.

Overvåking innebærer jevnlig registrering av indikatorvariabler ved bruk av standardisert metodikk. Overvåkingens hovedformål er å kunne gi tidligst mulige varsler om endringer i det biologiske mangfoldet og, så langt det er mulig, om sammenhenger mellom de observerte endringene og viktige påvirkningsfaktorer. *Signalstyrken* i overvåkingsresultatene (det vil si i hvilken grad observerte utviklingstendenser er tydelige)

bestemmes av datainnsamlingsmetodene (bl.a. om dataene er egnet for relevant bearbeiding) og av datamengden (antallet observasjonspunkter, registreringshyppigheten og lengden på tidsserien). Et overvåkingsopplegg vil derfor først gi resultater etter å ha vært i drift en periode. Dette gjør lange tidsserier av gode overvåkingsdata særlig verdifulle, fordi tida fram til sikker påvisning av utviklingstendenser blir forkortet eller allerede er tilbakelagt. Planen for overvåking av biologisk mangfold slår derfor som et viktig prinsipp fast at *lange, eksisterende serier av gode overvåkingsdata skal utgjøre grunnstammen i det nye overvåkingsprogrammet*. Planen gir også en fyldig oversikt over relevante pågående overvåkingsaktiviteter.

Intensiv overvåking i referanseområder er en strategi for overvåking av indikatorvariabler med stor variasjon både på fin skala (lokal variasjon) og på grov skala (naturlig regional variasjon og regional variasjon som skyldes stor-skala påvirkningsfaktorer), og hvor kontroll med den lokale variasjonen er helt nødvendig for å kunne skille ut variasjonen som skyldes påvirkningsfaktorene. Typiske eksempler på slike indikatorvariabler er *artssammensetning*, *artsantall* og *artsmengder*. Kontroll med den lokale variasjonen oppnås ved at det, fra hvert referanseområde, samles inn et datamateriale stort nok til å tillate grundig områdevis analyse av lokale variasjonsmønstre. Regionale mønstre finnes ved å sammenlikne utviklingstrekk mellom referanseområdene. Ekstensiv overvåking gir ikke mulighet for en slik analysestrategi, fordi ingen eller bare svært få punkter i et arealrepresentativt nettverk av overvåkingsflater vil inneholde sammenlignbar variasjon og dermed oppfylle kravet om sammenlignbarhet. Imidlertid er det en naturlig *kobling mellom intensiv- og ekstensivovervåking*: Registrerte endringer i intensivovervåkingsområdene kan følges opp i ekstensivt nett ved valg av relevante indikatorvariabler, for eksempel ved registrering av mengde og/eller vitalitet av enkeltarter og/eller artsgrupper som avtar eller øker i mengde i intensivovervåkingsområdene.

*Utredningen om overvåking av biologisk mangfold slår fast at intensiv overvåking i avgrensede områder er den eneste overvåkingsstrategien som egner seg for overvåking av artssammensetning og artsantall, og at den er spesielt velegnet for effekter av regionale påvirkningsfaktorer på stasjonære organismer*. Den slår videre fast at de viktigste stor-skala påvirkningsfaktorene er langtransporterte luftforurensninger (nedfall av forsurende nitrogen- og svovelforbindelser, nitrogen gjødsling) og klimaendringer. Typeeksemplet på vegetasjonsøkologisk overvåking er derfor overvåking av endringer i planteartssammensetning og -artsantall og av viktige økologiske faktorer i et utvalg prøveflater fra en gitt naturtype, f.eks. blåbærdominert granskog, som følge av stor-skala påvirkningsfaktorene nevnt over.

## **Intensiv vegetasjonsøkologisk overvåking i skog i Norge fram til i dag**

Når “Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold” etter planen starter opp i 2003, vil intensiv overvåking av vegetasjon i skog ha pågått i 15 år i Norge. Starten i 1988 ble foranlediget av at vegetasjonsendringer observert i Sør-Sverige og Sentral-Europa ble satt i sammenheng med forsurening og nitrogen gjødsling (f.eks. Heil & Diemont 1983, Wittig & Neite 1985, Falkengren-Grerup 1986), og av en erkjennelse av tilnærmet total mangel på kunnskap om disse forholdene i Norge. To vegetasjonsøkologiske overvåkingundersøkelser i barskog ble initiert dette året. “Sur nedbørs virkning på skogsvegetasjonen: Referansefelt Gjerstad” (R. Økland & Eilertsen 1993) var finansiert av Nasjonalkomiteén 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'program "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.

I 1989 tok DN initiativet til et "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV; se Løbersli 1989) som primært skulle ivareta behovet for overvåking i andre naturtyper enn barskog. Intensiv overvåking var med i TOV fra starten i 1990 (Fremstad 1991). I løpet av de påfølgende årene ble det etablert 6 referanseområder for overvåking av bjørkeskog (5 av disse i fjellbjørkeskog). Ett 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 ledd i TOV. Med unntak for undersøkelsene i Solhomfjell-området skilte den opprinnelige metodikken for intensiv overvåking i TOV seg fra den som ble benyttet i barskogsundersøkelsene, bl.a. med hensyn til kriterier og metoder for prøveflateplassering. Etter utskifting av prøveflater og andre endringer i det opprinnelige TOV-konseptet, er overvåkingen i alle TOV-områdene i bjørkeskog fra og med 1993 basert på det samme metodikk-konseptet som i NIJOS' vegetasjonsøkologiske overvåking av 10 barskogsområder og i Solhomfjell-området (*Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking*). Konseptet benyttes også i andre undersøkelser, som for eksempel studier av effekter av terrengkalking (Eilertsen et al. 1998, Bakkestuen et al. 1999c, 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 (Rydgren et al. 1999).

## Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking

Det norske vegetasjonsovervåkingskonseptet tar utgangspunkt i enigheten blant vegetasjonsøkologer verden over om at kontinuerlige gradienter i viktige økologiske faktorer i hovedsak gir opphav til gradvis variasjon i vegetasjonens artssammensetning. Konseptet kan oppsummeres i punkter (som er utdypet i Lawesson et al. 2000).

(1) Intensiv overvåking er egnet for overvåking av *stor-skala påvirkningsfaktorer* (påvirkningsfaktorer med regionalt fordelingsmønster, f.eks. langtransporterte forurensninger og klimaendringer).

(2) Intensiv overvåking gjøres *naturtypevis*.

(3) *Antallet overvåkingsområder* (referanseområder) i en gitt naturtype må være så høyt at man får god representasjon av variasjon langs regionale (geografiske og klimatiske) gradienter og langs gradienter i de fokuserte påvirkningsfaktorene.

(4) Mulighetene for tolkning av observerte endringer fremmes ved valg av referanseområder med *minst mulig grad av suksesjoner* og av annen variasjon som skyldes lokale påvirkningsfaktorer (f.eks. skogsdrift).

(5) Den naturlige variasjonen i *artssammensetning, artsrikdom og miljøforhold* (innen naturtypen) i et overvåkingsområde skal være godt representert i datamaterialet. Dette oppnås ved at prøveflatene spres langs hovedgradientene innen naturtypen i området. Det bør dessuten tilstrebes at mest mulig *sammenlignbar variasjon* langs lokale miljøgradienter (i topografiske forhold, næringsforhold, jordfuktighet etc.) blir inkludert i

overvåkingsdatasett fra alle referanseområdene. Dette *variasjonsområdet* bør inkludere voksesteder som er kjent for å inneholde arter som er særlig følsomme overfor de fokuserte påvirkningsfaktorene.

(6) Detaljerte, områdevisе vegetasjonsøkologiske *basisundersøkelser* som gir kunnskap om relasjoner mellom arters forekomst og variasjon langs økologiske hovedgradienter ved overvåkingens starttidspunkt, danner grunnlaget for å identifisere vegetasjonsendringer og å klarlegge hvilke (endringer i) miljøforhold de kan være forårsaket av. Disse undersøkelsene klargjør også variasjonen i arters (og dermed artssammensetningens) fordeling langs viktige gradienter mellom områder.

(7) Trær, jord og andre viktige *miljøfaktorer* registreres i eller i tilknytning til de samme prøveflatene som benyttes for registrering av arter i undervegetasjonen. Denne informasjonen er nødvendig for å identifisere hovedgradienter i vegetasjon og miljøforhold (den vegetasjonsøkologiske basisundersøkelsen for hvert referanseområde), og er dessuten viktig for å finne relasjoner mellom endringer i tresjikt, undervegetasjon og substrat (jord).

(8) Prøveflatene må tilfredsstillе de kravene som settes for bruk av statistiske databehandlingsmetoder (envariable og flervariable) til å identifisere hovedgradienter og for å knytte endringer i artssammensetning og miljøfaktorer til påvirkningsfaktorene (se R. Økland 1990). Disse kravene gjelder *prøveflateplassering*, *prøveflateantall* og *prøveflatestørrelse*:

- Som *prøveflateplasseringsmetode* velges den metoden som gir *optimal representasjon* av variasjon innen naturtypen i området, med *minst mulig grad av subjektivitet*. I skog oppnås dette ved tilfeldig plassering av prøveflater innen utvalgte storflater (R. Økland 1990, T. Økland 1990). Subjektiv plassering av et antall storflater sikrer god representasjon av variasjonen langs åpenbare gradienter (topografiske, næringsgradienter etc.) i området. Tilfeldig plassering av enkeltprøveflater innen hver storflate sikrer observatør-uavhengighet på fin skala.
- *Prøveflateantallet* bestemmes som det laveste antallet som gir *tilfredsstillende representasjon av den lokale variasjonen*. Antall prøveflater skal være det samme i hvert område.
- *Prøveflatestørrelsen* velges som et kompromiss mellom *representativitet* og *homogenitet*. Kravet til representativitet tilsier at hver flate må være stor nok til å fange opp en artssammensetning som er typisk (med mange nok arter) for de lokale økologiske forholdene på observasjonsstedet. Kravet til homogenitet tilsier at hver flate må være så liten at den bare inneholder en liten del av variasjonen i lokale økologiske faktorer innen området. For intensiv overvåking av undervegetasjonen i skog har 1 m<sup>2</sup> vist seg å være et godt kompromiss.

(9) Alle prøveflater *merkes permanent*.

(10) *Forekomst* og *mengde* av alle arter registreres i alle flater ved hvert analysetidspunkt på en standardisert og mest mulig *observatøruavhengig* måte. Frekvensmetodikk anbefales som hovedmetodikk for angivelse av forekomst og mengde.

## Et nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog

Vegetasjonsovervåking i henhold til det norske vegetasjonsovervåkings-konseptet er igangsatt i 17 referanseområder i skog (Fig. 1); 11 i granskog (furskog er også inkludert i ett av områdene) og 6 i bjørkeskog. Disse områdene, med til sammen 1000 vegetasjonsflater, kan derfor utgjøre grunnstammen i et "Nasjonalt nettverk av flater for



Fig. 1. Kart over overvåkningsområdene i gran- og bjørkeskog i Norge.

*intensivovervåking i skog*". Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenlignbar variasjon langs lokale økologiske gradienter innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", og tilfredsstillende derfor kravene til felles bearbeiding med sikte på å identifisere endringer forårsaket av stor-skala påvirkningsfaktorer. Reanalysedata etter første femårsperiode finnes pr. 2001 fra 14 områder. Dette store materialet gir en spesiell mulighet til å analysere regionale endringsmønstre, og til å gjøre en grundig vurdering av Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking.

## Materiale og metoder

### Materiale

“Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog” (Fig. 1) består av NIJOS’ ti overvåkingsområder i granskog, Solhomfjell-området (DN/TOV/NIJOS) og de 6 bjørkeskogsområdene under NINAs ansvarsområde som inngår i TOV. 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 Eilertsen & Stabbetorp (1997). Her vil vi kun gjøre rede for hovedtrekk i de metodene som ligger til grunn for de resultatene som blir presentert i denne rapporten.

I denne rapporten fokuserer vi på utvalgte resultater fra den statistiske bearbeidningen av endringer i femårsperioden fra etablering til første reanalyse (se Tab. 1), for overvåkingsområder der reanalysedata foreligger. Slike resultater er for Solhomfjellområdet tidligere publisert i R. Økland (1995a, 1995d) og R. Økland & Eilertsen (1996), for NIJOS’ overvåkingsområder i granskog i T. Økland (1999) og fra NINA’s overvåkingsområder i bjørkeskog i Bakkestuen et al. (2000, 2001). For Solhomfjell-området er også resultater av reanalyser etter 7 år (R. Økland 1997b) og 10 år (R. Økland et al. 2000a) publisert.

Første reanalyse (5 år etter etablering) er foretatt i 3 av de 6 TOV-områdene i bjørkeskog, i de 10 granskogsområdene som overvåkes av NIJOS samt i Solhomfjell-området (både granskog og furuskog), dvs. i til sammen 850 vegetasjonsflater. Fordi furuskogen naturtypemessig ikke samsvarer med gran- og bjørkeskogen (omfatter variasjon langs andre lokale økologiske gradienter), har vi valgt ikke å inkludere den i rapporten. Resultatene som presenteres i denne rapporten er derfor basert på datamateriale fra 14 overvåkingsområder i blåbærdominert gran- og bjørkeskog.

Ved utgangen av 2002 vil tredje analyseomløp (andre reanalyseomløp) være fullført for alle granskogsområdene, og andre analyseomløp være fullført for alle bjørkeskogsområdene.

### Referanseområdene

De 17 referanseområdene med flater for intensivovervåking av skogsvegetasjon (Fig. 1) utspenner de naturlige klimagradiene i Norge (se Tab. 1); langs temperaturgradienten fra den boreo-nemorale til den nordboreale vegetasjonssonen, og langs oseanitetsgradienten fra den sterkt oseaniske seksjonen til overgangssonen mot det kontinentale innlands-Norge (Moen et al. 1998). Samtidig fanger de 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 referanseområder som syntes å være nær en dynamisk likevekt, dvs. uten åpenbare hogstsuksesjoner (se punkt 4 over, i prinsippene for det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking).

Tab. 1. Overvåkingsområder: geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon. UTM (Universal Transverse Mercator) rutenett referanse følger WGS84. Dividalen tilhører sone 34W, Gutulia, Borgefjell og Granneset tilhører sone 33W. Vegetasjonssoner følger Dahl et al. (1986) og R.H. Økland (pers. medd.), terminologien følger Ahli et al. (1968). Vegetasjonsseksjonsinndelingen følger Moen & Odland (1993) jf. også R.H. Økland (pers. medd.). Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av normalen 1961-90 (Førland 1993) for stasjoner nær hvert overvåkingsområde, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf. Sjors 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på normalen 1961-90 (Aune 1993) for stasjoner nær hvert område, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976). Områdenavn merket B er bjørkeskogsområder. \* - måned med laveste midlere normal temperatur (oftest januar, februar i enkelte tilfeller). \*\* - første gangsanalyse; reanalyse 5 år etter. ! - første analyse etter omlegging av feltdesign i TOV

Område	Fylke	Kommune	Breddegrad (°N)	Lengdegrad (°Ø)	UTM	Vegetasjons- sone	Vegetasjons- seksjon	h.o.h (m)	Areal (km <sup>2</sup> )	Årlig nedbør (mm)	Temperatur (°C)		Ana- lyse- år**	
											Year	Jan.*		Jul.
Paulen	Vest-Agder	Vennesla	58°18'-19'	7°55'-56'	MK 37-38,63-64	Borenomoral (-sorboreal)	Oseansk (O2) (-svakt oseansk, O1)	150-275	3	1600	5.6	-2.8	14.5	1990
Lund (B)	Rogaland	Lund	58°33'	6°26'	LK 50,92	Mellomboreal	Oseansk (O2)	350-420	0.1	2100	6.4	-1.1	14.7	1996
Solhomfjell	Aust-Agder	Gjerstad	58°58'	8°58'	ML 86-92,33-36	Sorboreal (-mellomboreal)	Oseansk (O2)	350-475	2	1300	4.2	-5.5	14.4	1988
Lundsneset	Østfold	Aremark	59°03'-05'	11°42'-45'	PL 55-58,49-52	Boreno-moral (-sorboreal)	Oseansk (O2) (-svakt oseansk, O1)	120-240	10	900	5.3	-4.2	15.4	1992
Grytdalen	Telemark	Drangedal	59°15'	8°37'	ML 78-79,68-69	Mellomboreal	Oseansk (O2) - (-svakt oseansk, O1)	475-550	0.5	1100	3.7	-6.2	13.8	1988
Rausjomarka	Akershus	Enebakk	59°49'	11°02'	PM 14,33-34	Sorboreal	Svakt oseansk (O1)	220-300	0.2	850	3.8	-6.6	14.4	1988
Møsvatn (B)	Telemark	Tinn	59°51'-52'	8°17'	MM 60,35	Nordboreal	Svakt oseansk (O1)	1000-1050	0.3	810	0.8	-8.4	11.4	1997
Bringen	Buskerud	Flå	60°32'-34'	9°23'-24'	NN 21-22,12-14	Mellomboreal	Overgangsseksjon (OC)	600-750	6	650	0.8	-9.8	12.6	1991
Otterstadstølen	Hordaland	Modalen	60°49'	5°45'	LN 23-24,46-47	Sorboreal	Sterkt oseansk (O3)	220-350	2	3500	4.5	-3.3	12.8	1989
Gutulia	Hedmark	Engerdal	62°00'-01'	12°09'-13'	UJ 51-53,78-79	(Mellomboreal -) nordboreal	Overgangs-seksjon (OC)	700-850	4	700	-0.3	-12.0	11.4	1989
Gutulia (B)	Hedmark	Engerdal	62°01'-03'	12°09'-11'	UJ 48-53,80-87	Nordboreal	Overgangs-seksjon (OC)	770-865	5	700	-0.3	-12.0	11.4	1993
Urvatnet	Sør-Trøndelag	Meldal	63°06'-07'	9°48'-49'	NQ 40-41,98-99	Sorboreal - mellomboreal	Oseansk (O2) (-svakt oseansk, O1)	300-400	3	900	3.0	-6.0	12.1	1992
Åmotsdalen (B)	Sør-Trøndelag	Oppdal	62°28'	9°28'	NQ 21-23,25-27	Nordboreal	Svakt oseansk (O1)	900-925	1	500	0.7	-8.0	10.5	1996
Øyenskaevelen	Nord-Trøndelag	Namdals-	64°17'	10°57'-58'	NS 94-95,31	Sorboreal	Sterkt oseansk (O3)	220-300	3	2000	2.4	-6.7	12.1	1991
Borgefjell (B)	Nord-Trøndelag	Røyrvik	65°01'-7'	12°44'-56'	VN 44-45,15	Nordboreal	Svakt oseansk (O1)	520-580	0.8	1100	1.4	-8.3	12.1	1995
Granneset	Nordland	Rana	66°30'-31'	14°52'-53'	VP 94-95,77	Mellomboreal	Overgangsseksjon (OC)	225-325	0.5	1300	1.3	-9.1	12.1	1990
Dividalen (B)	Troms	Målselv	68°40'-45'	19°36'-49'	DB 50-51,22	Nordboreal	Kontinental (C)	385-615	2	300	0.8	-9.4	12.8	1993

## Metoder for prøveflateutvelgelse

De 17 referanseområdene ble etablert i årene 1988-1997 (se Tab. 1). Prøveflateutvelgelsen ble gjort som et kompromiss mellom objektivitet og tidsforbruk (jf. R. Økland 1990), i tråd med prinsippene som er beskrevet for det norske overvåkingskonseptet (se punkt 8 over): 1 m<sup>2</sup>-flater ble plassert tilfeldig innenfor et antall større, subjektivt valgte storflater.

For NIJOS' 10 granskogsområder og DN/NINA's 6 bjørkeskogsområder 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. (se punkt 5 over). Deretter ble 5 flater á 1 m<sup>2</sup> plassert tilfeldig innenfor hver storflate (Fig. 2, 3); til sammen 50 flater i hvert område. I Solhomfjell-området (granskog og furuskog) ble 8 transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene. Posisjoner for 100 storflater á 16 m<sup>2</sup> ble valgt ut tilfeldig blant aksepterte 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble plassert 2 flater á 1 m<sup>2</sup> i faste posisjoner. Av de 200 flatene ligger 120 intakte flater i granskog.

I alle områdene ble posisjoner for 1 m<sup>2</sup>-flater forkastet dersom de inneholdt (minst) ett tre som ville ha hindret analysering, dersom stein som ville ha dekket mer enn 25 % av flata, etc. En ny posisjon ble i så fall valgt etter forhåndsfastlagte rutiner som hindret subjektivitet. Alle flater er permanent merket (se punkt 9, over).

## Analyse av vegetasjon

Vegetasjonsanalyser er utført på samme måte i alle områdene og ved alle analysetidspunkter (jf. punkt 10, i prinsippene for det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking, over). Hver 1 m<sup>2</sup>-flate ble delt i 16 like store "småruter" á 0.0625 m<sup>2</sup> (Fig. 2). Forekomst/fravær av alle arter ble notert i hver smårute. Smårutefrekvens (tall fra 0 til 16) ble beregnet for alle arter som mål på artsmengde i hver 1 m<sup>2</sup>-flate (jf. T. Økland 1988). Prosentvis dekning ble registrert som supplementært mengdemål (fra 1989), men tilfredsstillende dårligere kravene til observatøruavhengighet. Resultater for statistisk bearbeiding av disse dataene vil derfor ikke bli presentert her.

## 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 (se punkt 7 over). En rekke trevariabler ble registrert (trehøyde, kronehøyde, diameter, kronedekning, relaskopsum, m.m.) i granskogen, mens bare få trevariabler foreløpig er registrert i bjørkeskogen. For granskogsområdene ble indekser for treinnflytelse beregnet på grunnlag av treregistreringer for alle trær i storflatene og innenfor en viss avstand fra disse. Variabelsettene (topografiske, treinnflytelsesvariabler, jordkjemiske og jordfysiske m.m.) for områdene omfatter 32 variabler i granskog og opptil 75 variabler i bjørkeskogen. Alle variablene er knyttet til den enkelte analyseflate og er benyttet i den økologiske tolkningen av vegetasjonsgradienter ved førstegangsanalyse (se punktene 5 og 7 i prinsippene for det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking over, og T. Økland 1990, 1993, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Eilertsen & Brattbakk 1994,

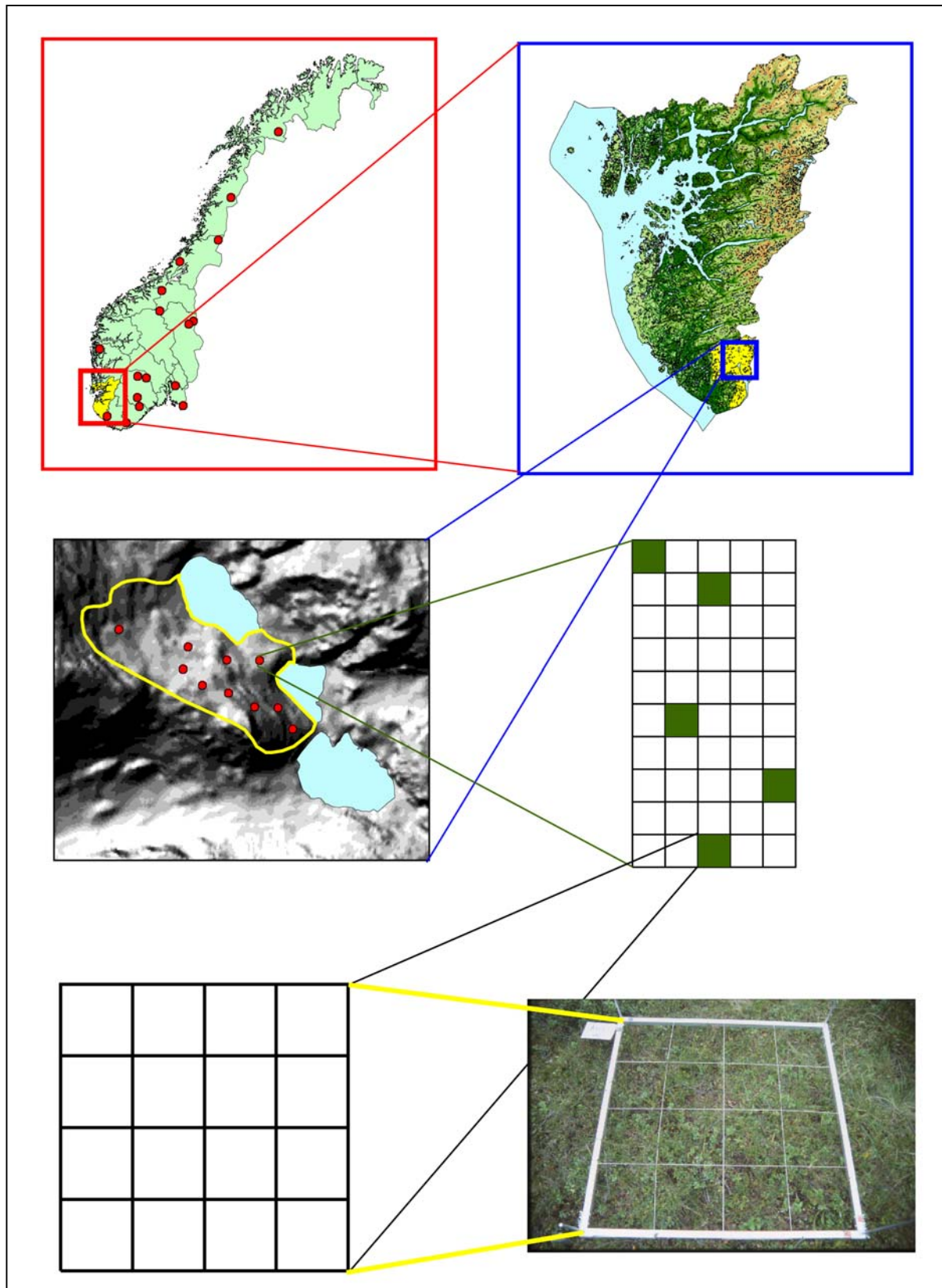


Fig. 2. Feltdesign i overvåkingsområdene.

Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 1999a, 1999b, Stabbetorp et al. 1999).





For de 11 barskogsområdene er overvåkingsvariabler for trevitalitet [kronetetthet, kronefarge etc.; metoder som i det ekstensive nettet (se Rørå 1988, Rørå et al. 1988, Venn et al. 1993)] registrert både ved første gangsanalyse og reanalyse (resultatene av disse registreringene presenteres ikke i denne rapporten).

Fig. 3. Makroflate med 1m<sup>2</sup>-flater i granskog. Foto: Gunnar Engan

### Registreringer av populasjonsbiologiske variabler for etasjemose

Etasjemose (*Hylocomium splendens*) (Fig. 4) er en moseart som er typisk for bunnsjiktet i granskogen fordi (1) den er ektohydrisk (Buch 1947), det vil si at den opptar vann og næringsstoffer gjennom hele overflata, (2) ektohydriske moser antas å være særlig følsomme for små endringer i miljøforholdene (Proctor 1990, Farmer et al. 1992) og velegnet som tidlige indikatorer på endringer i miljøet, særlig klimaendringer (Potter et al. 1995, R. Økland 1997a), (3) den er vanlig og vidt utbredt, og (4) den har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, R. Økland 1995c).



Fra 1990 har det blitt utført populasjonsstudier av etasjemose i seks av NIJOS' overvåkingsområder samt i Solhomfjell-området [se R. Økland (1995c, 1997b) og R. Økland et al. (2000a) for detaljerte beskrivelser av arten, datainnsamlingsprosedyrer og analysemetoder]. Et mindre areal innen hver overvåkingsflate med etasjemose blir benyttet i undersøkelsen. Det undersøkte arealet ble fastsatt slik at mellom 250 og 750 skudd til en hver tid

Fig. 4. Etasjemosepopulasjon. Foto: John Larsson.

ble fulgt i hvert område. Hver høst ble alle aktivt voksende skuddspisser (*vekstpunkter* anlagt i løpet av våren) ringmerket og alle fjorårsskudd (merket ett år tidligere og nå *utvokste segmenter*, det vil si fulle "etasjer" på etasjemoseplanten) lett opp og målt slik at deres tørrvekt kunne estimeres. Tørrvekten ble angitt på en 2-logaritmisk skala, slik at en enhets økning svarer til dobling av størrelsen. Hvert år ble gjennomsnittsstørrelsen på de utvokste segmentene regnet ut områdevis. Det totale antallet vekstpunkter hvert år fra hvert område ble brukt som mål på populasjonsstørrelsen. En indeks for populasjonsvekst ble regnet ut som 2-logaritmen til antallet vekstpunkter, med 1989-verdien som referansepunkt.

For å kunne relatere etasjemosens vekst og populasjonsutvikling til klimaet, utviklet R. Økland (1997b) en klimabasert vekstindeks. I denne brukes resultater av plantefysiologiske undersøkelser av sammenhenger mellom klima (temperatur, nedbør, snødekke og lysinnstråling) og mosevekst til å modellere forventet mosevekst. Modellberegningene baserer seg på meteorologiske måledata (dag for dag) fra Det norske meteorologiske institutt (upubl.). R. Økland (1997b) fant en god overensstemmelse mellom størrelsen på utvokste etasjemosesegmenter og denne vekstindeksen; jo høyere indeksverdi, desto større segmenter og bedre var vekstforholdene for moser. I denne rapporten har vi brukt en forenklet vekstindeks basert på meteorologiske månedsdata for å finne eventuelle indikasjoner på en sammenheng mellom mosevekst og klimaforholdene i vekstperioden. Når dataene som blir lagt inn i modellberegningene er grove, vil imidlertid sammenhengene observeres som (vesentlig) svakere enn de er i virkeligheten.

## Statistisk bearbeiding av data

*Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data samlet inn ved første gangs analyse.* De viktigste vegetasjonsgradientene i hvert område ble funnet ved hjelp av ordinasjonsmetoder; dvs. multivariate statistiske metoder for å finne hovedstrukturen i et vegetasjonsdatasett (R. Økland 1990). Ved ordinasjonsanalyse blir flater med lik artssammensetning plassert nær hverandre langs ordinasjonsakser, 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), Eilertsen & Brattbakk (1994), Eilertsen & Often (1994), Eilertsen & Stabbetorp (1997), Bakkestuen et al. (1999a, 1999b), Stabbetorp et al. (1999) og Lawesson et al. (2000).

*Analysen av endringer fra første til annet analysetidspunkt.* Separat for hvert område er det utført ordinasjonsanalyser av samlede vegetasjonsdatasett der både data fra førstegangsanalyse og reanalysedata inngår (se R. Økland 1995d, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1999 og upubl. data, Bakkestuen et al. 2000, 2001, R. Økland et al. 2000a). Disse ordinasjonsanalysene gir uttrykk for endringer i *artssammensetningen* i femårsperioden.

Dataene muliggjør analyse av endringer i flere indikatorvariabler for biologisk mangfold. Følgende indikatorvariabler er derfor testet områdevis ved bruk av den ikke-parametriske, tosidige Wilcoxon-testen (jf. Sokal & Rohlf 1995):

- Endringer i *mengder* for enkeltartene. Tester er utført for alle arter i hvert enkeltområde med observert mengdeendring i  $\geq 5$  flater i løpet av femårsperioden.
- Endring i totalt *antall arter*, *antall karplantearter*, *antall mosearter* og, *antall lavarter*, regnet ut flatevis og testet for hvert enkeltområde.
- Flatenes forflytning langs tolkede ordinasjonsakser.
- Endring i humuskjemi.

Test 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).

Det er ikke funnet systematiske regionale mønstre for endringer i humuskjemi, verken i granskog eller bjørkeskog, i løpet av den første femårsperioden etter etablering av referanseområdene. Dette skyldes trolig at 5 år er for kort tid til at signifikante, tolkbare endringer i humuskjemi kan påvises, blant annet fordi sampling og analyse av humusprøver inneholder mange feilkilder og fordi det er betydelig variasjon både innen og mellom år (Skjellberg 1991). Forskjellene mellom flater innen et område er også gjennomgående mye større enn forskjellene for en gitt flate mellom første og annet analysetidspunkt. Vi har derfor valgt ikke å rapportere endringer i humuskjemi i denne rapporten, så nær som å nevne kort at total mengde nitrogen har økt i mange områder (T. Økland 1999). Registreringene av humuskjemiske variabler ved første gangs analyse har imidlertid vært viktig for å kunne tolke vegetasjonsgradientene som ledd i den vegetasjonsøkologiske basisundersøkelsen av hvert enkelt område.

## Resultater

### Vegetasjonsgradienter i de 17 overvåkingsområdene

I 10 av de 11 granskogsområdene og i 5 av 6 bjørkeskogsområder var den viktigste vegetasjonsgradienten klart relatert til variasjon i næringsstoffer i jorda; en næringsgradient (Tab. 2). Oftest var denne vegetasjonsgradienten også relatert til variasjon i topografi og/eller treinnflytelse. Dette betyr at hovedvariasjonen i artssammensetning i gran- og bjørkeskog i de fleste tilfeller var relatert til innholdet av næringsstoffer i jorda, pH, eksposisjonsretning etc. Den nest viktigste vegetasjonsgradienten i områdene var oftast relatert til jordfuktighet og/eller topografi og/eller treinnflytelse.

For detaljer med hensyn til tolkning av vegetasjonsgradienter, se T. Økland (1990, 1996), R. Økland & Eilertsen (1993), Eilertsen & Brattbakk (1994), Eilertsen & Often (1994), Eilertsen & Stabbetorp (1997), Bakkestuen et al. (1999a, 1999b) og Stabbetorp et al. (1999).

### Endringer i artssammensetning (forflytning av prøveflater langs ordinasjonsaksjer)

I granskogsområdene Paulen, Solhomfjell, Bringen, Otterstadstølen og Øyenskavelen ble det observert en signifikant forflytning av 1 m<sup>2</sup>-flatenes posisjoner langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammene (Tab. 2), i retning av en artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda. Testene viser at i Paulen og Øyenskavelen var det vegetasjonen i flatene på de næringsfattige voksestedene som hadde endret seg i retning av vegetasjonen på enda fattigere voksesteder, mens vegetasjonen i flatene på de rikeste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant. I Solhomfjell, Bringen og Otterstadstølen hadde derimot vegetasjonen i flatene på de rikeste voksestedene forflyttet seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere voksesteder.

I Lundsneset hadde prøveflatene forflyttet seg i retning av høyere ordinasjonsscorer langs hovedaksen, som i dette området imidlertid ikke var relatert til jordas næringsinnhold.

For Grytdalen og Rausjømarka var flatenes posisjoner langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammet signifikant forflyttet i retning av høyere ordinasjonsscorer, dvs. artssammensetningen var endret i retning av vegetasjon typisk for mer næringsrike voksesteder. Også her var det vegetasjonen i flatene på de mest næringsfattige voksestedene som hadde endret seg, mens vegetasjonen i flatene på de rikeste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant. I Gutulia, Urvatnet og Granneset var det ingen signifikante endringer av artssammensetningen på nivå  $p < 0.05$ .

I bjørkeskogsområdene i Gutulia og Dividalen hadde flatene langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammet ikke forflyttet seg signifikant, dvs. den totale artssammensetningen i disse områdene ikke var signifikant endret. Imidlertid viste tester at i Gutulia hadde artssammensetningen i flatene på de mest næringsrike voksestedene endret seg signifikant i retning av vegetasjon typisk for enda rikere voksesteder, mens artssammensetningen i flatene på de fattigste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant. I Dividalen hadde derimot artssammensetningen i flatene på de fattigste

Tab. 2. Økologisk tolkning av de viktigste vegetasjonsgradientene i 11 overvåkingsområder fra granskog og 6 områder fra bjørkeskog. n = 50 for alle områder bortsett fra Solhomfjell, der n = 120 i granskog og 79 i furuskog. Verdien øker med økende score 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 hver akse, gjort separat for rikere og fattige prøveflater, er angitt med piler (← →). P11 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. x – ikke testet.

Område	Viktigste vegetasjonsgradient		Nest viktigste vegetasjonsgradient	
	Økologisk tolkning	Endring rikere	Økologisk tolkning	Endring rikere
<b>Granskog</b>				
Paulen	Næring/treinnflytelse/jordfuktighet (-)	0	Topografi/jordfuktighet (-)	0
Solhomfjell	Næring/topografi	←	Jordfuktighet (-)/treinnflytelse	0 →
Lundsneset	Topografi (heln., eksp. gunst.)/ jordfuktighet (-)/jorddybde	0	Treinnflytelse	0
Grytdalen	Næring/topografi	0	(Ingen tolkbar gradient)	
Rausjømatka	Næring/treinnflytelse/jordfuktighet (-)	0	Næring	←
Bringen	Næring/topografi	←	Treinnflytelse/topografi/jordfuktighet (-)	0
Otterstadstølen	Næring/jorddybde (-)	←	Jordfuktighet (-)/treinnflytelse	→
Gutulia	Næring	0	Jordfuktighet (-)/treinnflytelse	0
Urvatnet	Næring/topografi/treinnflytelse	0	Jordfuktighet (-)/jorddybde (-)/treinnflytelse	0
Øyenskavelen	Næring/topografi	0	Jordfuktighet (-)/topografi	0
Granneset	Næring/jorddybde (-)/jordfuktighet (-)	0	Topografi/treinnflytelse	0
<b>Bjørkeskog</b>				
Lund	Jordfuktighet	x	Næring/treinnflytelse	x
Møsvatn	Næring/jordfuktighet	x	Næring	x
Gutulia	Næring/topografi	→	Jordfuktighet (-)	0
Åmotsdalen	Nærings/jordfuktighet	x	Næring	x
Børgfjell	Nærings/jordfuktighet/topografi	0	Næring/jordfuktighet	0
Dividalen	Næring	→	Høyde	0

voksestedene endret seg signifikant i retning av vegetasjon typisk for mer næringsrike voksesteder.

I bjørkeskogsområdet i Børgefjell hadde flatenes posisjoner langs hovedaksen i ordinasjonsdiagrammet forflyttet seg signifikant; i retning av vegetasjon på fattigere voksesteder. Testen viste imidlertid at det var vegetasjonen i flatene på de fattige voksestedene som hadde endret seg signifikant i retning av vegetasjon på enda fattigere voksesteder, mens vegetasjonen i flatene på de rikeste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant.

## Endringer i karplanteartenes mengder

I de sørligste/sørøstlige granskogsområdene Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka og Bringen ble signifikant reduksjon ( $p < 0.05$ ) av mengden av flere karplantearter (ettårige arter og frøplanter/småplanter av trær ikke medregnet) observert, mens ingen arter hadde økt i mengde (Tab. 3, Fig. 6). 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.

Eksempler på arter som fikk sine mengder redusert i flere av de



sørligste/sørøstligste granskogsområdene er skogbunnsarter som fugletelg [*Gymnocarpium dryopteris* (Fig. 5); Paulen, Grytdalen (nesten signifikant reduksjon), Bringen og Solhomfjell (nesten signifikant reduksjon)], gauke-syre [*Oxalis acetocella*; Grytdalen, Rausjømarka og Solhomfjell (redusert også i Bringen, men ikke signifikant)] og teiebær (*Rubus saxatilis*; Grytdalen og Bringen) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*;

Fig. 5. Fugletelg – avtar i mengde i noen granskogsområder.

Foto: John Larsson

Lundsneset og Grytdalen). I granskogsområdene lenger nord økte disse artene enten signifikant i mengde (gaukesyre i Gutulia, fugletelg i Urvatnet og Granneset, tyttebær i Otterstadstølen og Øyenskavelen), eller ingen signifikant endring ble observert.

Ingen av de sørligste bjørkeskogsområdene er hittil analysert med hensyn på endringer i artsmengder. I bjørkeskogsområdet i Gutulia ble signifikant mengde-reduksjon observert for 3 arter og signifikant mengdeøkning for 2, mens tilsvarende tall for Børgefjell var 3 og 4, og for Dividalen 7 og 2. Mange av artene som avtok i mengde i Dividalen var grasarter, som fjellrapp (*Poa alpina*) og sauesvingel (*Festuca ovina*). Trolig er beite årsaken til disse endringene. Vegetasjonen i Dividalen bærer preg av et konstant høyt beitepress. Tråkk og beite kan ha både positive og negative virkninger på regenerasjon av vegetasjonen i

## Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog

Tab. 3. Antall arter med signifikant endring ( $p < 0.05$ ) i artsmengde i løpet av en femårsperiode i tidsintervallet 1988-00 i 14 overvåkingsområder (50 flater i hver av 10 områder, 120 flater i Solhomfjellområdet) i granskog og bjørkeskog. n - 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-, n+ - antall arter med henholdsvis signifikant reduksjon og økning i artsmengde. G, P - G-statistikk og signifikanssannsynlighet for en G-test av hypotesen: antallet arter med signifikant endring avviker ikke fra det forventete antallet (som er  $0.025 \cdot n$  for hver av n- og n+). Signifikant overrepresentasjon av arter med signifikant endring er markert med uthevet skrift. G-test er bare utført når antall arter testet for en artsgruppe i et område er større eller lik fem. Bjørkeskogsområder er merket med B.

Plantegruppe/ Område	Analyseår	n	Mengdereduksjon			Mengdeøkning		
			n-	G	P	n+	G	P
<b>Karplanter</b>								
Paulen	1990-95	12	5	<b>20.94</b>	<b>&lt;0.0001</b>	0	0.61	0.7822
Solhomfjell	1988-93	24	6	<b>18.19</b>	<b>&lt;0.0001</b>	0	1.22	0.8649
Lundsneset	1992-97	7	2	<b>6.63</b>	<b>0.0050</b>	0	0.35	0.7242
Grytdalen	1988-93	13	6	<b>26.68</b>	<b>&lt;0.0001</b>	0	0.66	0.7914
Rausjømarka	1988-93	12	5	<b>20.94</b>	<b>&lt;0.0001</b>	0	0.61	0.7822
Bringen	1991-96	24	4	<b>8.90</b>	<b>0.0014</b>	0	1.22	0.8649
Otterstadstølen	1989-94	18	2	<b>3.01</b>	<b>0.0414</b>	3	<b>6.67</b>	<b>0.0049</b>
Gutulia	1989-94	23	0	0.61	0.4348	3	<b>5.33</b>	<b>0.0210</b>
Gutulia B	1993-98	13	2	<b>4.15</b>	<b>0.0208</b>	3	<b>8.59</b>	<b>0.0170</b>
Urvatnet	1992-97	20	2	2.66	0.0513	2	2.66	0.0513
Øyenskavelen	1991-96	27	3	<b>4.51</b>	<b>0.0168</b>	3	<b>4.51</b>	<b>0.0168</b>
Børgefjell B	1995-00	18	3	<b>6.67</b>	<b>0.0049</b>	4	<b>11.15</b>	<b>0.0004</b>
Granneset	1990-95	18	4	<b>11.15</b>	<b>0.0004</b>	3	<b>6.67</b>	<b>0.0049</b>
Dividalen B	1993-98	23	7	<b>24.18</b>	<b>&lt;0.0001</b>	2	2.10	0.0677
<b>Moser</b>								
Paulen	1990-95	25	0	1.27	0.8697	5	<b>12.88</b>	<b>0.0002</b>
Solhomfjell	1988-93	47	0	2.38	0.9385	26	128.26	<0.0001
Lundsneset	1992-97	19	0	0.96	0.8367	4	<b>10.71</b>	<b>0.0005</b>
Grytdalen	1988-93	31	3	<b>3.84</b>	<b>0.0250</b>	7	<b>19.74</b>	<b>&lt;0.0001</b>
Rausjømarka	1988-93	32	1	0.05	0.4137	7	<b>19.29</b>	<b>&lt;0.0001</b>
Bringen	1991-96	32	5	<b>10.52</b>	<b>0.0006</b>	2	1.31	0.1260
Otterstadstølen	1989-94	46	2	0.53	0.2334	12	<b>36.45</b>	<b>&lt;0.0001</b>
Gutulia	1989-94	36	0	1.82	0.9115	19	<b>91.24</b>	<b>&lt;0.0001</b>
Gutulia B	1993-98	11	2	<b>4.78</b>	<b>0.0144</b>	3	<b>9.65</b>	<b>0.0009</b>
Urvatnet	1992-97	32	4	<b>6.82</b>	<b>0.0045</b>	2	1.31	0.1260
Øyenskavelen	1991-96	46	4	<b>4.46</b>	<b>0.0174</b>	3	2.13	0.0722
Granneset	1990-95	24	1	0.03	0.3291	3	<b>5.11</b>	<b>0.0119</b>
Børgefjell B	1995-00	16	1	0.66	0.2090	4	<b>12.12</b>	<b>0.0002</b>
Dividalen B	1993-98	12	1	1.05	0.1527	2	<b>4.45</b>	<b>0.0175</b>
<b>Lav:</b>								
Paulen	1990-95	1	0			1		
Solhomfjell	1988-93	1	0			0		
Lundsneset	1992-97	4	1			2		
Grytdalen	1988-93	4	0			0		
Rausjømarka	1988-93	1	0			0		
Bringen	1991-96	3	0			0		
Otterstadstølen	1989-94	3	0			0		
Gutulia	1989-94	7	0	0.35	0.7242	1	1.94	0.0818
Gutulia B	1993-98	4	2			0		
Urvatnet	1992-97	1	0			0		
Øyenskavelen	1991-96	3	0			0		
Børgefjell B	1995-00	9	1	1.50	0.1100	1	1.50	0.1100
Granneset	1990-95	3	0			0		
Dividalen B	1993-98	3	0			0		

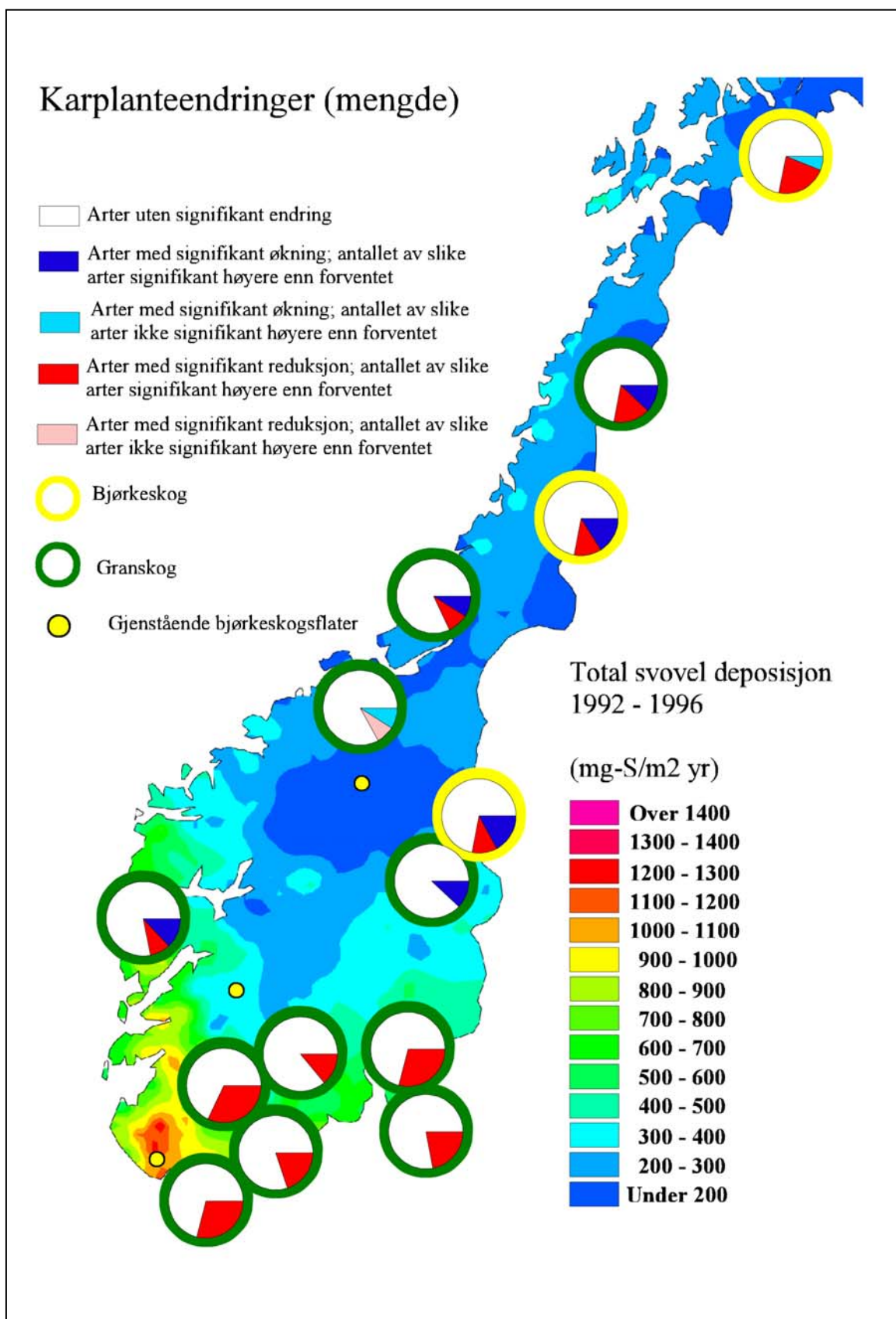


Fig. 6. Andel av karplanteartene hvis mengde har endret / ikke endret seg signifikant mellom første og annen gangs analyse.



området, og effekten kan variere over svært korte avstander (Bakkestuen et al. 2000). Tabeller for enkeltartenes mengdeendringer finnes i R. Økland (1995d), T. Økland (1999 og unpubl. data), Bakkestuen et al. (2000, 2001) og R. Økland et al. (2000a).

## Endringer i antall karplantearter

I 3 av de sørligste granskogsområdene, Paulen, Solhomfjell og Grytdalen, ble det observert en sterkt signifikant reduksjon i antall karplantearter i 1 m<sup>2</sup>-flatene i løpet av den første 5-årsperioden etter at områdene ble etablert (Tab. 4, Fig. 7). I disse tre områdene hadde

Tab. 4 Endring i artsantall, totalt og for ulike plantegrupper, i utvalg av prøveflater i overvåkingsområdene, i løpet av en femårsperiode i tidsintervallet 1988-97. e – midlere endring i artsantall. n-, n+ - antall ruter 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. n = 50 for alle områder bortsett fra Solhomfjell, der n = 120 i granskog og 79 i furuskog.

	Alle arter				Karplanter				Kryptogamer			
	e	n-	n+	P	e	n-	n+	P	e	n-	n+	P
<b>Granskog</b>												
Paulen	-0.60	25	21	0.1182	<i>-0.94</i>	27	4	<i>&lt;0.0001</i>	0.34	15	26	0.3090
Solhomfjell	<b>1.23</b>	<b>39</b>	<b>69</b>	<b>0.0001</b>	<i>-0.59</i>	<b>59</b>	<b>25</b>	<i>&lt;0.0001</i>	<b>1.82</b>	<b>23</b>	<b>77</b>	<i>&lt;0.0001</i>
Lundsneset	0.06	18	21	0.8342	-0.26	17	7	0.0503	0.06	18	21	0.8342
Grytdalen	-0.48	28	15	0.2182	<i>-0.94</i>	<b>28</b>	<b>6</b>	<i>0.0001</i>	0.46	20	21	0.5907
Rausjømarka	<b>1.06</b>	<b>15</b>	<b>31</b>	<b>0.0124</b>	-0.28	18	13	0.1232	<b>1.34</b>	<b>12</b>	<b>31</b>	<b>0.0007</b>
Bringen	-0.38	24	16	0.2704	0.20	10	20	0.2579	-0.58	26	12	0.0520
Otterstadstølen	<b>1.46</b>	<b>12</b>	<b>31</b>	<b>0.0073</b>	-0.06	17	15	0.7084	<b>1.49</b>	<b>11</b>	<b>31</b>	<b>0.0015</b>
Gutulia	<b>1.32</b>	<b>13</b>	<b>31</b>	<b>0.0069</b>	-0.30	19	14	0.1118	<b>1.62</b>	<b>9</b>	<b>33</b>	<i>&lt;0.0001</i>
Urvatnet	-0.36	22	18	0.3399	-0.14	15	16	0.4274	-0.22	21	15	0.4095
Øyenskavelen	0.32	22	23	0.7011	0.30	12	16	0.1109	0.02	24	20	0.9210
Granneset	<b>0.78</b>	<b>17</b>	<b>27</b>	<b>0.0429</b>	0.28	12	21	0.1381	0.50	17	24	0.1736
<b>Fjellbjørkeskog</b>												
Børgfjell	0.06	19	18	0.7551	-0.06	13	16	0.6565	0.12	17	18	0.4493
Gutulia	0.28	15	24	0.4452	-0.16	16	11	0.4170	0.44	13	29	0.1826
Dividalen	-0.54	22	16	0.1075	0.12	11	19	0.3249	-0.66	24	17	0.0443

henholdsvis 27, 59 og 28 av flatene færre karplantearter ved reanalyse, mens høyere antall arter bare ble observert i henholdsvis 4, 25 og 6 av flatene. 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 verken observert i de øvrige granskogsområdene eller i bjørkeskogsområdene.

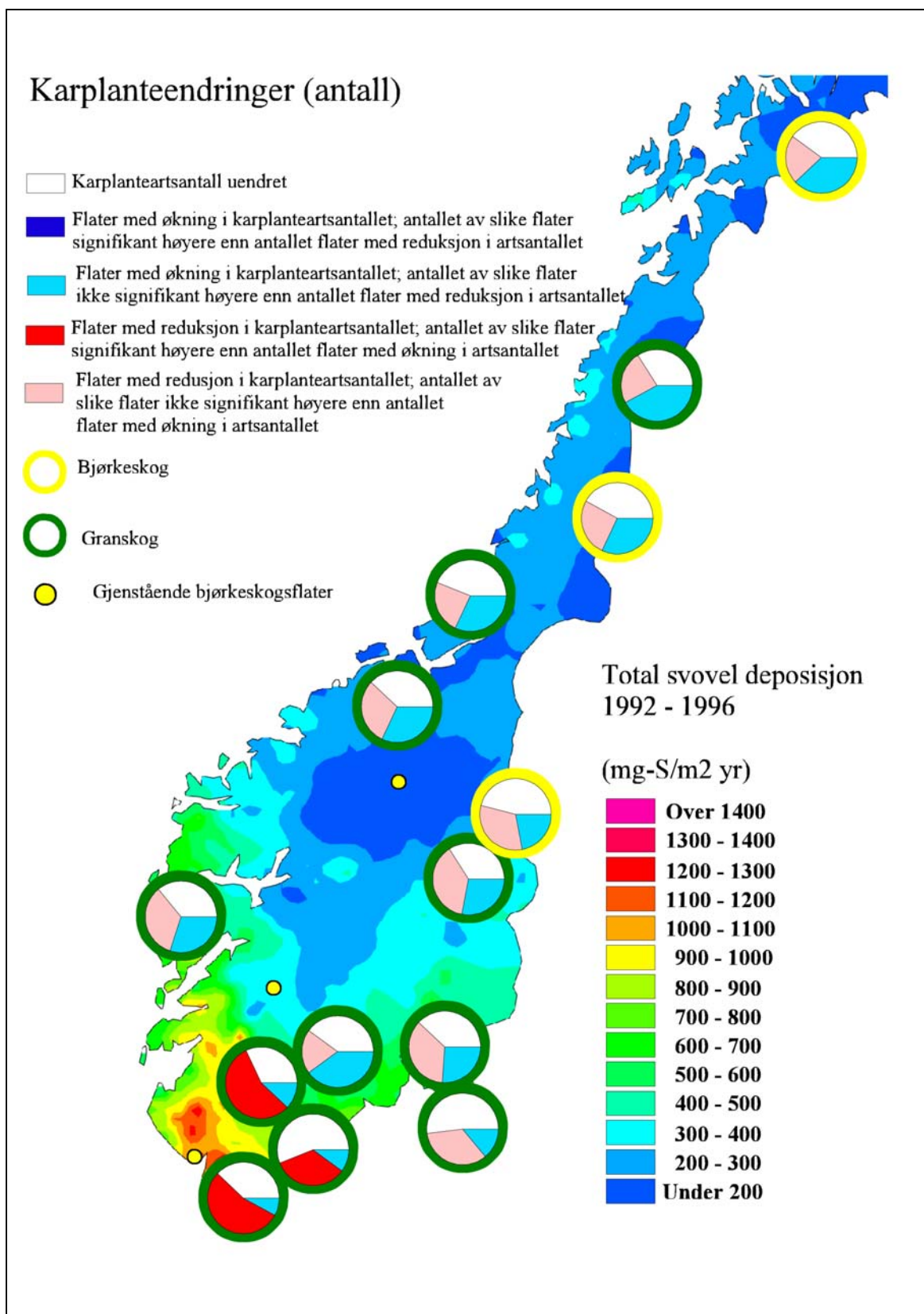


Fig. 7. Andel av prøveflater med endring i / uendret antall karplantearter mellom første og annen gangs analyse.

## Endringer i kryptogamers mengder

I 11 av de 14 områdene, 8 granskogsområder og 3 bjørkeskogsområder, var antallet mosearter som økte signifikant i mengde signifikant større enn statistisk forventet (Tab. 3, Fig. 8). Høyest antall mosearter med mengdeøkning ble observert i Solhomfjell (26 av 47 testede arter), i granskogsområdet i Gutulia (19 av 36 testede arter) og i Otterstadstølen (12 av 46 testede arter).

I 5 av områdene – Grytdalen, Bringen, bjørkeskogsområdet i Gutulia, Urvatnet og Øyenskavelen – var også antallet mosearter med signifikant mengdereduksjon signifikant større enn forventet.

Eksempler på arter med mengdeøkning i flere områder er store skogsmoser som *Dicranum fuscescens* (6 granskogsområder), *Dicranum scoparium* (8 granskogsområder), *Polytrichum formosum* (3 granskogsområder), *Plagiothecium undulatum* (2 granskogsområder) og *Pleurozium schreberi* (3 granskogsområder og 1 bjørkeskogsområde).

Antallet lavarter som avtok eller økte signifikant i mengde var ikke signifikant større enn det som var forventet (ut fra statistiske tilfeldigheter) i noen av de 2 områder der antallet lavarter var stort nok til at testen kunne utføres (Tab. 3).

## Endringer i antall kryptogamarter

I 4 av granskogsområdene, Solhomfjell, Rausjømarka, Otterstadstølen og Gutulia, ble det registrert en sterk, signifikant økning i antallet kryptogamarter (i all hovedsak mosearter) i 1- m<sup>2</sup>-flatene (Tab. 4, Fig. 9), mens signifikant reduksjon i antallet kryptogamarter ble observert i ett bjørkeskogsområde, Dividalen. I de andre områdene ble ingen signifikant endring i antall kryptogamarter observert.

## Populasjonsutvikling for etasjemose

Størrelsen på etasjemosepopulasjonene (antallet vekstpunkter) økte i alle de sju undersøkte referanseområdene i perioden 1990–2000 (Fig. 10). I de fleste områdene var populasjonsveksten sterk i periodene 1990–1993 og 1997–2000, mens stagnasjon eller nedgang ble observert i perioden 1993–1995. Svakt avvikende mønstre ble observert i Grytdalen (sterk økning 1989–1990, reduksjon 1990–1995), Otterstadstølen (minimal endring før 1998) og Gutulia (minimal endring 1996–2000). Skuddstørrelsen samvarierte i noen grad mellom områdene i de ulike årene (Fig. 10); i alle områdene ble små skudd registrert omkring 1995 mens maksimal størrelse (med unntak for det nordligste området) ble registrert i 1999 eller 2000 (de tre sørligste områdene).

Den klimabaserte vekstindeksen varierte sterkt mellom år, og viste dessuten regionale variasjonsmønstre. Samvariasjonen var sterk mellom de tre sørligste områdene (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen), med økende variasjon mellom år mot sør. Tendensen til større variasjon mellom år i mer oseaniske områder ble forsterket av den særdeles sterke variasjonen i Otterstadstølen, det sterkest oseaniske området (Fig. 10). 1991-, 1999- og 2000-generasjonene av utvokste segmenter hadde i disse områdene ifølge indeksen særlig gunstige vekstforhold. I de to nordligste områdene, Gutulia og Granneset, avvek

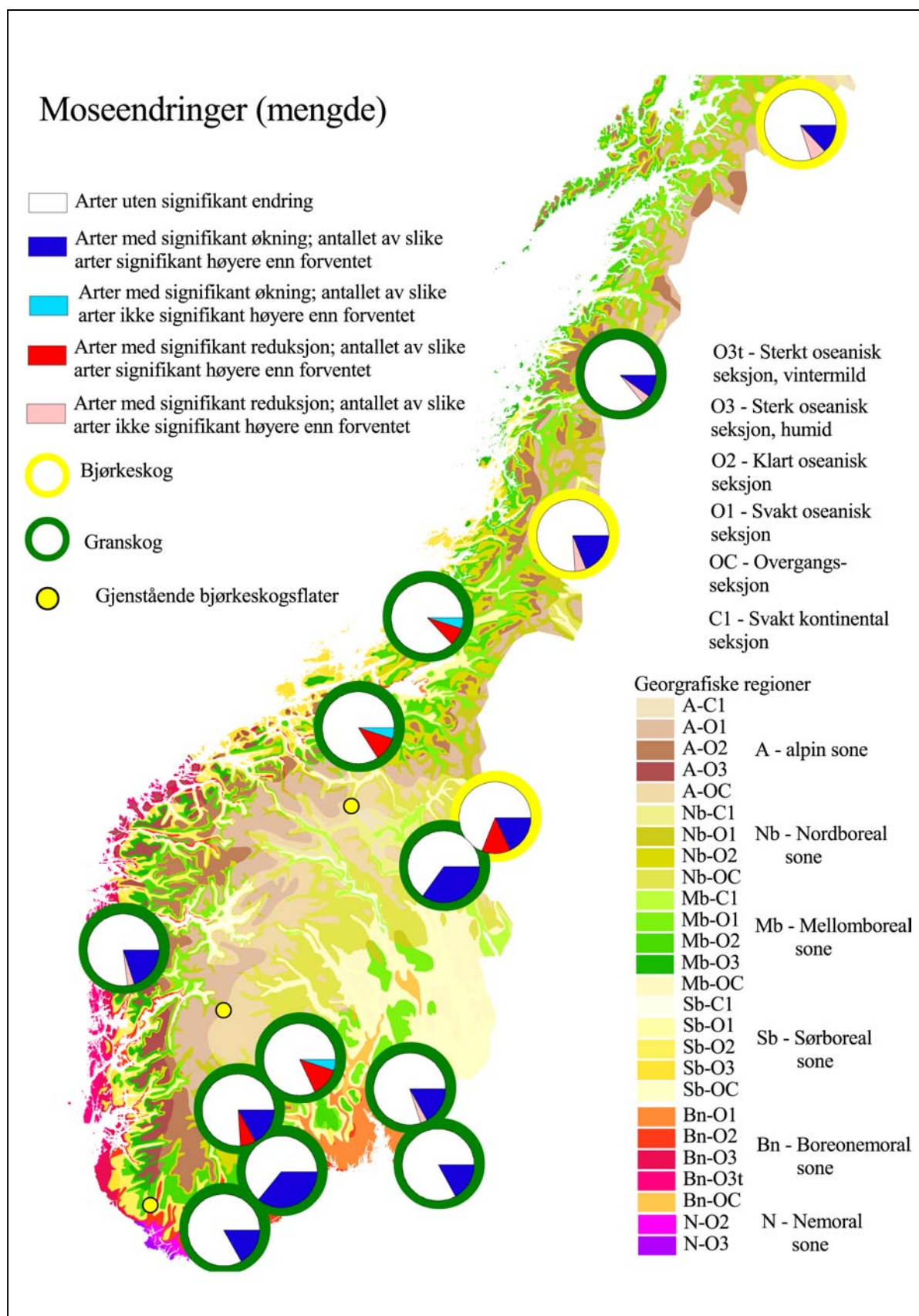


Fig. 8. Andel av moseartene hvis mengde har endret / ikke endret seg signifikant mellom første og annen gangs analyse.

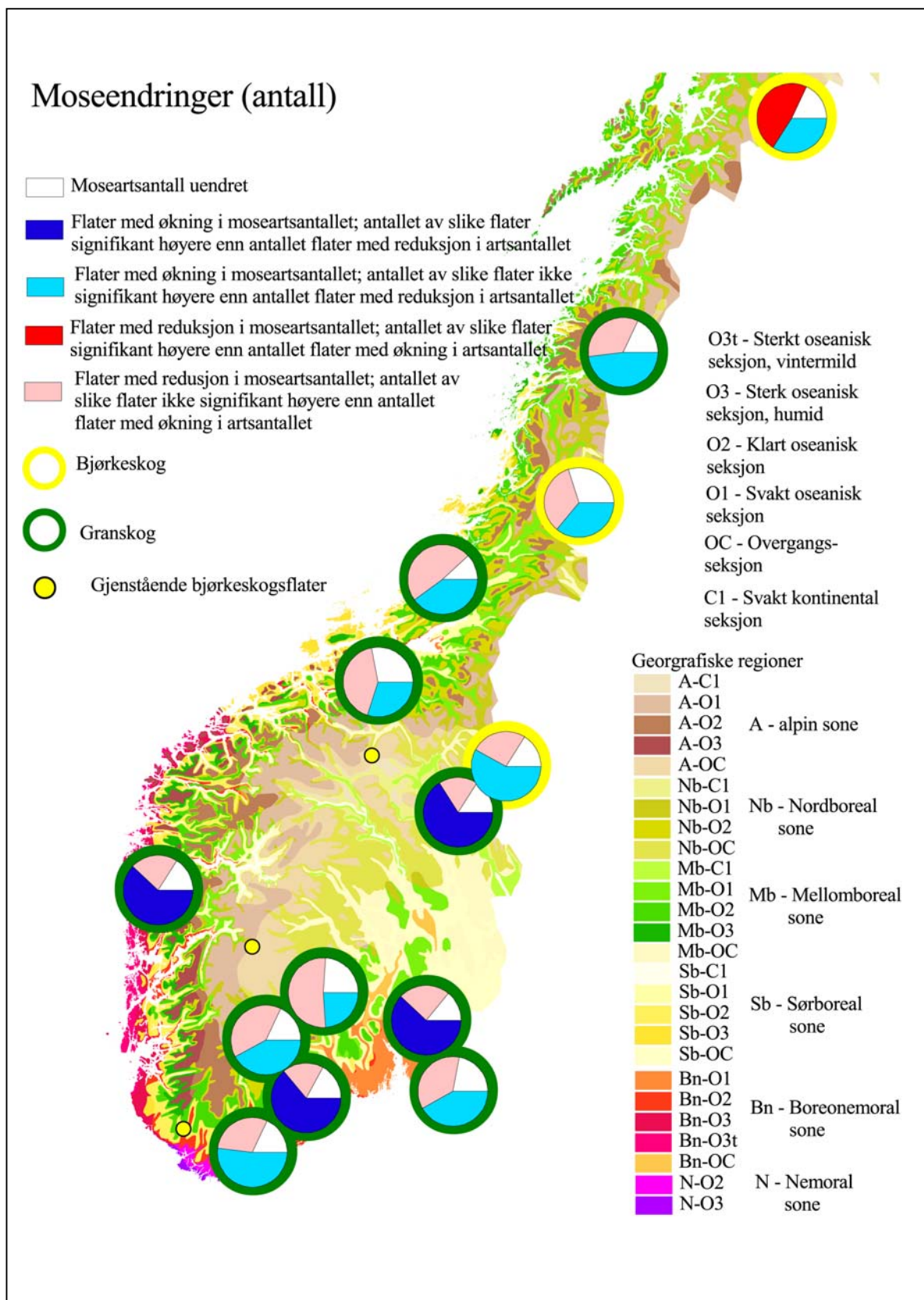


Fig. 9. Andel av prøveflater med endring i / uendret antall mosearter mellom første og annen gangs analyse.

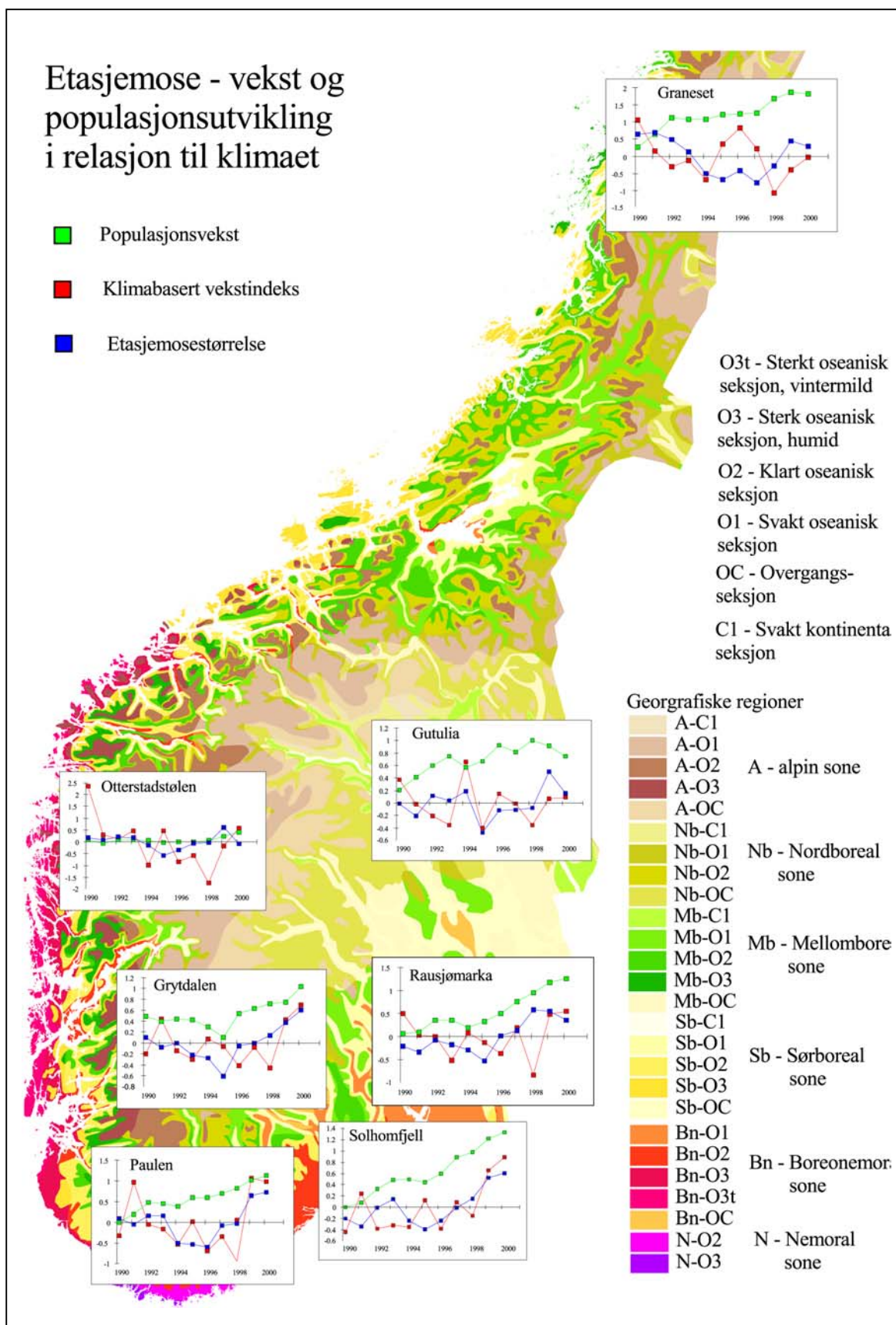


Fig. 10. Vekst og populasjonsutvikling hos etasjemose (*Hylocomium splendens*) i relasjon til klimautviklingen i perioden 1990 til 2000.

variasjonsmønsteret for den klimabaserte vekstindeksen (og størrelsen på utvokste segmenter) på mange punkter fra det som ble observert for de sørligste områdene.

Det var en viss, men ikke sterk, samvariasjon mellom etasjemosestørrelsen og endring i antallet vekstpunkter (Kendall's korrelasjonskoeffisient:  $\tau = 0,215$ ,  $P = 0,009$ ), det vil si at det var en tendens til bedre populasjonsutvikling når skuddene var store.

Svingningene i populasjonsindeksen og segmentstørrelsen var mye mer dempet enn svingningene i den klimabaserte vekstindeksen. Likevel ga vekstindeksen en god indikasjon på om størrelsen på årets utvokste segmentet ville avvike fra fjorårets (Kendall's korrelasjonskoeffisient:  $\tau = 0,343$ ,  $P < 0,0001$ ).

## Diskusjon

### Endringer i karplantemangfold som kan tilskrives langvarig jordforsuring

Resultatene viser at karplanteendringene har et regionalt mønster

- Signifikant reduksjon i mengde for mange karplantearter i de 5 sørligste/sørøstligste granskogsområdene, mens ingen arter har signifikant økning. I de nordlige områdene, inkludert bjørkeskogsområdene, er antallet karplantearter med økning og reduksjon i mengde med ett unntak (bjørkeskogen i Dividalen der flere grasarter er redusert, trolig pga. økt beitetrykk) omtrent like stort. Enkelte arter med signifikant reduserte mengder i flatene i sør øker i enkelte nordlige områder. Det regionale mønsteret vil eventuelt bli forsterket ytterligere hvis tilsvarende karplanteendringer blir funnet i de 2 sørligste bjørkeskogsområdene når reanalysedata fra alle disse foreligger i 2002.
- Antall karplantearter pr. flate er signifikant redusert i 3 av de sørligste områdene; i gjennomsnitt med 0.6 (Solhomfjell) til 0.9 (Grytdalen og Paulen) arter pr. flate i løpet av 5 år.
- I 2 av de 5 områdene i sørøst-Norge (Solhomfjell og Bringene) som har reduserte mengder for mange karplantearter, er også artsammensetningen flatene fra de mest næringsrike voksestedene endret signifikant i retning av vegetasjon typisk for fattigere voksesteder. Den sterkeste endringen i artssammensetning er registrert i Solhomfjell, der prøveflateantallet er størst.

T. Økland (1999) peker på overensstemmelsen mellom mønsteret i karplanteendringer fra første til annet omløp i 5 av NIJOS' overvåkingsområder og mønsteret for langtransporterte luftforurensninger. Etter at data fra alle 11 granskogsområdene og fra 3 av bjørkeskogsområdene nå er analysert med hensyn på endringer, trer dette mønsteret enda tydeligere fram.

R. Økland & Eilertsen (1996) og R. Økland et al. (2000a) trekker fram en rekke indikasjoner på at karplanteendringene i Solhomfjell representerer en langtidsstrend. Denne tolkningen kan overføres til nettverket av flater for intensivovervåking i skog idet den blir styrket av (1) at endringsmønsteret er helt konsistent for flere av de sørligste områdene (se også T. Økland 1999) og (2) at de har funnet sted i ulike områder uavhengig av observasjonsperiode (se Tab. 1).

Ifølge R. Økland & Eilertsen (1996) og R. Økland et al. (2000a) pågår det en justering av artssammensetningen, slik at den blir mer lik den som er typisk for fattigere voksesteder. At vi likevel observerer at den totale *artssammensetningen* endrer seg lite eller ikke i det hele tatt i mange områder skyldes *i dette tilfellet* trolig at ulike plantegrupper har respondert på ulike faktorer (jf. tolkningen ovenfor og diskusjonen nedenfor av endringer i mosedekket). Endringene for én plantegruppe kan derfor ha vært for svake til å resultere i en signifikant totaltrend, fordi de oppveies av motsatte trender i en annen gruppe eller overskygges av tilfeldige svingninger innen andre grupper. Den sistnevnte forklaringen støttes av at sterkt signifikant forflytning i ordinasjonsdiagrammet ble påvist i Solhomfjell,



der materialet er vesentlig større enn i de andre overvåkingsområdene. Dersom de observerte endringene vedvarer og forsterkes over tid, vil vi imidlertid forvente signifikante prøveflateforflytninger i ordinasjonsdiagrammene også for de andre områdene.



I tidligere arbeider (R. Økland 1995a, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1999, R. Økland et al. 2000a) har karplanteendringene i sør blitt tolket som en langsom tidsforskjøvet respons på en jordforsuringsprosess som har pågått gjennom det meste av det tjuende århundret. Dette støttes

Fig. 11. Karplanter på noe rikere grunn i granskog.

Foto: Tonje Økland.

av at det først og fremst er arter med preferanse for moderat næringsrike voksesteder i skogen (Fig. 11; og som unngår de næringsfattigste stedene), slike som teiebær (*Rubus saxatilis*), gaukesyre (*Oxalis acetosella*) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), som har avtatt i mengde i områdene i sør. Begge de sistnevnte har dessuten økt mengde i flatene i noen av de nordlige granskogsområdene.

Arter med moderate næringskrav er særlig sårbare for jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, Dahl 1988, Wittig 1988): Eksperimentelle undersøkelser av gaukesyre (*Oxalis acetosella*) og andre næringskrevende skogsarter foretatt i Sør-Sverige viser at en rekke av disse artene vokser og spirer svært dårlig i sur jord (Falkengren-Grerup & Tyler 1993b, 1995). At jordas surhetsgrad i seg selv er viktig, vises ved at veksten ikke stimuleres ved tilsetning av Ca, Mg eller K (Falkengren-Grerup 1995a) eller N (Falkengren-Grerup 1993) om ikke pH i jorda samtidig heves. Arter med store krav til næringsinnholdet i jorda stiller også store krav til nitrat som nitrogenkilde (Falkengren-Grerup & Lakkenborg-Kristensen 1994, Falkengren-Grerup 1995b). De lave nitratkonsentrasjonene i den sure jorda har derfor blitt trukket fram som mulig forklaring på slike arters lave toleranse overfor sur jord (Falkengren-Grerup et al. 1995). Denne hypotesen svekkes imidlertid sterkt ved påvisningen av et stort opptak av organisk nitrogen hos boreale karplantearter (Näsholm et al. 1998), og den svekkes ytterligere ved at det totale nitrogeninnholdet i jorda i mange av områdene økte signifikant fra første til annet omløp (se T. Økland 1999).

Toksisk virkning av  $Al^{3+}$  har også vært nevnt som en mulig medvirkende faktor til næringskrevende karplantearters mengdereduksjon i sur jord (Falkengren-Grerup & Tyler 1993a). Eksperimenter med *Oxalis acetosella* i sur barskogsjord i Tyskland (Rodenkirchen 1994, 1998a, 1998b) antyder at også Ca kan spille en sentral rolle for kontroll av vekst og vitalitet.

Vi tolker endringene som en tidsforskjøvet reaksjon på endringer i jordkjemi på tidsskalaer lengre enn ti år og romlige skalaer over en meter, fordi:

- vi ikke finner noen klare trender i endringer i jordkjemi som kan relateres direkte til karplanteendringene (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1999, R. Økland et al. 2000a)
- endringene ser ikke ut til å avta til tross for reduksjonen i nedbørens surhetsgrad som følge av redusert tilførsel av forsurende komponenter (se Aas et al. 2000).

En biologisk forklaring på tidsforskjøvet respons er at de fleste av karplanteartene i granskog er klondannende, med langlevete enkeltskudd (se R. Økland 1995b). R. Økland (1995d) skisserer et scenario for mengdereduksjon av slike arter som en tidsforskjøvet respons på endrete miljøforhold, frambrakt av at dødeligheten er høyere enn rekrutteringen over lang tid: Endringer av voksestedsbetingelsene i ugunstig retning fører til en langsom og gradvis størrelses- og vitalitetsreduksjon. Fordi forgreining og kjønnet formering hos klonale karplanter er positivt størrelsesavhengig mens mortaliteten er negativt størrelsesavhengig (Harper 1977, Meagher & Antonovics 1982, Nault & Gagnon 1993, Tanner 2001), avtar enkeltskuddenes forventete levealder over tid. Det gjør også sannsynligheten for at nye skudd utvikles ved forgreining av etablerte skudd og sannsynligheten for blomstring, vellykket frøsetting og dermed for nyetablering ved spiring fra frø. En analyse av data fra Solhomfjell-området for perioden 1988–98 passer inn i dette scenariet; alle næringskrevende karplantearter i tilbakegang var karakterisert av et svært lavt antall nyetableringer i tiårsperioden (R. Økland et al. 2000a).

Mengde- og/eller forekomstøkning for nitrofile arter som f.eks. geitrams (*Epilobium angustifolium*), bringebær (*Rubus idaeus*) eller brennesle (*Urtica dioica*), er rapportert fra Finland (Nieppola 1992), Sverige (Brunet et al. 1997, 1998) og Mellom-Europa (se Wittig et al. 1985, Rost-Siebert & Jahn 1988, Hofmann et al. 1990, Bürger 1991, Becker et al. 1992, Thimonier et al. 1994), blant annet som følge av økt nitrogendeposisjon. I Norge er det så langt ikke påvist framgang for nitrofile arter verken i granskog eller i bjørkeskog (jf. T. Økland 1999, Bakkestuen et al. 2000, 2001, R. Økland et al. 2000a), mens endringer i lyngheivevegetasjonen langs vestlandskysten fra lyng- mot grasdominans har vært forklart som resultat av nitrogen gjødsling (Fremstad 1992).

Årsaken til at tilsvarende endringer ikke er observert i skog, til tross for at økning i den totale nitrogenmengden er registrert i flere områder bare i løpet fem år (se T. Økland 1999), kan ha sammenheng med de kriterier som er lagt til grunn for valg av overvåkingsområdene; urørthet, høy bestandsalder (naturskog) og vern. Disse kriteriene er nødvendige for at man så langt som mulig unngår endringer relatert til hogstsuksesjoner, da slike suksesjoner ville ha redusert mulighetene for tolkning av endringer relatert til menneskeskapt påvirkningsfaktorer. I skog med liten eller ingen hogstpåvirkning er imidlertid nitrofile arter ikke et typisk, naturlig innslag i vegetasjonen. På grunn av at disse områdene som regel også ligger langt fra steder med sterk kulturpåvirkning, kan spredningsbarrierer (cf. Brunet & von Oheimb 1998, Graae 2000) også ha bidratt til å hindre nyetablering av nitrofile arter i områdene.

Smyle (*Deschampsia flexuosa*) regnes ikke som direkte nitrofil, men er antatt å bli begunstiget av nitrogenøkning i jorda (se f.eks. Aerts & Berendse 1988).

Med unntak av en svak økning av smyle i Solhomfjell fra 1988 til 1993, som imidlertid ble oppveiet av reduksjon fra 1993 til 1998 (R. Økland et al. 2000a), er det ingen indikasjoner i vårt materiale på at arten har økt i mengde i norske gran- og bjørkeskoger i denne perioden, til tross for at nitrogen-nedfallet har forblitt høyt. I de andre områdene har denne arten enten avtatt i mengde (for eksempel i Rausjømarka og Granneset; se T. Økland

1999) eller ikke hatt noen signifikant endring. Smyle har heller ikke økt i mengde i langtidsserier fra Karlshaugen i Akershus (Nygaard & Ødegaard 1999).

Selv om nitratkonsentrasjonene i jordvann fra norske overvåkingsstasjoner i granskog fortsatt er lave (jf. Aamlid et al. 1999) og nitrogenlekkasje fra barskogsjord derfor sannsynligvis ennå ikke forekommer i utstrakt grad (jf. Binkley & Högberg 1997) kan likevel fortsatte N-tilførsler på dagens nivå få drastiske, langsiktige effekter på skogøkosystemet. Lokal nitrogenmetning av skogsjord med påfølgende nitrogenlekkasje vil sannsynligvis utløse en ny omdreining av forsøringskarusellen, med følger både for skogsjord og ferskvann (Stuanes & Kjønaas 1998, Wright 1999). Videre vil nitrogenlekkasje medføre utvasking av kationer som f.eks. Mg fra jordas kationforråd, og føre til næringsubalanse i planter (Abrahamsen et al. 1994, Sandvik et al. 1995). Det kan ikke utelukkes at nitrogennedfallets forsurende virkning har bidratt til karplantereduksjonen i de sørligste granskogsområdene.

Også enkelte arter som er typiske for fattigere voksesteder har avtatt i mengde, for eksempel tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*). Det er framsatt flere hypoteser til forklaring av disse endringene (se T. Økland 1999 og R. Økland et al. 2000a, Bakkestuen et al. 2001). Forsuring kan heller ikke utelukkes som en medvirkende årsak. Disse endringsmønstrene bør undersøkes nærmere.

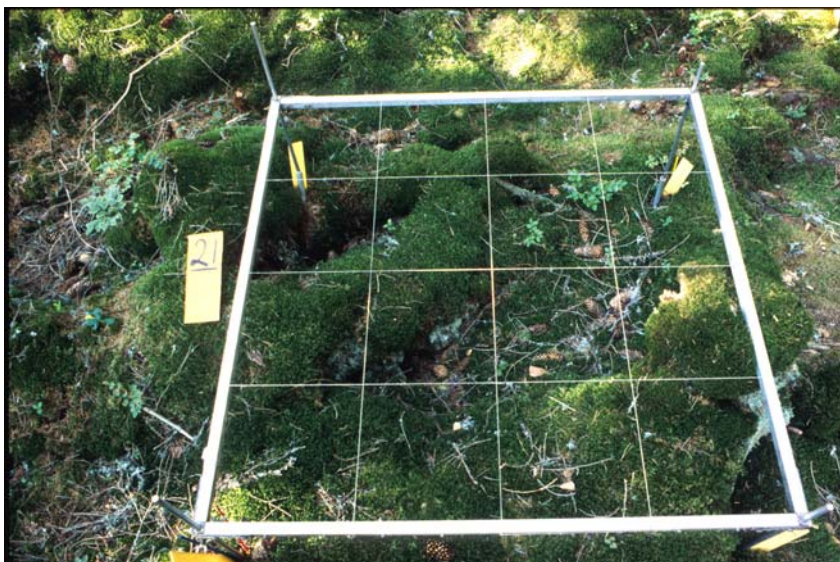
R. Økland et al. (2000a) rapporterer om forflytning i ordinasjonsdiagrammet for prøveflater fra Solhomfjell-området, både fattige og rikere, i retning av flater med vegetasjon typisk for tørrere voksesteder og under trær eller i tette trebestander. R. Økland et al. (2000a) lanserer den registrerte økte tretilveksten i området som en mulig forklaring på slike karplanteendringer; spesielt for arter typisk for fattigere granskog da de fleste av disse forekommer i større mengder i de fuktigere, mer lysrike åpningene i skogen. En tilsvarende prøveflateforflytning er observert i 3 områder (Lundsneset, Grytdalen og Rausjømarka), mens forflytning i motsatt retning ble observert i 4 områder (Paulen, Bringen, Otterstadstølen og Øyenskavelen). Dataene for tretilvekst er foreløpig ikke analysert for disse områdene, men i noen av de sørligste områdene ble gjennomsnittlig kronetetthet redusert med 6-7 % i femårsperioden.

Vi konkluderer at mengdereduksjon og redusert artsantall for karplanter i granskog i sørlige deler av Sør-Norge, særlig i skog på litt mer næringsrik grunn, i den første femårsperioden av vegetasjonsøkologisk, intensiv overvåking, er relatert til en langsiktig forsuring av jordsmonnet som igjen er et resultat av tilførsler av langtransporterte luftforurensninger (R. Økland 1995a, 1995d, R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000a). Ettersom 2 av de sørlige bjørkeskogsområdene ikke er reanalysert, vet vi ennå ikke om det samme regionale mønsteret vil bli funnet for bjørkeskog, men endringene i de nordlige områdene som er analysert hittil er omtrent som i granskogsområdene.

## **Endringer i mosemangfold som kan tilskrives klimaforhold**

Endringer i mosefloraen (Fig. 12) viser et helt annet mønster enn endringene i karplantefloraen; det er ingen klar forskjell fra de sørlige og sørøstlige områdene til områdene i nord; altså ingen tydelig geografisk trend. Det er så langt heller ikke funnet noen tydelig forskjell mellom granskog og bjørkeskog, men vi kan ikke trekke sikre konklusjoner om dette før endringer mellom første og annet analyseomløp er analysert for de resterende 3 andre bjørkeskogsområdene. For 11 av de 14 områdene der endringer fra første til annet omløp er analysert, er det imidlertid påvist signifikant mengdeøkning for et signifikant høyere antall mosearter enn statistisk forventet. I 2 av områdene (granskogen i

Solhomfjell og i Gutulia) er signifikant mengdeøkning påvist for over 50% av artene i femårsperioden. Det samlede antallet mose- og lavarter har økt signifikant i 4 av granskogsområdene, i gjennomsnitt med 1-2 arter pr. flate, mens det er redusert i bjørkeskogen i Dividalen på grunn av reduksjon i antall lavarter (Bakkestuen et al. 2000). Disse resultatene indikerer at det er andre årsaker til endringer i bunnsjiktet enn i karplantesjiktet.



De popula-  
sjonsbiologiske  
undersøkelsene av  
etasjemose som er  
gjennomført årlig fra  
1990 i til sammen 7  
av de 11 granskogs-  
områdene gir oss  
nøkkelen til å forstå  
bunnsjiktsendringene.  
Etasjemose er en  
typisk boreal bar-  
skogsmose som er  
representativ for et  
stort flertall av  
moseartene i skog-

Fig. 12. Store skogsmoser er i framgang, både i gran- og bjørkeskog.  
Foto: Tonje Økland.

bunnen (R. Økland 1995c, 1997b).

Antallet etasjemosevekstpunkter (registrert om høsten som et uttrykk for populasjonsstørrelsen) økte i alle de sju undersøkte områdene i perioden fra 1990 til 2000. Dette har flere ulike årsaker. En av de viktigste bestemmende faktorene for vekstpunktantallet er størrelsen på de utvokste segmentene, fordi størrelsen kontrollerer mosens forgreiningshyppighet (R. Økland 1995c, 1997b). Sannsynligheten for at flere nye vekstpunkter skal utvikles fra et segment øker, og risikoen for å terminere (ikke lage noen nye vekstpunkter) avtar, med økende størrelse. Dette forklarer at vi i resultatene finner en sammenheng mellom utviklingen i størrelsen på utvokste segmenter og utviklingen i vekstpunktantallet.

Resultatene viser en signifikant sammenheng mellom størrelsesutviklingen for etasjemose og klimaforholdene: Store segmenter er særlig observert etter vekstsesonger som var særlig lange og/eller fuktige, f.eks. på grunn av milde, fuktige høster. Resultatene viser dessuten at størrelsesutviklingen for etasjemose har en "innebygget treghet"; størrelsen på utvokste segmenter i en segmentgenerasjon vil "bufre" størrelsesutviklingen i neste segmentgenerasjon (R. Økland 1997b). Dette skyldes at store segmenter har større innhold av ressurser og derfor kan gi større "subsidiar" til nye vekstpunkter, som derfor får en bedre start og blant annet vokser raskere i tidlige utviklingsfaser, får større overflate, blir i stand til å "fange opp" mer vann og næringsstoffer, og dermed til å vokse seg større (Tamm 1953, Myrmæl 1993). Klimaet i et år vil derfor ikke bare kunne påvirke moseveksten ikke bare det påfølgende året, men også bidra til å dempe størrelsessvingningene i kommende segmentgenerasjoner. År med særlig gunstig klima var 1988, begynnelsen av 1990-tallet og fra 1996 til årtusenskiftet, noe som altså gjenspeiler

seg i etasjemosens populasjonsutvikling.

Endringen i antall vekstpunkter påvirkes imidlertid ikke bare av størrelsesutviklingen; også andre faktorer bestemmer hovedstengelens forgreiningshyppighet. I tette mosematter slipper lite lys ned til hovedstengelen med sine hvilende skuddanlegg, og forgreiningsraten blir lav selv om skuddene er store (R. Økland & T. Økland 1996). Dette begrenser økningen av populasjonsstørrelsen.

Uregelmessigheten i smånagertoppår gjennom 1990-tallet, som for de sørlige områdene kan skyldes de mange milde vintrene (Framstad 2000), kan ha virket positivt inn på mosepopulasjonene, ettersom store smågangerpopulasjoner reduserer mosepopulasjonene ved opprotting og beiting (R. Økland 1995c, Rydgren et al. 2001).

Det er all grunn til å anta at populasjonsutviklingen også for andre ektohydriske mosearter enn etasjemose (det vil si et stort flertall av skogbunnsmosene) styres av de samme klimafaktorene som er viktige for etasjemose (jf. R. Økland 1994, 1995d). Dette støttes av at mange mosearter viser samme endringsmønstre, også mellom påfølgende enkeltår (R. Økland 1995d).

Lokale/regionale klimavariasjoner og, i særlig grad, variasjon i klimaforhold mellom år, forklarer at det ikke er noe tydelig geografisk mønster for moseendringene. Vi konkluderer at den sterke mengdeøkningen for et flertall av moseartene i granskog og bjørkeskog over store deler av Sør-Norge i den første femårsperioden av vegetasjonsøkologisk overvåking skyldes de mange gunstige vekstsesongene i perioden 1988–2000 (R. Økland 1995a, 1995d, 1997b, R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000a).

## Scenarier for framtidig utvikling av biologisk mangfold i skogbunnen

Karplanteendringene i granskogsområdene i Sør- og Sørøst-Norge kan på sikt resultere i en utarming av artsmangfoldet i skogbunnen. Bare fortsatt overvåking vil kunne gi svar på omfanget av denne utarmingene i granskogen og om en tilsvarende utarming også finner sted i bjørkeskogen. Det er verdt å legge merke til at endringene som er observert i granskogen har funnet sted samtidig som tilførselene av langtransportert svovelforurensning har blitt redusert. Dersom vår tolkning, at endringene er en tidsforskjøvet respons på langvarig forsuring av jorda, viser seg å holde stikk, vil bare en videreføring av intensivovervåkingen kunne gi svar på hvor lenge utviklingen vil fortsette før artssammensetningen eventuelt stabiliserer seg. Det er imidlertid også mulig at nitrogenfallet, som ikke har avtatt i mengde, har en forsurende virkning som er tilstrekkelig til å opprettholde jordas surhet på dagens nivå eller til og med føre til ytterligere forsuring (jf. Sandvik et al. 1995, Stuanes & Kjønås 1998).

Positive interaksjoner mellom mosearter (*mutualisme*) er normalt viktigere enn negative interaksjoner (*konkurranse* og *amensalisme*) i boreal granskog (R. Økland 1994, 1995d, R. Økland & T. Økland 1996). Mosenes mengdeøkning etter 1988 har imidlertid ført til utstrakt gjenvoksning av åpninger i bunnsjiktet. R. Økland & T. Økland (1996) viser for *Hylocomium splendens* at med økende skuddtetthet øker også sannsynligheten for at små skudd begraves i mosematta. Når et skudd først er begravd, kommer det ofte inn i en ond sirkel der lysmangel reduserer veksten og fører til at skuddet begraves dypere og i løpet av få år dør (R. Økland 2000). Ifølge R. Økland (2000, se også Rydin 1997) kan mekanismen generaliseres til blandingsbestander med flere arter. Små moseskudd og, mer generelt, små arter, vil derfor være sårbare for mengdereduksjon i "flaskehalssituasjoner" med høy mosematte-tetthet. Våre resultater antyder at slike situasjoner kan inntreffe når

forholdene for mosevekst har vært gunstige i mange år, uten tilbakeslag på grunn av klima, smånagertoppår eller andre forstyrrelser. Bare fortsatt intensivovervåking kan gi svar på hvor hyppig slike situasjoner normalt inntreffer, hvor lang varighet de har, om de inntreffer med økende hyppighet og om "flaskehalssituasjoner" med lang varighet kan føre til en utarming av mosefloraen.

Sannsynligvis er det også en kobling mellom mosevekst og karplanteendringer. Mosedekketts beskaffenhet virker inn på den naturlige regenereringen, både av trær og andre karplanter, 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). Tette mosematter er også mindre gunstige habitater for etablering av frøplanter enn f.eks. naken mineraljord eller naken ved, fordi mosematter lettere tørker ut og derfor er et mer tørkeutsatt miljø med sterkere variasjon i fuktighetsforholdene (Arnborg 1942, Yli-Vakkuri 1961, Hofgaard 1993, Ohlson 1999). Økt mosevekst på grunn av endringer i de klimatiske forholdene vil derfor på sikt kunne ha negativ effekt på karplanteartsmangfoldet.

## Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking - diskusjon av noen metodiske aspekter og betydning for framtidig overvåking

De klare sammenhengene mellom mønster for langtransportert forurensing, klimaforhold og vegetasjonsutvikling som er påvist i den vegetasjonsøkologiske overvåkingen av blåbærdominert skog, viser at *Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking* fyller sitt hovedformål som er å muliggjøre tidlig identifisering av små systematiske endringer som kan representere en langtidstrend (T. Økland 1990, 1996, R.



Fig. 13. Typisk makroflate på næringsfattig grunn i bjørkeskog.  
Foto: Odd Stabbetorp.

Økland & Eilertsen 1993). Valget av en samplingmetodikk som sikrer spredning av prøveflatene (Fig. 13) langs de viktigste økologiske kompleksgradientene i overvåkingsområdet (T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993) er etter vår oppfatning grunnlaget for metodens suksess. Målinger av en rekke

miljøvariabler og tresjiktsvariabler i tilknytning til prøveflatene er også viktige og fyller to formål: 1) De er nødvendige for den økologiske tolkningen av vegetasjons-gradientene,

som i sin tur er et helt nødvendig kunnskapsgrunnlag for å kunne forstå endringer over tid. 2) Mange miljøvariabler og tresjiktvariabler er i seg selv indikatorer for overvåking (for eksempel trevitalitetsindikatorer). Registreringen av mange miljøvariabler åpner også muligheten for f.eks. å finne vertikale relasjoner mellom endringer i trestilstand, undervegetasjon og jordkjemi og gir et solid grunnlag for å utvikle og å diskutere hypoteser for årsaker til endringer i artssammensetning som over tid observeres i vegetasjonsflatene.

Datainnsamlingsmetodene som er valgt for intensivovervåkingen i skog gir muligheter for parallell bruk av flere ulike statistiske analysemetoder, både flervariabel og envariabel, til analyse av endringer i flere ulike indikatorer for biologisk mangfold. Våre resultater demonstrerer klart de store fordelene ved en strategi som åpner for flere parallelle innfallsvinkler: Mens den totale artssammensetningen (forflytning av prøveflater langs tolkete ordinasjonsakser; totalt artsantall) ikke gjennomgående viser klare trender, finnes konsistente endringsmønstre for variabler som uttrykker endring i det biologiske mangfoldet innen enkeltsjikt (antall karplantearter og antall mosearter, som øker, henholdsvis avtar, i mengde).

Overensstemmende utviklingstendenser i flere intensivområder som inngår i et nettverk er nødvendig for å gi styrke til regionale forklaringsmodeller. Et overvåkingsopplegg for en naturtype må derfor omfatte et tilstrekkelig antall overvåkingsområder fra naturtypen. Ved overvåking av biologisk mangfold (artsrikdom, artsmengder, artssammensetning) i forhold til regionale påvirkningsfaktorer som klimaendringer og lufttransporterte forurensninger, bør områdeantallet velges som et kompromiss mellom det teoretisk optimale (uendelig mange!) og det som er praktisk-ressursøkonomisk mulig. Viktige kriterier for valg av et område er at det er vernet og at det inneholder variasjon innenfor den aktuelle naturtypen (se s. 4; T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Lawesson et al. 2000). Skoghistoriske undersøkelser, som gir viktig bakgrunnsinformasjon for tolkningen av endringer, bør inngå som en del av grunnlagsundersøkelsene ved etablering av intensivovervåking i nye naturtyper og gjennomføres i etablerte intensivområder der dette ikke allerede er utført.

Betydningen av at stor nok variasjon innenfor en naturtype blir inkludert i prøveflateutvalget fra hvert referanseområde kommer klart fram gjennom våre resultater. Hvis middels rike granskoger ("lågurtgranskog") ikke hadde blitt inkludert i granskogsovervåkingen fra starten i 1988, ville tilbakegangen for karplanter ikke ha blitt fanget opp.

Tidsintervallet mellom hver reanalyse må vurderes separat for hver enkelt naturtype og for hver enkelt indikator som skal overvåkes. Våre erfaringer tilsier at i skog er 5 års omløpstid velegnet for vegetasjon og trevariabler, mens det med fordel kan gå lengre tid mellom hver gang jordkjemiske analyser blir foretatt. Variasjonen i jordkjemiske faktorer på fin tidsskala (innen en vekstsesong og mellom år) er så stor at sikre langtidstrender synes vanskelige å skille fra korttidsvariasjon ved reanalyse hyppigere enn hvert tiende år (jf. Jensen & Frogner 1994, Jensen 1995, R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1999).

Den populasjonsbiologiske langtidsundersøkelsen av etasjemose har pågått i Solhomfjell-området og seks av NIJOS' referanseområder for vegetasjonsøkologisk overvåking av granskog siden 1990. Undersøkelsen har vist at ektohydriske mosers populasjonsegenskaper har stor verdi i seg sjøl som indikatorer på klimasvingninger og klimaendringer (cf. Potter et al. 1995, R. Økland 1997b). Ved påvisning av godt samsvar mellom populasjons- og størrelsesutvikling og endring i smårutefrekvens (R. Økland et al. 2000a) for denne typiske mosearten har denne undersøkelsen også lagt grunnlaget for generalisering av en forklaringsmodell fra en art undersøkt i 7 områder til moser i sørnorsk granskog mer generelt. Det vell av nyansert informasjon om størrelsesavhengig

forgreining, klimaavhengig vekst, bevegelsesdynamikk, regional variabilitet i populasjonsegenskaper etc. som en slik populasjonsundersøkelse bringer til veie er dessuten av uvurderlig betydning for innsikt i de økologiske mekanismer bak endringer i vegetasjonen. Det har vært til stor fordel for populasjonsstudiene at de er utført innenfor en vegetasjonsøkologisk ramme, i permanente vegetasjonsflater der de økologiske forholdene er grundig beskrevet (van der Maarel 1984, Rydgren 1997).

Langsiktige populasjonsstudier av karplanter i rikere granskog ville på samme vis kunne gi viktige bidrag til økt innsikt i de mekanismene som er involvert i endringer i disse artenes mengde, og til å muliggjøre testing av vår hypotese om at mengdereduksjonene for næringskrevende arter i rikere granskog er et resultat av at avdøingen er større enn rekrutteringen. Slike studier vil også kunne vise om andre samvirkende faktorer spiller inn, f.eks. tresjiktssuksesjoner eller økningen i bunnsjiktdeknning.

Verdien av populasjonsbiologiske data, det være seg jaktstatistikk eller registreringer av mosepopulasjonsutvikling, er proporsjonal med tidsserienes lengde. Mer enn ti års erfaringer med overvåking av populasjoner av etasjemose tilsier at plantepopulasjonsbiologiske indikatorer tas inn i de terrestriske naturovervåkingsprogrammene.

### **Referanseområder for intensivovervåking: naturlige valg for lokalisering av andre overvåkingsundersøkelser og for relaterte FoU-aktiviteter**

De permanente flatene i det nasjonale nettverket av flater for intensivovervåking i skog er velegnet for en rekke FoU-aktiviteter og for overvåking av andre indikatorer for biologisk mangfold. Den viktigste årsaken til dette er de store grunnlagsinvesteringene som er gjort siden 1988; den store datamengden som er bygd opp, og opparbeidet kunnskap om relasjoner mellom undervegetasjon, trær og miljøfaktorer. Aktuelle FoU-aktiviteter er for eksempel undersøkelser av relasjoner mellom vegetasjon og vegetasjonsgradienter (som overvåkes) på den ene siden og andre indikatorvariabler (som ikke overvåkes, og/eller som av praktiske og andre grunner ikke *kan* overvåkes), på den andre. Slike undersøkelser kan gjøre det mulig å modellere utviklingen i mangfoldet av organismer som ikke inngår i overvåkingsprogrammet (f.eks. insekter og mikroorganismer) på grunnlag av indikatorvariabler som blir registrert. Vi antar at slike undersøkelser vil bli sentrale i overvåkingssammenheng fordi de på sikt gjør det mulig å bruke indikatorvariabler fra den vegetasjonsøkologiske overvåkingen som *indirekte indikatorer* på biologisk mangfold for en rekke organismegrupper. Nye indikatorvariabler kan også knyttes til etablerte flater for intensivovervåking så lenge de kan registreres ikke-destruktivt og registreringen ikke medfører for sterk slitasje.

Referanseområdene for intensiv overvåking vil være naturlige valg som studieområder for basal økologisk forskning, som har til hensikt å bedre vår kunnskap om økosystemenes funksjon. Dette understrekes av at en rekke undersøkelser allerede har blitt utført i eller i tilknytning til vegetasjonsflatene, for eksempel undersøkelser av tungmetaller i etasjemose som ledd i en evaluering av moser som indikatorer på tungmetallnedfall (R. Økland et al. 1997, T. Økland et al. 1999) og populasjonsundersøkelsene av etasjemose (R. Økland 1995c, 1997b, 2000, R. Økland & T. Økland 1996). Disse tilknyttete undersøkelsene har dessuten i mange tilfeller vist seg å resultere i bedre forståelse av endringsmønstre observert i vegetasjonsflatene (f.eks. mosepopulasjonsundersøkelsens bidrag til å forstå endringer i bunnsjiktet). Flatene er dessuten velegnet for uttesting av variabler for bruk i ekstensiv overvåking.



## Videreføring av vegetasjonsøkologisk intensivovervåking innenfor det nasjonale programmet for overvåking av biologisk mangfold

Selv om den vegetasjonsøkologiske intensivovervåkingen av skog har resultert i at klare endringsmønstre over tid er påvist, reiser også overvåkingsresultatene en rekke spørsmål. Mange av disse, særlig spørsmål knyttet til videre utvikling og den langsiktige effekter på det biologiske mangfoldet dersom pågående endringer på økosystemene fortsetter, kan bare besvares gjennom videreføring av overvåkingen i det nasjonale nettverket av flater for intensivovervåking i skog. Dataserien som nå omfatter 1000 overvåkingsflater er unik i internasjonal sammenheng. Erfaringer så langt (jf. R. Økland et al. 2000a) tilsier at reanalysering av vegetasjon bør gjøres hvert femte år (som hittil) i de 10 overvåkingsområdene i granskog i NIJOS' vegetasjonsøkologiske overvåking (T. Økland 1996, 1999), TOV-overvåkingsområdet Solhomfjell og de seks overvåkingsområdene som er etablert i bjørkeskog som ledd i TOV (se Bruteig et al. 1997). Vi har i denne rapporten vist at disse områdene utgjør en naturlig enhet, et "Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog", og at synergieffekter kan oppnås ved samlet dataanalyse. Vi vil anbefale fortsatt samlet rapportering av reanalyseresultater fra enkeltprosjektene som inngår i nettverket, og at disse integreres i *ett* intensivovervåkingsprogram for skog.

Det er en rekke konkrete faglige utfordringer knyttet til analyse av intensivovervåkingsdataene. Karplanteendringene viser i løpet av første omløp et tydelig regionalt mønster, mens endringene i mosedekket kan relateres til klimaforholdene. Til tross for at disse mønstrene synes klare, reiser resultatene også mange spørsmål som krever videre dataanalyse og innsamling av nye data. Vi vil i den forbindelse nevne:

- Analyser av endringer etter fullført første omløp i alle bjørkeskogsområdene vil vise om karplanteendringer i de sør- og sørøstlige bjørkeskogsområdene svarer til dem som er rapportert fra granskogsområdene.
- Analyser av endringer etter tredje omløp (Fig. 14) i granskogsområdene (feltarbeid blir fullført i 2002) vil vise om den negative utviklingen i karplantemangfoldet fortsetter.
- Analyser av data fra framtidige reanalyser, både i granskog og bjørkeskog, vil gi grunnlag for mer presise prediksjoner av utviklingen i det biologiske mangfoldet i skogens undervegetasjon.
- Analyser av data for tretilvekst og kronetetthetsutvikling samt skoghistoriske undersøkelser i granskogsområdene kan bidra til å klargjøre i hvilken grad endringer i tresjiktet medvirker til eller samvarierer med endringer i undervegetasjonen. Etablering av dataserier for tresjiktetsvariabler kan på sikt belyse tilsvarende forhold i bjørkeskogen.
- For å få arealrepresentative, kvantitative anslag for endringene i skogbunnens arts mangfold bør indikatorer som blir registrert i intensivovervåkingen (f.eks. mengde for utvalgte enkeltarter eller artsgrupper) utvikles til egnede indikatorer for ekstensiv overvåking.
- Flere populasjonsstudier i intensivflatene, bygd på erfaringene fra etasjemosestudiene, vil bidra til å forklare mekanismene bak de observerte endringer.
- Analyser av sammenhenger mellom jordkjemiske endringer og endringer i vegetasjonen kan bidra til å sannsynliggjøre hypoteser om årsakssammenhenger. Det er likevel mye som tilsier at jordprøver bør analyseres sjeldnere enn hvert femte år (jf. T. Økland 1999, R. Økland et al. 2000a).

Vegetasjonsøkologisk overvåking i skog gjennom en tiårsperiode bekrefter tidligere antakelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993) om at undervegetasjonen (i skog) er en samling særdeles følsomme indikatorer som responderer raskt på endringer i miljøforholdene. Den strategien for integrert vegetasjonsøkologisk intensivovervåking som blir benyttet i barskog og bjørkeskog i Norge fungerer derfor som vi ved starten hadde håpet. Vår erfaring gir oss grunn til å tro at konseptet egner seg for intensiv-overvåking av biologisk mangfold også i andre naturtyper. Formålet med det planlagte overvåkingsprogrammet for biologisk mangfold tilsier at det er sterkt behov for tilsvarende data også for andre naturtyper



Fig. 14. Reanalyse (tredje omløp) i granskog i 2001.  
Foto: Harald Bratli.

(jf. Anonym 1998). Furuskogsdataene fra Solhomfjell-området kan f.eks. tjene som utgangspunkt for et nettverk av overvåkingsområder i furuskog. Tilsvarende finnes 150 flater i gransumpskog (R. Økland et al. 2000b, 2001) og 50 flater i lavalpin vegetasjon i Gutulia (Rydgren 1994), innsamlet etter samme konsept, som kan inngå i tilsvarende nettverk for disse naturtypene.

Vår entydige konklusjon, på bakgrunn av resultater framlagt i denne rapporten og erfaringer høstet gjennom 12 år, er at det nasjonale nettverket av 17 intensivovervåkingsområder som nå er etablert i skog gir et svært godt grunnlag for framtidig overvåking av biologisk mangfold i skog i Norge. Overvåkingen har gitt håndfaste bevis på at endringer finner sted, den har gitt indikasjoner på mulige årsakssammenhenger og reist mange viktige spørsmål som bare kan bli besvart dersom overvåkingen videreføres. Verdien av at de lange, verdifulle dataseriene som er bygget opp sikres gjennom det planlagte overvåkingsprogrammet for biologisk mangfold kan derfor knapt overvurderes.

Vi har pekt på de mulighetene som finnes for å videreutvikle indikatorer som blir registrert i intensivovervåkingen til indikatorer som egner seg for bruk i ekstensivovervåking. Vi har også trukket fram muligheten for å knytte flere indikatorvariabler til flatene for intensivovervåking i skog. Vegetasjonsøkologisk intensivovervåking (eksisterende data og andre data som kan samles inn fra de samme flatene) gir imidlertid også muligheter for å utvikle nye indikatorer tilpasset ulike rapporteringsbehov. Pr. i dag er datagrunnlaget for tilstandsrapportering om allmennnaturen i Norge spinkelt. Opprettelse av en artdatabank vil ikke endre dette. Vi mener at vegetasjons-overvåkingsdata bør inngå i internasjonal rapportering av biologisk mangfold. Slike data vil også være til nytte i forbindelse med nasjonal statistikk for biologisk

mangfold. Etter vår oppfatning kan resultatene fra vegetasjonsovervåkingen sammenfattes i enkle nasjonale tilstandsindikatorer som kan rapporteres som *nasjonale nøkkeltall* i meldingen om *Rikets miljøtilstand*. Egnete indikatorer kan være *gjennomsnittlig antall karplantearter resp. mosearter i 1000 fasteflater for intensivovervåking i skog*, og *andelen av karplantearter resp. mosearter som har avtatt resp. økt i mengde i det nasjonale nettverket av intensivovervåkingsområder*. Dersom det nasjonale nettet fortettes, vil slik rapportering også kunne gjøres for landsdeler eller mindre geografiske enheter.

## Konklusjon

### **Hovedkonklusjon:**

**Vi anbefaler at de 17 overvåkingsområdene som inngår i det nasjonale nettverket av flater for intensivovervåking i skog utgjør grunnstammen i intensivovervåking i et nasjonalt overvåkingsprogram for biologisk mangfold.**

**Vi begrunner dette ved å vise at registreringer i flatenettverket gjennom 12 år dokumenterer endringer i biologisk mangfold og gir et rimelig detaljert bilde av endringenes geografiske mønster slik at disse kan relateres til stor-skala påvirkningsfaktorer;**

- endringer i karplantemangfoldet, som kan relateres til langtransporterte luftforurensninger, og**
- endringer i mosemangfoldet, som kan relateres til klimaforholdene**

**Denne rapporten viser også at nettverksflatene gir et meget godt grunnlag for overvåking av nye indikatorer for biologisk mangfold, overvåkingsrelaterte FoU-aktiviteter, og for utvikling av nasjonale nøkkeltall for utvikling i biologisk mangfold.**

## Referanser

- Aamlid, D., Solberg, S., Hysten, G. & Tørseth, K. 1999. Skogskader og skogovervåking i Norge. Årsrapport fra Overvåkingsprogram for skogskader 1998. - Rapp. Skogforsk. 1999: 1-17.
- 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.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T. & Manø, S. 2000. Overvåking av langtransporterte forurensninger 1998. Sammendragsrapport. - St. Progm. ForurensnOvervåking Rapp. 797: 1-146.
- Abrahamsen, G., Stuanes, A. O. & Sogn, T. A. 1994. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems: monolith lysimeters. - Ecol. Stud. 104: 239-286.
- Aerts, R. & Berendse, F. 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. - Vegetatio 76: 63-69.
- Anonym. 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. - Dir. Naturforv. Rapp. 1998: 1-170.
- Arnborg, T. 1942. Lågaföryngringen i en syd-lapplänsk granurskog. - Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr. 40: 47-78.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999a. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 610: 1-43.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999b. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 611: 1-44.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A. & Eilertsen, O. 1999c. Terrengkalking i Suldal, Rogaland - undersøkelser av vegetasjon og jord før kalking. - NINA Oppdragsmelding 599: 1-69.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker - reanalyser 1998. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 612: 1-55.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark - reanalyser 2000. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 700: 1-41.
- Becker, M., Bonneau, M. & Le Tacon, F. 1992. Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. - J. Veg. Sci. 3: 467-474.
- Binkley, D. & Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? - For. Ecol. Mgmt. 92: 119-152.
- Brunet, J., Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. 1998. Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. - Environm. Pollution 102: 35-40.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - J. Veg. Sci. 8: 329-336.
- Brunet, J. & von Oheimb, G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in

- southern Sweden. - J. Ecol. 86: 429-438.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. - Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 20: 1-49.
- Bürger, R. 1991. Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. - Tuexenia 11: 407-424.
- Dahl, E. 1988. Acidification of soil in the Rondane Mountains, South Norway, due to acid precipitation. - Økoforsk Rapp. 1: 1-53.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestisk naturovervåking: Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsrapp. 408: 1-81.
- 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 & microsite limitation of recruitment in plant populations. - Oecologia 91: 360-364.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification & vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. - Oecologia 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1993. Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. - Flora 188: 85-91.
- Falkengren-Grerup, U. 1995a. Replacement of nutrient losses caused by acidification of a beech forest soil & its effect on transplanted field-layer species. - Pl. Soil 168-169: 187-193.
- Falkengren-Grerup, U. 1995b. Interspecies differences in the preference of ammonium & nitrate in vascular plants. - Oecologia 102: 305-311.
- Falkengren-Grerup, U., Brunet, J. & Quist, M. E. 1995. Sensitivity of plants to acidic soils exemplified by the forest grass *Bromus benekenii*. - Wat. Air Soil Pollut. 85: 1233-1238.
- Falkengren-Grerup, U. & Lakkenborg-Kristensen, H. 1994. Importance of ammonium and nitrate to the performance of herb-layer species from deciduous forests in southern Sweden. - Environm. Exp. Bot. 34: 31-38.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1993a. Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. - For. Ecol. Mgmt 60: 311-326.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1993b. Soil chemical properties excluding field-layer species from beech forest mor. - Pl. Soil 148: 185-191.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1995. Chemical conditions limiting survival and growth of *Galium odoratum* (L.) Scop. in acid forest soil. - Acta Oecol. 13: 169-180.
- Farmer, A. M., Bates, J. W. & Bell, N. B. 1992. Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. - In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (eds.), Bryophytes and lichens in a changing environment. Claredon Press, Oxford, pp. 284-313.
- Framstad, E. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smånagere og fugl i TOV-områdene, 1999: Smånagere. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 653: 8-13.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking (TOV). - NINA

- Oppdragsmelding 701: *In press*.
- Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. Erfaringer fra første feltsesong med vegetasjonsovervåking. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 91: 84-86.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 124: 1-44.
- Graae, B. J. 2000. The effect of landscape fragmentation and forest continuity on forest floor species in two regions of Denmark. - *J. Veg. Sci.* 11: 881-892.
- Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. - *K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr* 11: 1-88.
- Harper, J. L. 1977. Population biology of plants. - London. Academic Press.
- Heil, F. W. & Diemont, W. M. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. - *Vegetatio* 53: 113-120.
- Hofgaard, A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. - *J. Veg. Sci.* 4: 773-782.
- Hofmann, G., Heinsdorf, D. & Krauss, H.-H. 1990. Wirkung atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen. - *Beitr. Forstwirt.* 2: 29-36.
- 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.
- Jensen, A. 1995. Jordstatus på intensivt overvåkede forskningsflater. Endringer etter 5 år. 1988-1993. - *Rapp. Skogforsk.* 1995: 1-18.
- Jensen, A. & Frogner, T. 1994. Jordstatus på intensivt overvåkede forskningsflater. Endringer etter 5 år. 1987-1992. - *Rapp. Skogforsk.* 1994: 1-23.
- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A. M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, T., Økland, R., Andersen, P. N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. - *Tema Nord* 517: 1-125.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - *Dir. Naturforv. Rapp.* 1989: 1-98.
- Meagher, T. R. & Antonovics, J. 1982. The population biology of *Chamaelirium luteum*, a dioecious member of the lily family: life history studies. - *Ecology* 63: 1690-1700.
- Moen, A., Lillethun, A. & Odland, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Hønefoss. Statens Kartverk. .
- Myrmæl, A. 1993. Regeneration studies of five spruce, *Picea abies*, forest bryophytes. - *Lindbergia* 18: 7-18.
- Näsholm, T., Ekblad, A., Nordin, A., Giesler, R., Högberg, M. & Högberg, P. 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. - *Nature* 392: 914-916.
- Nault, A. & Gagnon, D. 1993. Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. - *J. Ecol.* 81: 101-119.
- Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. - *J. Veg. Sci.* 3: 475-484.
- Nygaard, P. H. & Ødegaard, T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. - *J. Veg. Sci.* 10: 5-16.
- 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.
- Perttula, U. 1941. Untersuchungen über die generative und vegetative Vermehrung der Blütenpflanzen in der Wald-, Hainwiesen- und Hainfelsenvegetation. - *Annl. 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.
- Rodenkirchen, H. 1994. Callose concentration in leaves of field-grown *Oxalis acetosella* (L.) indicates growth impediments. - *Z. Pflernähr. Bodenkd* 157: 327-332.
- Rodenkirchen, H. 1998a. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. - *Pl. Soil* 199: 141-152.
- Rodenkirchen, H. 1998b. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - II. Diagnostic field experiments and nutrient solution studies. - *Pl. Soil* 199: 153-166.
- Rørå, A. 1988. Instruks for prosjektet "Overvåking av skogens helsetilstand". - Ås. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Rørå, A., Kvamme, H., Larsson, J. Y., Nyborg, Å. & Økland, T. 1988. Rapport 1988. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". - Ås. Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Rost-Siebert, K. & Jahn, G. 1988. Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte. Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen? - *Forst Holz* 43: 75-81.
- Rydgren, K. 1994. Low-alpine vegetation in Gutulia National Park, Engerdal, Hedmark, Norway, and its relation to the environment. - *Sommerfeltia* 21: 1-47.
- Rydgren, K. 1997. Fine-scale disturbance in an old-growth boreal forest - patterns and processes. - *Sommerfeltia Suppl.* 7: 1-25.
- 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.
- Rydgren, K., Økland, T., Økland, R. H. & Storaunet, K. O. 1999. Hogstpåvirkning på biologisk mangfold og undervegetasjonens sammensetning i granskog. - *Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp.* 1999: 1-35.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. - *Adv. Bryol.* 6: 135-168.
- Sandvik, G., Sogn, T. A. & Abrahamsen, G. 1995. Nutrient balance in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forest. 2. Effects of plant growth and N-deposition on soil solution and leachate chemistry in a lysimeter experiment. - *Wat. Air Soil Pollut.* 85: 1149-1154.
- Skyllberg, U. 1991. Seasonal variation of pHH<sub>2</sub>O and pHCaCl<sub>2</sub> in centimeter-layers of mor humus in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. - *Scand. J. For. Res.* 6: 3-18.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. *Biometry*, ed. 3. - New York. Freeman.
- Stabbetorp, O. E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. - *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 609: 1-55.



- 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.
- Stuanes, A. O. & Kjønnaas, O. J. 1998. Soil solution chemistry during four years of  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  addition to a forested catchment at Gårdsjön, Sweden. - *For. Ecol. Mgmt* 101: 215-226.
- Tamm, C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). - *Meddn St. SkogforskInst.* 43: 1-140.
- Tanner, J. E. 2001. The influence of clonality on demography: patterns in expected longevity and survivorship. - *Ecology* 82: 1971-1981.
- Thimonier, A., Dupouey, J. L., Bost, F. & Becker, M. 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. - *New Phytol.* 126: 533-539.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 1997: 1-44.
- van der Maarel, E. 1984. Dynamics of plant populations from a synecological viewpoint. - In: Dirzo, R. & Sarukhán, J. (eds.), *Perspectives on plant population ecology*. Sinauer, Sunderland, pp. 66-82.
- Venn, K., Aamlid, D., Sletnes, A. I. & Joranger, E. 1993. Skogskadesituasjonen i Norge. Status 1992. - *Rapp. Skogforsk* 1993: 18: 1-46.
- Wittig, R. 1988. Retrospective studies of changes in central European forests by means of repeating phytosociological surveys. - In: Salbitano, F. (ed.), *Human Influence on forest ecosystems development in Europe*, Forest Ecosystem Research Network of the European Science Foundation & Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pigatora Editrice, Bologna, pp. 139-147.
- Wittig, R., Ballach, H.-J. & Brandt, C. J. 1985. Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grass-beech forest of the Westphalian Bight. - *Angew. Bot.* 59: 219-232.
- 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.
- Wright, R. F. 1999. Risk of N leaching from forests to surface waters in Norway. - *Norw. Inst. Wat. Res. Rep.* 4038: 1-24.
- Yli-Vakkuri, P. 1961. Kokeellisia tutkimuksia taimien syntymisestä ja ensi kehityksestä kuusikoissa ja männiköissä (Eng. summ.: Experimental studies on the emergence and initial development of tree seedlings in spruce and pine stands). - *Acta for. fenn.* 75: 1-122.
- 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. 1994. Patterns of bryophyte associations at different scales in a Norwegian boreal spruce forest. - *J. Veg. Sci.* 5: 127-138.
- 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. 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. 1997a. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. - Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
- Økland, R. H. 1997b. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. - Lindbergia 22: 49-68.
- Økland, R. H. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Consequences of the vertical position of individual shoot segments. - Oikos 88: 449-469.
- Økland, R. H. & 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. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. - J. Ecol. 84: 63-69.
- Økland, R. H., Økland, T. & Rydgren, K. 2000b. Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2000: 1-79.
- Økland, R. H., Økland, T. & Rydgren, K. 2001. Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. - Sommerfeltia 29: 1-190.
- Økland, R. H., Skrindo, A. & Hansen, K. T. 2000a. Endringer i trærns 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, R. H., Steinnes, E. & Økland, T. 1997. Element concentrations in the boreal forest moss, *Hylocomium splendens*: variation due to segment size, branching patterns and pigmentation. - J. Bryol. 19: 671-684.
- 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. 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-års-periode. - Norsk Inst. Jord-Skogkartlegging Rapp. 1999: 19: 1-33.
- Økland, T., Økland, R. H. & Steinnes, E. 1999. Element concentrations in the boreal forest moss *Hylocomium splendens*: variation related to gradients in vegetation & local environmental factors. - Pl. Soil 209: 71-83.
- Økland, T. & Eilertsen, O. 2001. Manual for intensive monitoring of forest ground vegetation and environmental conditions in China. IMPACTS project; Integrated

Monitoring Program on Acidification of Chinese Terrestrial Systems. 2001: 2: 1-28. (Available on <http://www.niva.no/impacts/>).