

Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-års-periode

Tonje Økland



Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-års-periode

Tonje Økland

Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, Ås1999
NIJOS rapport 19
ISBN 82-7464-219-8

Forsidefoto: T. Økland

Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-års-periode

Tittel:	Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkingsområder i løpet av en fem-års-periode		NIJOS nummer:	19/99
Forfatter:	Tonje Økland		ISBN nummer:	82-7464-219-8
Oppdragsgiver:	NIJOS		Dato:	10.06.99
Fagområde:	Vegetasjonsøkologi, overvåking		Sidetall:	33
Utdrag:	<p>Resultater for endringer i permanente prøveflater i granskogsvegetasjon i løpet av en fem-års-periode blir presentert for 5 av NIJOS' 10 intensive overvåkingsområder ("Vegetasjons-økologisk overvåking av boreal barskog i Norge", etablert i årene 1988-1992). <i>Mange kar-plantearter er signifikant redusert i mengde i de 3 sørligste områdene, og karplanteartsantallet i analyseflatene er signifikant redusert i de 2 sørligste områdene.</i> Mange mosearter øker signifikant, både i mengde (i alle områdene), og i antall pr. flate (i 2 av områdene). Endringene i artssammensetning og økologiske faktorer viser ikke noe tydelig regionalt mønster, men det totale innholdet av nitrogen i humussjiktet økte signifikant i alle de 5 områdene. <i>Det regionale mønsteret for karplante-endringene stemmer overrens med det regionale mønsteret for deponisjon av langtransporterte luftforurensinger, mens klimavariasjon trolig er årsak til mosenes økning i mengde og antall.</i></p>			
Abstract:	<p>Results for changes in spruce forest understory vegetation during a five-year period are presented for 5 of the 10 NIJOS' intensive monitoring areas ("Vegetational and environmental monitoring of boreal spruce forest in Norway", established in 1988-92). <i>Several vascular plant species were significantly reduced in abundance in the three southernmost areas, and the number of vascular plant species was significantly reduced in the two southernmost areas.</i> Several bryophyte species increased significantly, both in abundance (in all areas), and in number per plot (in two of the areas). The changes in species composition and measured environmental variables do not show any regional pattern of variation. However, the the content of total nitrogen in the humus layer increased in all areas. <i>The regional pattern of changes in vascular plant species abundance and number is in accordance with the regional pattern of long-distance airborne pollutants, while the increase in bryophyte species abundances and numbers is probably due to climatic variation.</i></p>			
Andre NIJOS publikasjoner fra prosjektet:	<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>Se for øvrig litteraturliste</p>			
Emneord:	Keywords:	Ansvarlig underskrift:	Pris kr.:	
Overvåking, granskog, vegetasjon, biologisk mangfold, forurensing,	Monitoring, spruce forest, biodiversity, pollution		103	
Utgiver:	<p>Norsk institutt for jord- og skogkartlegging Postboks 115, 1430 Ås Tlf.: 64949700 Faks: 64949786 e-mail: nijos@nijos.no</p>			

Innhold

FORORD	1
INNLEDNING	2
OMRÅDEBESKRIVELSER, MATERIALE OG METODER.....	4
Overvåkingsområdene	4
Prøveflateplassering og oppmerking	4
Ruteanalysering	6
Registrering av miljøvariabler og trevariabler	6
Statistisk bearbeiding.....	6
Førstegangsanalyser	6
Reanalyser	7
Nomenklatur	8
RESULTATER.....	9
Endringer i enkeltartenes mengde.....	9
Endringer i artsantall.....	9
Endringer i artssammensetning	17
Endring i økologiske variabler.....	21
DISKUSJON.....	27
Endringer i artsantall og mengdeendringer for karplanter, relasjoner til nitrogendeposisjon og andre luftforurensinger.....	27
Endringer i artsantall og mengdeendringer for kryptogamer	28
Endringer i artssammensetning og i jordkjemiske faktorer.....	28
Andre observerte endringer.....	29
Konklusjon	30
LITTERATURLISTE	31

Forord

Intensivovervåking i granskog, "Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge", ble etablert ved NIJOS i 1988, som en del av NIJOS` program for overvåking av skogens sunnhetstilstand. I 1992 var 10 områder i granskog, som tilsammen representerer både geografiske og klimatiske gradienter og gradienter i deponisjon av langtransporterte forurensinger, etablert og analysert første gang. I årene 1993-1997 ble alle områdene reanalysert, og tredje analyseomløp ble påbegynt i 1998. Prosjektet har i hovedsak vært egenfinansiert av NIJOS, men for årene 1997 og 1998 bidro NFR med midler til analyse av endringsmønstre i 5 av de 10 områdene. Data fra områdene inngår i flere samarbeidsprosjekter (R. Økland & T. Økland 1996, R. Økland et al. 1997, Rydgren et al. 1998, T. Økland et al. in press), blant annet pågår populasjonsstudier av *Hylocomium splendens* (etasjehusmose) i 6 av områdene (R. Økland 1995a, 1997b, R. Økland & T. Økland 1996). Endringer i trærnes tilstand blir også registrert, men blir ikke rapportert her. Rapporten er en sluttrapport til NFR for prosjektet "Vegetasjonsendringer i granskog relatert til nitrogen og andre luftforurensninger". Resultatene er planlagt publisert i et internasjonalt tidsskrift når bearbeidingen av dataene fra første reanalyseomløp i de andre 5 områdene er fullført.

Jeg vil takke direktør Øyen, som hele tiden har hatt tro på og støttet intensivovervåkingen i granskog. Dessuten vil jeg takke tidligere og nåværende kolleger ved NIJOS, blant andre Harald Bratli, Hans-Petter Kristoffersen, Håkon Kvamme, Christian Nellesmann og Arne Rørå, som har deltatt i feltarbeid eller på andre måter bidratt til å muliggjøre prosjektet, og min mann Rune H. Økland, som hele tiden har vært til uvurdelig støtte og hjelp. Oslo kommunes skogvesen v/Rune Askvik og Rigmor Johannessen, 1. Vennesla speidergruppe, Haldor Tørdal, Statsskog v/ Ole Vangen, Carl Erik Kilander og Wenche Hjelmseth takkes for hjelp med båttransport, lån av bomnøkler, hytter etc. Rune H. Økland takkes for kommentarer til en tidligere manuskriptversjon og Hans-Petter Kristoffersen takkes for innlesing av alle vegetasjonsdata fra og med 1992.

Innledning

Fra 1970 har virkninger av luftforurensinger på trær og skogsjord vært gjenstand for omfattende forskning, blant annet gjennom programmet "Sur nedbørs virkning på skog og fisk", SNSF, som ble avsluttet i 1980 (Overrein et al. 1980). Systematisk skogovervåking i Norge startet imidlertid først på slutten av åtti-tallet, blant annet som følge av rapporter om skogdød i Mellom-Europa (Ulrich 1979, Schütt & Cowling 1985, Krause et al. 1986). Undervegetasjonen i skog er ansett som spesielt følsom overfor luftforurensing og klimatiske endringer (Frisvoll 1989, Flatberg & Frisvoll 1991, R. Økland & Eilertsen 1996). Dette førte til at vegetasjonsovervåking ble initiert ved NIJOS i 1988 som et ledd i overvåkingen av barskog (T. Økland 1989, 1990). Erkjennelsen av at det er stor naturlig lokal og regional variasjon i skogens undervegetasjon og dens voksestedforhold i Norge, og av mangelen på kunnskap om de komplekse sammenhengene i skogøkosystemet og indikatorer på forurensingseffekter på skogsvegetasjonen, resulterte i intensivområdestudier som overvåkingsstrategi for granskogsvegetasjon. To områder i gammel granskog ble etablert i 1988, deretter to nye områder hvert år til og med 1992, da 10 områder var etablert (T. Økland 1996). I 1988 ble det dessuten etablert et område for barskogs-vegetasjonsovervåking i Solhomfjell-området i Gjerstad (Aust-Agder), i regi av Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993), som i all hovedsak var metodisk koordinert med intensivovervåkingen i regi av NIJOS. I programmet "Terrestrisk naturovervåking" (TOV, Bruteig et al. 1997) benyttes i hovedsak de samme metodene for intensivovervåking av vegetasjon i fjellbjørkeskog og lynghei. Deler av overvåkingen i granskog i Solhomfjellområdet inngår også i TOV (R. Økland & Eilertsen 1993, R. Økland 1994a, 1995b).

For å kunne identifisere eventuelle menneskeinduserte endringer i skogsvegetasjonen, er det nødvendig med omfattende kunnskap om de komplekse relasjoner mellom trær, undervegetasjon og voksestedforhold (T. Økland 1990, 1996). Derfor ble ikke bare undervegetasjonen registrert i de permanente flatene i intensiv-overvåkingsområdene, men også en rekke trevariabler, blant annet trevitalitetsvariabler samt en rekke miljøvariabler som beskriver voksestedforholdene. De vertikale relasjonene mellom trær, undervegetasjon og voksestedforhold innen og mellom intensivområdene, ble grundig analysert på bakgrunn av dataene fra førstegangsregistreringene i hvert område (T. Økland 1996). Disse resultatene ga den nødvendige forståelsen av variasjon og sammenhenger i skogøkosystemet, og danner bakgrunnen for å kunne påvise og tolke endringer i artssammensetning og arts mangfold i granskogsvegetasjonen.

I løpet av 1980-tallet ble det publisert flere studier fra Mellom-Europa og Sør-Sverige som indikerte vegetasjonsendringer i skog- og heivegetasjon som kunne være forårsaket av luftforurensinger, deriblant økt nitrogendeposisjon (Heil & Diemont 1983, Falkengren-Grerup 1986, 1989, Roelofs 1986, Kuhn et al. 1987, Ellenberg 1988). På 1990-tallet har endringer i biologisk mangfold, blant annet som følge av luftforurensinger, vært i fokus (f.eks. Nygaard & Ødegaard 1999, Odell & Ståhl 1999), og et nasjonalt overvåkingsprogram for overvåking av det biologiske mangfoldet er under planlegging (Anonym 1998). Intensiv overvåking med detaljerte, repeterbare vegetasjonsanalyser slik det utføres i NIJOS' 10 overvåkingsområder, i Solhomfjellområdet og i de andre TOV-områdene, gir samtidig overvåking av artssammensetning, arts mangfold og enkeltarters mengdeforhold, og er en hovedstrategi innen overvåking av biologisk mangfold (Anonym 1998).

Formålet med denne rapporten er å analysere endringer i artssammensetning, artsmangfold, enkeltartenes mengde og jordkjemiske forhold i 5 av de 10 overvåkingsområdene, og relatere eventuelle endringer til nedfallet av nitrogen og andre luftforurensinger.

Områdebeskrivelser, materiale og metoder

Detaljerte beskrivelser av overvåkingsområdene og av felt- og bearbeidingsmetodikk er gitt i T. Økland (1996), som også inneholder resultater fra den statistiske bearbeidningen av data fra første omløp (1988-92) for alle de 10 overvåkingsområdene og en diskusjon av disse resultatene (se også T. Økland 1989, 1990, 1993).

Overvåkingsområdene

Bearbeiding av endringer etter 5 år (første reanalyseomløp) er foreløpig utført for fem av NIJOS` ti vegetasjonsøkologiske overvåkingsområder. Områdene, representerer både klimatiske og geografiske gradienter og gradienter i forurensingsbelastning. Tab. 1 gir en kortfattet oppsummering av geografisk plassering, plassering i klimasoner, etc. for de 5 områdene.

Berggrunnen i Paulen, Grytdalen, Rausjømarka består hovedsakelig av gneisser (Barth 1960, Oftedahl 1980), mens berggrunnen i Gutulia for det meste består av kvartsskifer og metaarkose (Sigmond et. al. 1984). I Granneset finnes en blanding av flere bergarter, blant annet gneiss (Gjelle 1978).

Paulen, Grytdalen og Rausjømarka er vernet som naturreservater (Rausjømarka er en del av Østmarka naturreservat), mens Gutulia er nasjonalpark og Granneset er en del av Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark. Paulen, Gutulia og Granneset eies av Statsskog, Grytdalen er i privat eie, og Rausjømarka eies av Oslo kommunes skogvesen. Ved valg av områder og plassering av prøveflater ble gammel og mest mulig urørt granskog valgt. Alle bestander var ved analysetidspunktene i hogstklasse V. Et annet viktig kriterium var at områdene skulle inneholde en sammenlignbar variasjon i vegetasjon og økologiske forhold; begrenset til såkalt "blåbærdominert-", "småbregne-" og "lågurt-granskog", med variasjon i næringsforhold, fuktighetsforhold og topografiske forhold.

For detaljer om klima, geologi, skoghistorie etc., se T. Økland (1996).

Prøveflateplassering og oppmerking

Prøveflatene i de 5 områdene ble etablert i årene 1988-1990. En variant av begrenset tilfeldig prøveflateplassering ble brukt; 10 makroruter á 5 x 10 m ble subjektivt plassert (se kart for hvert område i T. Økland 1996) for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene; eksposisjon, næringsforhold, lysforhold, topografi, jordfuktighet etc. Deretter ble 5 meso-ruter á 1 m² tilfeldig plassert innenfor hver av makrorutene. I tilfeller der et tre ville ha hindret analyse eller der stein ville ha dekket mer enn 20 % av den aktuelle mesoruta, ble posisjonen forkastet. Ny posisjon for mesoruta ble valgt etter et fast system for å unngå subjektivitet. Alle flater er permanent merket. Den beskrevne ruteplasseringsmetoden ble valgt som et kompromiss mellom objektivitet og tidsforbruk (jf. R. Økland 1990).

Ruteanalyse

Analyse av mesorutene ble utført på samme måte ved førstegangsanalyse og ved reanalyse; hver av de 50 mesorutene delt i 16 like store mesosmåruter á 0.0625 m², og i hver av mesosmårutene ble forekomst/fravær av alle arter notert. Små-rutefrekvens for alle arter i hver mesorute ble beregnet (jf. T. Økland 1988). Det ble også registrert prosentvis dekning av hver art, men bare smårutefrekvensdataene ble benyttet ved bearbeidingen, da disse datene er tilnærmet observatøruavhengige.

Registrering av miljøvariabler og trevariabler

Ved førstegangsanalysene ble en rekke miljøvariabler/prøver for bestemmelse av miljøvariabler (topografiske, jordkjemiske og jordfysiske) registrert/samlet inn i tilknytning til hver analyseflate, og indekser for treinnflytelse ble beregnet på grunnlag av registreringer av trevariabler. Disse variablene ble brukt ved den økologiske tolkningen av vegetasjonsgradienter ved førstegangsanalyse (se T. Økland 1996). Overvåkingsvariabler for trevitalitet (kronetetthet, kronefarge etc.) ble registrert ved både førstegangsanalyse og reanalyse (men bearbeidingen av disse dataene er foreløpig ikke fullført).

Humusprøver ble tatt ved hver mesorute både ved førstegangsanalyse og reanalyse. Prøvene ble samlet inn på samme dag for alle mesorutene og oppbevart i frossen tilstand inntil de ble fraktet til laboratoriet. Det ble tatt flere delprøver fra de øverste 5 cm av humussjiktet fra ulike posisjoner spredt rundt sidene av mesoruta, men aldri i overkant av mesoruta (for å unngå å influere på dreneringsforholdene). Delprøvene fra hver mesorute ble blandet sammen. Følgende analyser ble utført ved Landbrukets anlysesenter, Ås: Glødetap, pH målt i vannløsning, pH målt i CaCl₂, total N og P-Al (standard metoder ble benyttet, beskrevet av blant annet av Baadsvik (1974). Alle ombyttbare kationer; Ca, Mg, K, Na, H, Al, Fe, Mn, Zn samt anionene P og S, ble analysert ved hjelp av ICP (Inductive Coupled Plasma Emission Spectroscopy) med Jarrel Ash modell 1100 instrument etter ekstraksjon i NH₄NO₃. Alle elementkonsentrasjoner ble regnet om til andel av glødetapet som anbefalt av T. Økland (1988). I tillegg ble endringer i total N ble analysert uten slik omregning.

Statistisk bearbeiding

Førstegangsanalyser

De viktigste vegetasjonsgradientene i hvert område ble funnet ved hjelp av ordinasjonsmetoder; dvs. multivariate statistiske metoder som finner hovedstrukturen i vegetasjonsdatasettene. Resultatet av en ordinasjonsanalyse presenteres i et ordinasjonsdiagram, der ruter med lik artssammensetning plasseres nær hverandre, mens ruter med ulik artssammensetning plasseres langt fra hverandre. Variasjonen i artssammensetning langs ordinasjonsakser, dvs. vegetasjonsgradientene, kan gis en økologisk tolkning, f.eks ved å korrelere rutenes plassering langs aksene med verdier for miljøvariabler målt ved og i rutene (se R. Økland 1990). Det ble brukt to forskjellige ordinasjonsmetoder, (DCA; Hill (1979), Hill & Gauch (1980) og LNMDS; Kruskal (1964a, 1964b), Kruskal et al. (1973), Minchin (1987))

som i hovedsak ga overensstemmende resultater (se T. Økland 1996). Dette er en klar indikasjon på at den viktigste gradientstrukturen i materialet er funnet (R. Økland 1990). Resultater fra DCA-ordinasjonen ble brukt ved tolkningen av gradientene, som ble utført ved hjelp av ikke-parametrisk korrelasjonsanalyse, Kendall's τ (Kendall 1938). Den viktigste vegetasjonsgradienten i alle de fem områdene var hovedsakelig relatert til jordas næringsstatus (se T. Økland 1996).

Reanalyser

Det ble utført DCA-ordinasjon av vegetasjonsdatasett fra reanalyse sammen med datasett fra førstegangsanalyse separat for hvert område separat (dvs. fem sett á 100 ruter). Ordinasjonsaksene fra hver av disse analysene ble korrelert med ordinasjonsaksene fra førstegangsanalyse av data fra samme område. Rutescorer for (den tolkede) DCA 1 fra ordinasjonsanalyse av data fra førstegangsanalyse-tidspunktene i hvert område var sterkt korrelert med DCA 1-scorer for rutene ved hvert av analysetidspunktene i reanalyseordinasjonen ($\tau > 0.85$ og $p < 0.0001$ for alle områdene). Tolkningen av denne aksene som variasjon i vegetasjon hovedsakelig relatert til næringsvariasjon er derfor lagt til grunn også for DCA-ordinasjonen av reanalyse-data og førstegangsanalyse-data sammen. I Paulen, Grytdalen, Rausjømarka og Granneset varierte også jordfuktigheten i noen grad langs denne aksene i de opprinnelige ordinasjonsanalysene (se T. Økland 1996). Tilsvarende var også DCA 2-scorer fra den opprinnelige (tolkede) ordinasjonsanalysen sterkt korrelert med DCA-2-scorer for førstegangsdataene og DCA-2 scorer for reanalysedataene i reanalyseordinasjonen i alle områdene ($\tau > 0.56$ og $p < 0.0001$). I Paulen, Gutulia og Granneset var denne gradienten tolket som delvis relatert til jordfuktighet, delvis relatert til topografiske forhold (Paulen) og til treinnflytelse (Gutulia og Granneset) i de opprinnelige ordinasjonsanalysene (se T. Økland 1996), mens næringsinnhold i jorda, spesielt nitrogeninnhold, også var korrelert med denne aksene i Rausjømarka. I Grytdalen lot ikke DCA 2 seg tolke økologisk.

Analysen av endringer i vegetasjon og noen miljøvariabler ble utført ved hjelp av ikke-parametrisk tosidig Wilcoxon's (jf. Sokal & Rohlf 1995) test av:

- Endringer i artsmengder for enkeltartene, testet for hver art med observert mengdeendring $i \geq 5$ flater i et enkeltområde.
- Endring i totalt antall arter, antall karplantearter og antall kryptogamarter (antall mesoruter med økning eller reduksjon i artsantall).
- Analyseflatenes forflytning i det tolkede ordinasjonsdiagrammet mellom analysetidspunktene
- Endring i glødetap, pH og innhold av total N (g/100 g humus), P-AL, P og S (ppm), samt de endringer av kationermengder (ppm) i humussjiktet der de observerte verdiene ved første analysetidspunkt og ved reanalysetidspunkt var signifikant korrelert ($p < 0.01$).

Det ble også testet om antall arter med signifikant mengdeendring i et område avvok fra det forventede, ved hjelp av en G-test (jf. Sokal & Rohlf 1995)).

Nomenklatur

Nomenklaturen følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al. (1995) for moser og Krog et al. (1994) for lav, med følgende avvik: *Dryopteris expansa* agg. (sauetelg-gruppen) kan inkludere *D. expansa* (C. Presl.) Fraser-Jenkins & Jermy (sauetelg), *D. dilatata* (Hoffm.) A. Gray (geittelg), og *D. carthusiana* (Vill.) Fuchs (broddtelg), *Hieracium* er klassifisert til seksjon, *Dicranum fuscescens* agg. kan inkludere *D. flexicaule* Brid. og *D. fuscescens* Sm., *Hypnum cupressiforme* agg. kan inkludere *H. andoi* A.J.E.Sm., *H. cupressiforme* Hedw., *H. jutlandicum* Holmen & Warncke og *H. resupinatum* Spruce, *Plagiothecium laetum* inkluderer var. *secundum* (Lindb.) Frisv. et al. (= *P. curvifolium* Limpr.). Slekten *Polytrichastrum* G.L.Sm. er ikke oppfattet som forskjellig fra *Polytrichum* Hedw., *Rhytidiadelphus squarrosus* agg. inkluderer *R. squarrosus* (Hedw.) Warnst. og *R. subpinnatus* (Lindb.) T.Kop., *Chiloscyphus coadunatus* tilsvarer var. *rivularis* (Raddi) Frisvoll et al. (= *Lophocolea bidentata* (L.) Dum.). *Lophozia ventricosa* agg. inkluderer *L. silvicola* Buch and *L. ventricosa* (Dicks.) Dum. og kan også inkludere *L. longiflora* (Nees) Schiffn., *Cladonia chlorophaea* agg. kan inkludere *C. chlorophaea* (Flörke ex Sommerf.) Spreng., *C. cryptochlorophaea* Asah., *C. grayi* Merr. ex Sandst. *C. fimbriata* (L.) Fr., *C. merochlorophaea* Asah., og *C. pyxidata* (L.) Hoffm. *Cladonia coccifera* agg. kan inkludere *C. borealis* S.Stenroos, *C. coccifera* (L.) Willd. og *C. pleurota* (Flörke) Schaer., og *Cladonia coniocraea* agg. kan inkludere *C. coniocraea* (Flörke) Spreng. og *C. ochrochlora* Flörke.

Resultater

Endringer i enkeltartenes mengde

I Paulen, Grytdalen og Rausjømarka ble det funnet signifikant ($p < 0.05$) mengdereduksjon i mesorutene for flere karplantearter (ettårige arter og frøplanter/småplanter av trær ikke medregnet), mens med unntak av *Viola riviniana* i Rausjømarka hadde ingen arter mengdeøkning (Tab. 2 og 4, Fig. 1). Eksempler på arter med mengdereduksjon (Tab. 2) er *Gymnocarpium dryopteris* (Paulen og Grytdalen), *Linnaea borealis* (Grytdalen), *Lycopodium annotinum* (Grytdalen), *Maianthemum bifolium* (Paulen), *Oxalis acetocella* (Grytdalen og Rausjømarka), *Potentilla erecta* (Paulen), *Rubus saxatilis* (Grytdalen), *Solidago virgaurea*, *Trientalis europaea* (Paulen), *Calamagrostis arundinacea* (Rausjømarka) og *Deschampsia flexuosa* (Rausjømarka). I Gutulia hadde ingen karplantearter signifikant mengdereduksjon i mesorutene, men 3 arter hadde signifikant mengdeøkning. I Granneset hadde 3 arter signifikant mengdeøkning og 4 arter signifikant mengdereduksjon. Antallet karplantearter med mengdereduksjon i de 3 sørligste områdene er signifikant større enn forventet ut fra en tilfeldig fordeling (Tab. 4). I Gutulia er antallet karplantearter med mengdeøkning signifikant større enn forventet ut fra en tilfeldig fordeling, mens i Granneset er både antallet karplantearter med mengdeøkning og antallet karplantearter med mengdereduksjon signifikant større enn forventet.

I Paulen, Grytdalen, Rausjømarka, Gutulia og Granneset ble det registrert signifikant mengdeøkning i mesorutene for en rekke av kryptogamartene. Med unntak av *Cladonia coniocraea* agg. i Paulen og til *Cladonia coccifera* agg. i Gutulia, var alle artene med mengdeøkning moser (Tab. 3 og 4, Fig. 2). Verken i Paulen eller i Gutulia ble det registrert mengdereduksjon for noen kryptogamarter, mens bare én moseart i hvert av områdene Rausjømarka og Granneset, og tre mosearter i Grytdalen, hadde signifikant mengdereduksjon.

Antallet kryptogamarter med mengdeøkning i alle områdene var signifikant større enn forventet ut fra en tilfeldig fordeling (Tab. 4). Gutulia hadde størst antall kryptogamarter med mengdeøkning; 21, dvs. at nesten 50% av de testede artene hadde signifikant mengdeøkning i dette området. Noen mosearter hadde signifikant mengdeøkning i flere enn 2 av områdene (Tab. 3); *Dicranum scoparium* i alle 5 områdene, *Dicranum fuscescens* i alle områdene unntatt Granneset, og *Pleurozium schreberi* i 3 av områdene (Grytdalen, Rausjømarka og Gutulia).

Endringer i artsantall

For Paulen og Grytdalen ble det funnet en sterkt signifikant reduksjon i antall karplantearter i mesorutene i løpet av 5-årsperioden (Fig. 3, Tab. 5); i gjennomsnitt nesten én art pr. mesorute. I disse to områdene hadde henholdsvis 27 og 28 av mesorutene færre karplantearter ved reanalyse, mens bare henholdsvis 4 og 6 av mesorutene hadde høyere antall. For Rausjømarka og Gutulia ble det ikke funnet signifikante endringer i karplanteantall, men gjennomsnittlig endring var negativ og det var flere ruter med reduksjon enn med økning i karplanteartsantallet. I Granneset ble det registrert flere ruter med økning enn med reduksjon

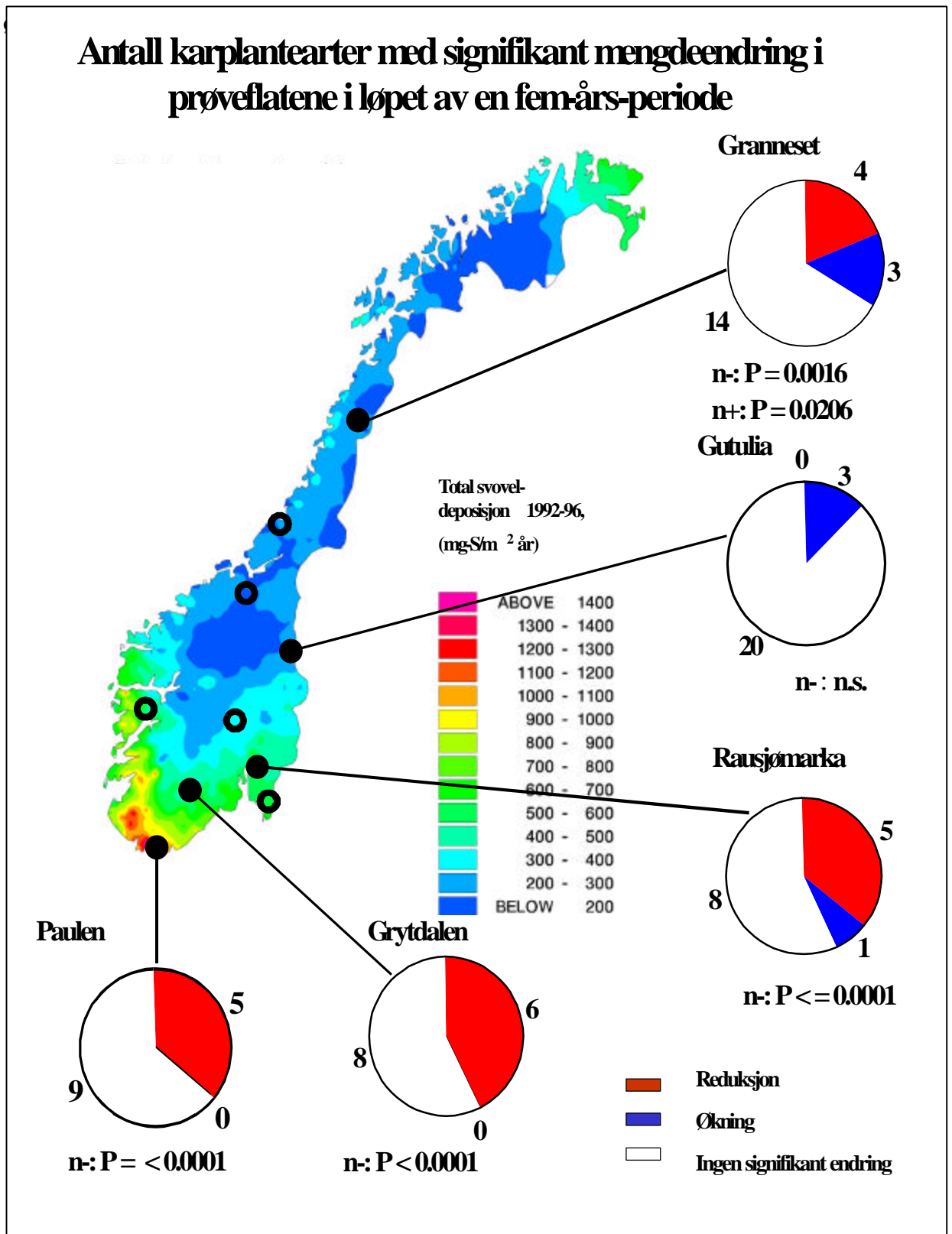


Fig. 1. Antall karplantearter med signifikant ($P < 0.05$) endring av mengde i prøveflatene i løpet av en fem-årsperiode etter 5 år. Ettårige arter og frøplanter av trær er ikke medregnet. P: signifikanssannsynlighet for G-test av hypotesen: antallet arter med signifikant endring avviker ikke fra det forventede. Grunnlagskart fra Tørseth & Semb (1998). Data fra overvåkingsområder som er angitt med åpen sirkel rapporteres ikke her.

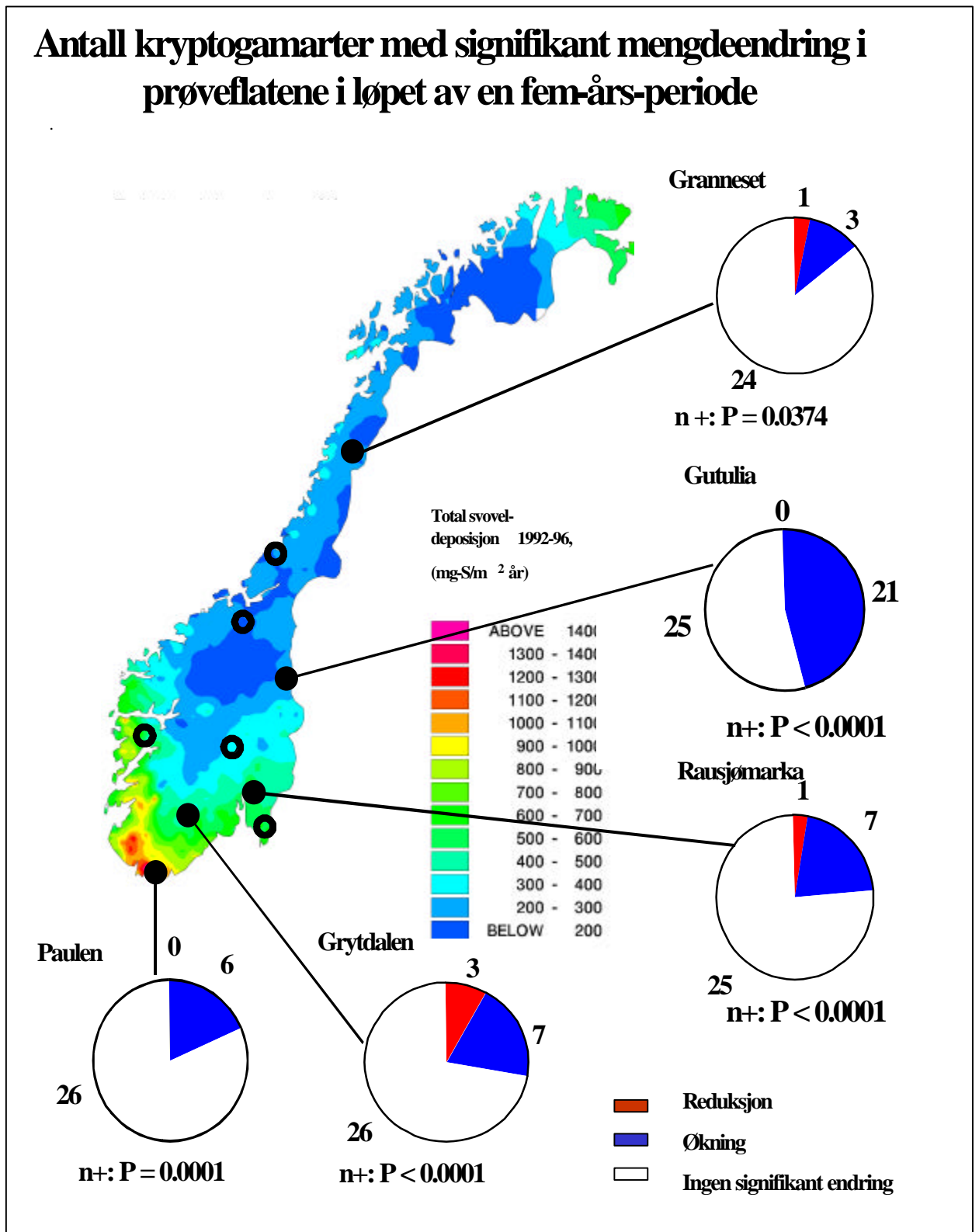


Fig. 2. Antall kryptogamarter med signifikant ($P < 0.05$) endring av mengde i prøveflatene i løpet av en fem-årsperiode etter 5 år. Ettårige arter og frøplanter av trær er ikke medregnet. P: signifikanssannsynlighet for G-test av hypotesen: antallet arter med signifikant endring avviker ikke fra det forventede. Grunnlagskart fra Tørseth & Semb (1998). Data fra overvåkingsområder som er angitt med åpen sirkel rapporteres ikke her.

Tab. 4. Antall arter med signifikant endring ($p < 0.05$) i artsmengde i løpet av en femårsperiode i tidsintervallet 1988-95, i 50 prøveflater i fem overvåkingsområder. n - totalt antall arter testet (forekommer i fem eller flere ruter 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.

Plantegruppe/ Overvåkings- område	Analyseår	n	Mengdereduksjon			Mengdeøkning		
			n.	G	P	n+	G	P
Karplanter								
Paulen	1990-95	14	5	19.10	<0.0001	0	0.25	0.6171
Grytdalen	1988-93	14	6	25.55	<0.0001	0	0.25	0.6171
Rausjømarka	1988-93	14	5	19.10	<0.0001	1	0.83	0.3623
Gutulia	1989-94	23	0	0.61	0.4348	3	5.33	0.0210
Granneset	1990-95	21	4	9.92	0.0016	3	5.36	0.0206
Kryptogamer								
Paulen	1990-95	32	0	1.00	0.3173	6	14.70	0.0001
Grytdalen	1988-93	36	3	3.15	0.0759	7	17.65	<0.0001
Rausjømarka	1988-93	33	1	0.04	0.8415	7	18.86	<0.0001
Gutulia	1989-94	46	0	2.33	0.1285	21	92.78	<0.0001
Granneset	1990-95	28	1	0.12	0.7310	3	4.33	0.0374

i antall karplantearter, men endringen var ikke signifikant. Både for Rausjømarka og Gutulia ble det funnet signifikant økning i antall kryptogamarter i mesorutene (Fig. 4, Tab. 5), henholdsvis med 1,34 og 1,62 arter i gjennomsnitt pr. mesorute. I alle områdene var det flere mesoruter med økning i antall kryptogamarter enn med reduksjon, men endringene var ikke signifikante i de andre områdene.

Endringer i artssammensetning

For Paulen var mesorutenes posisjon i ordinasjonsdiagrammet signifikant forflyttet (Fig. 5), i retning av lavere DCA-1-scorer (Tab. 6); dvs. artssammensetningen var endret i retning av artssammensetningen på voksesteder med lavere pH og innhold av næringsstoffer i jorda. Testene viser at vegetasjonen i mesorutene på de fattige voksestedene hadde endret seg i retning av vegetasjonen på enda fattigere voksesteder, mens vegetasjonen i mesorutene på de rikeste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant. Langs DCA 2 var det ingen signifikant forflytning av mesoruter.

For Grytdalen var mesorutenes posisjon langs DCA 1 signifikant forflyttet i retning av høyere DCA-1-scorer (Fig. 6, Tab. 6), dvs. artssammensetningen var endret i retning av vegetasjonen på mer næringsrike voksesteder. Også her var det vegetasjonen i mesorutene på de mest næringsfattige voksestedene som hadde endret seg, mens vegetasjonen i meso-

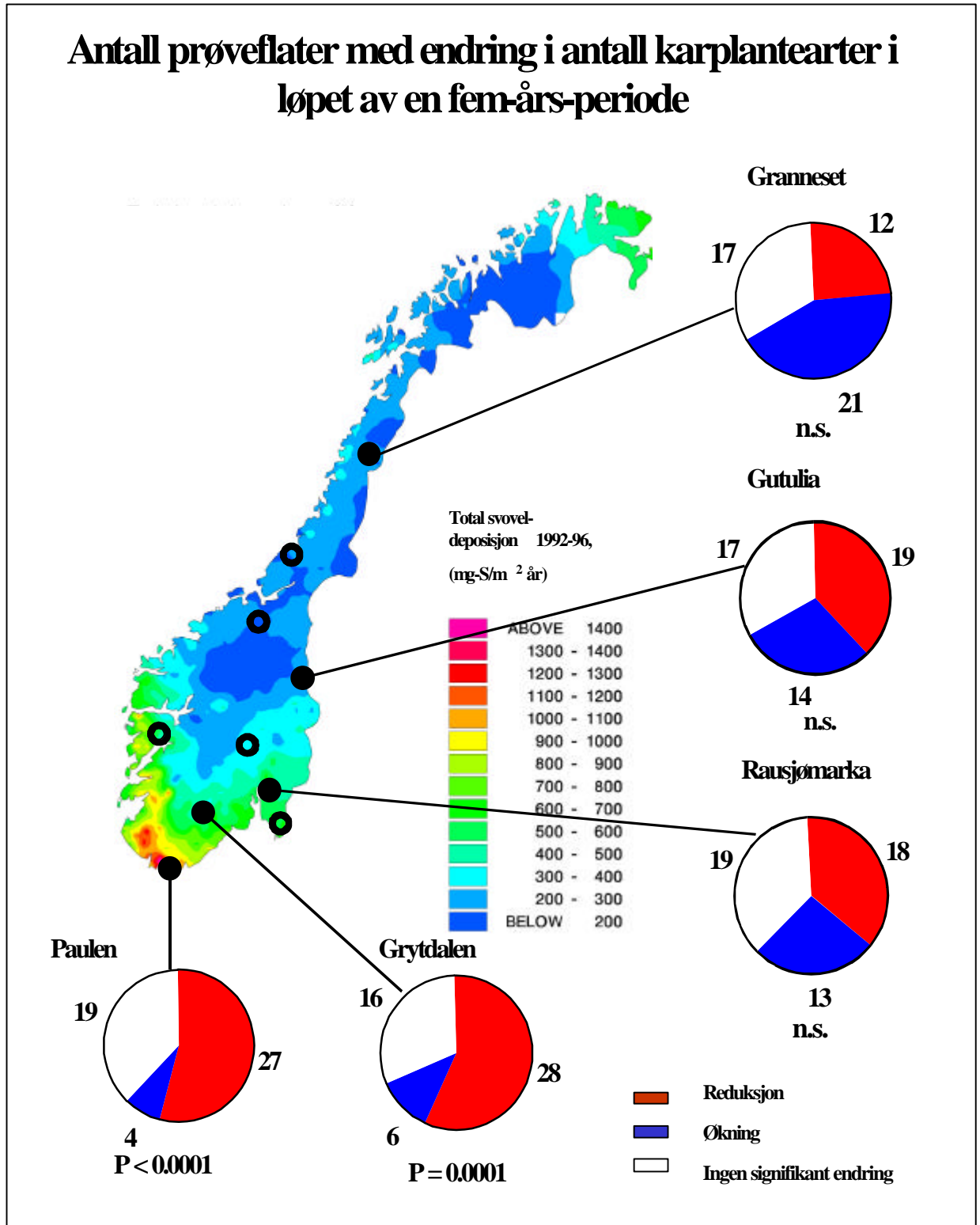


Fig. 3. Antall prøveflater (mesoruter) med endring i antall karplantearter i løpet av en femårsperiode. P: signifikanssannsynlighet for ettutvalgs Wilcoxontest av hypotesen : median endring = 0 mot det tosidige alternativet. Grunnlagskart fra Tørseth & Semb 1998. Data fra overvåkingsområder som er angitt med åpen sirkel rapporteres ikke her.

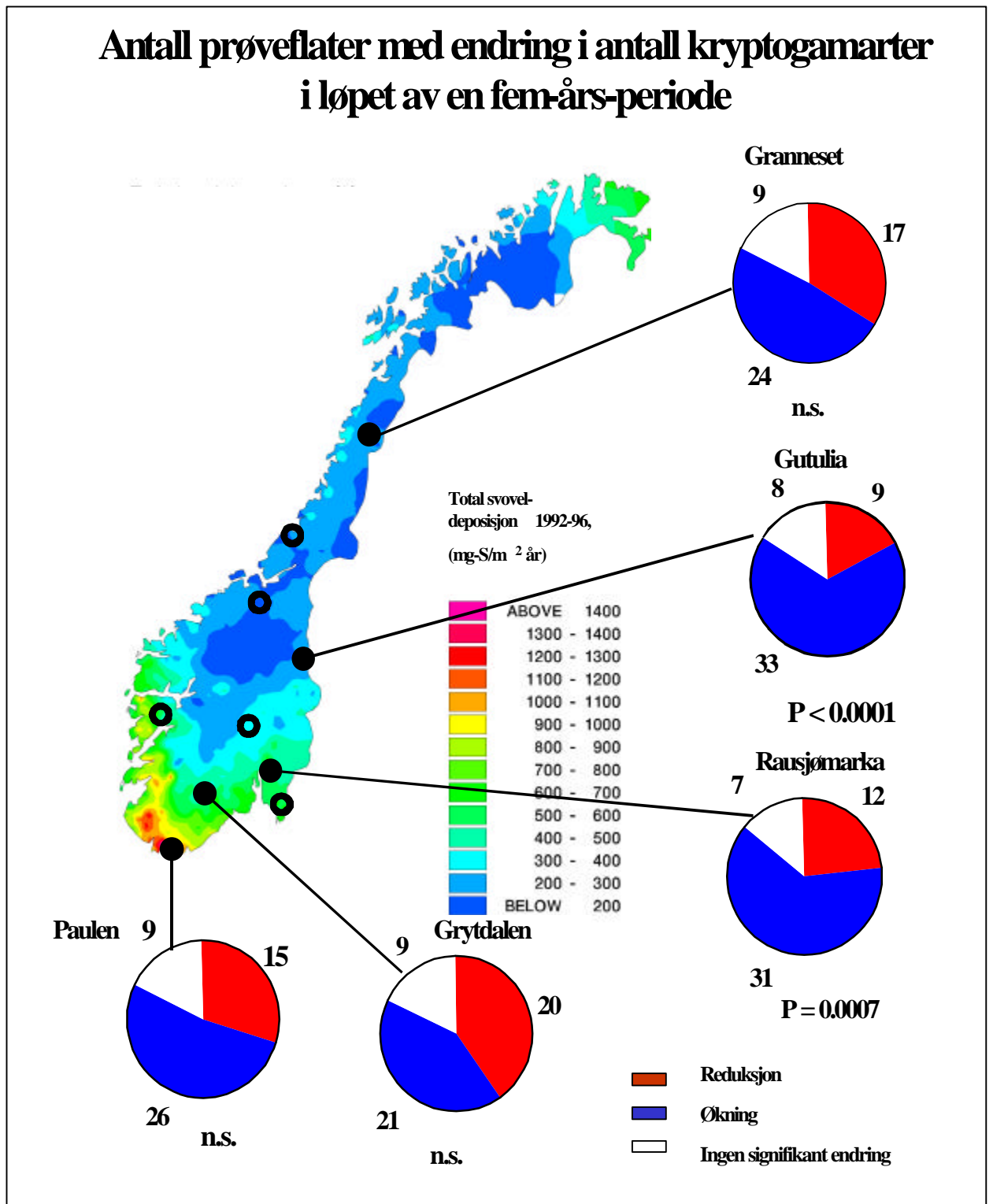


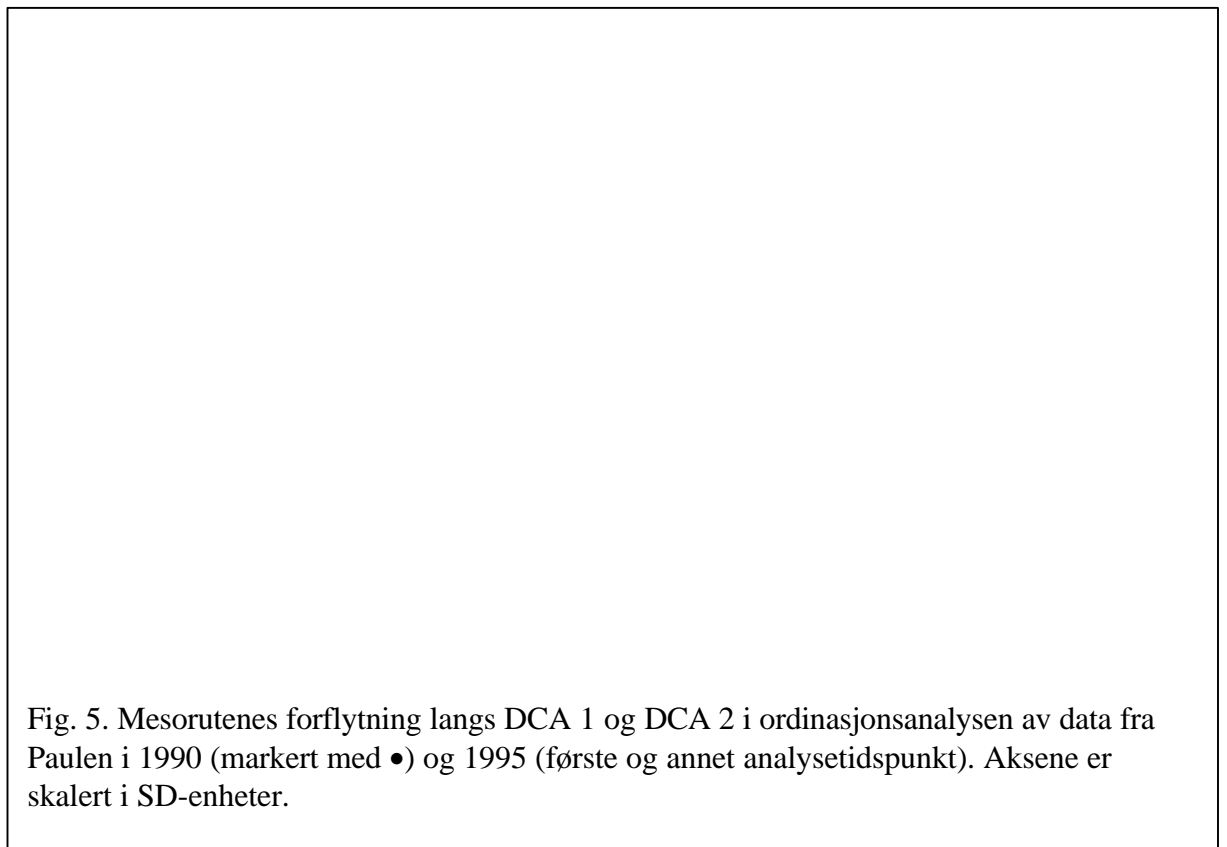
Fig. 4. Antall prøveflater (mesoruter) med endring i antall kryptogamarter i løpet av en fem-års-periode. P: signifikanssannsynlighet for ettutvalgs Wilcoxontest av hypotesen : median endring = 0 mot det tosidige alternativet. Grunnlagskart fra Tørseth & Semb 1998. Data fra overvåkingsområder som er angitt med åpen sirkel rapporteres ikke her.

rutene på de rikeste voksestedene ikke hadde endret seg signifikant. Langs DCA 2 var det ingen signifikant forflytning av mesoruter.

For Rausjømarka var mesorutenes posisjon signifikant forflyttet i retning av høyere ordinasjonsscorer både for DCA 1 og for DCA 2 (Fig. 7, Tab. 6); dvs. dels endring i artssammensetning i retning av vegetasjonen på tørrere voksesteder som har høyere pH og innhold av kationer (DCA 1), dels i retning av voksesteder med lavere pH og innhold av nitrogen (DCA 2). Den største forflytningen ble funnet for mesorutene på de fattige voksestedene, men en signifikant forflytning i retning av høyere DCA 2-scorer ble også funnet for mesorutene på de rike voksestedene.

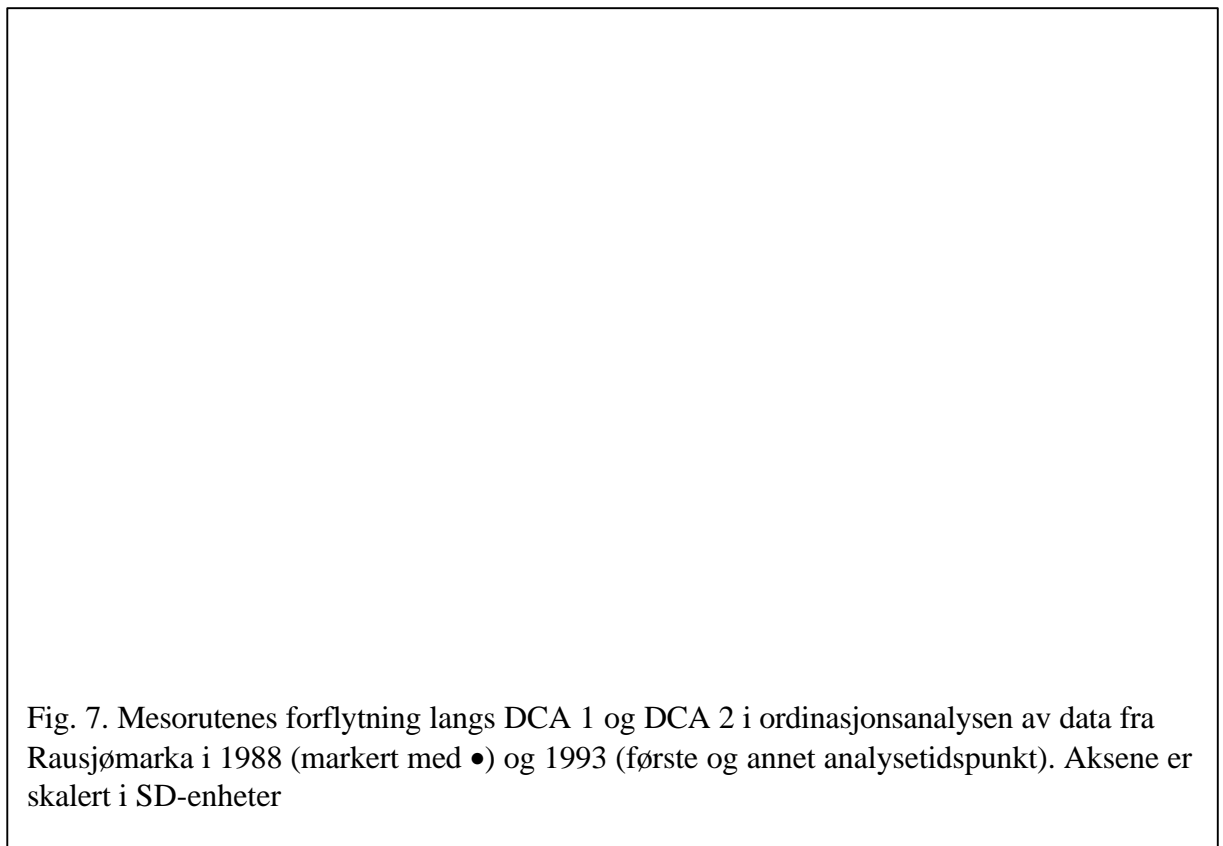
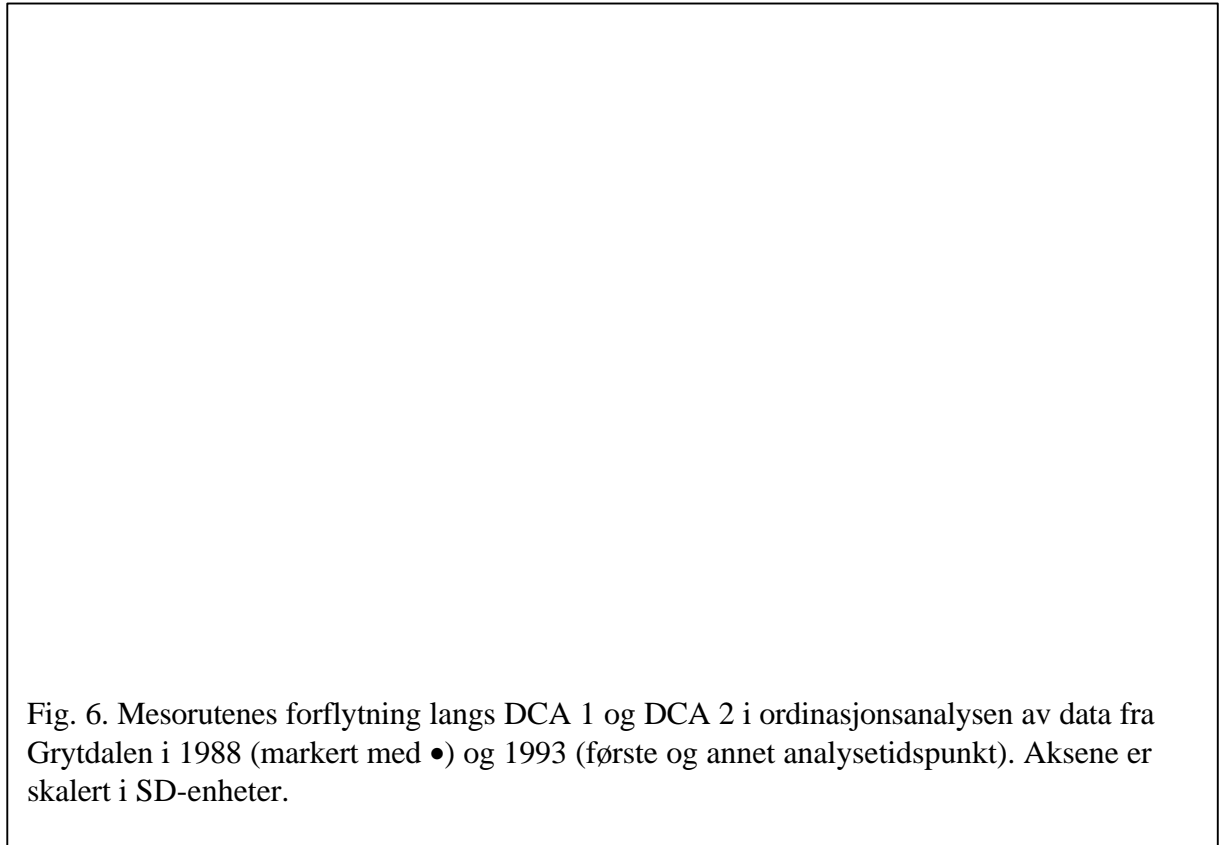
For Gutulia ble det ikke funnet signifikant forflytning av mesorutenes posisjon langs DCA 1 (Fig. 8, Tab. 6), mens signifikant forflytning av i retning av høyere ordinasjonsscorer langs DCA 2 ble funnet for mesoruter på både fattige og rikere voksesteder; størst var forflytningen for de sistnevnte. I dette området hadde derfor vegetasjonen endret seg i retning av vegetasjon typisk for tørrere voksesteder, og i tettere skog.

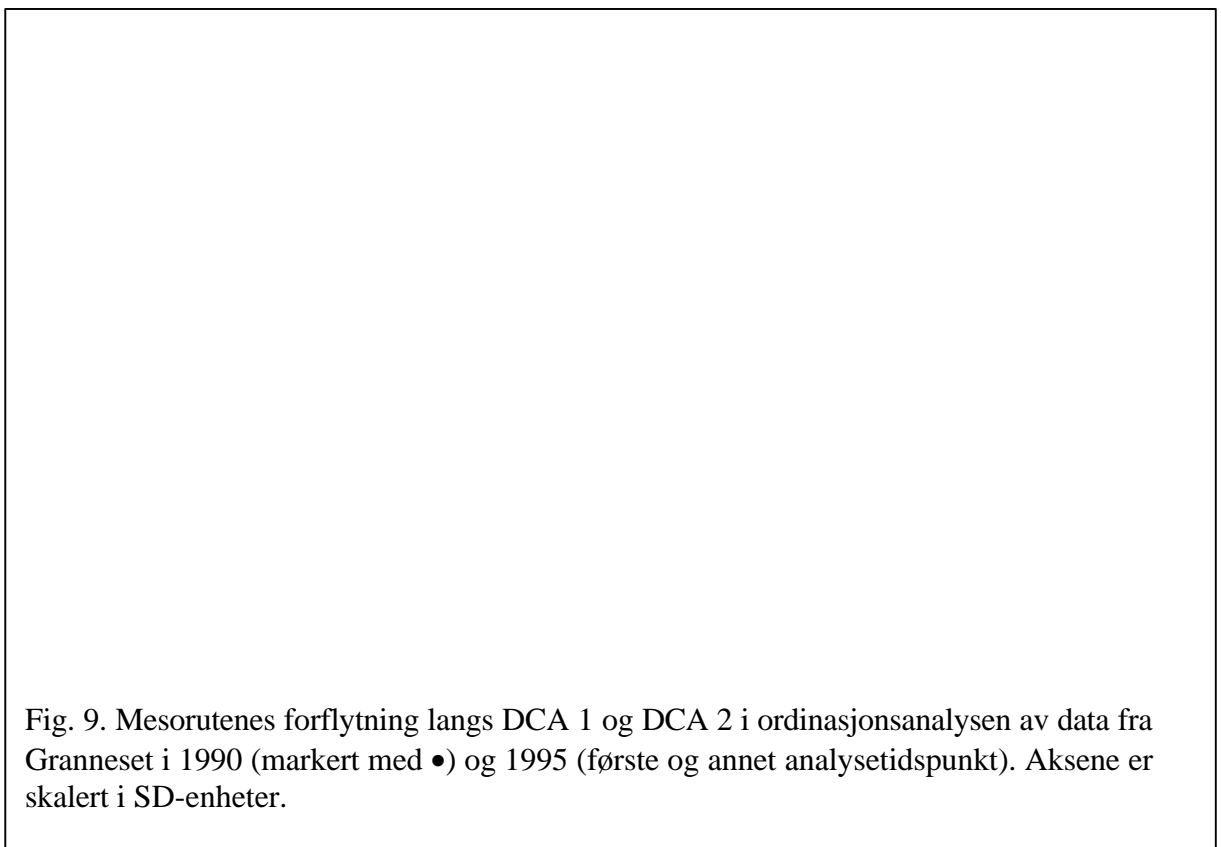
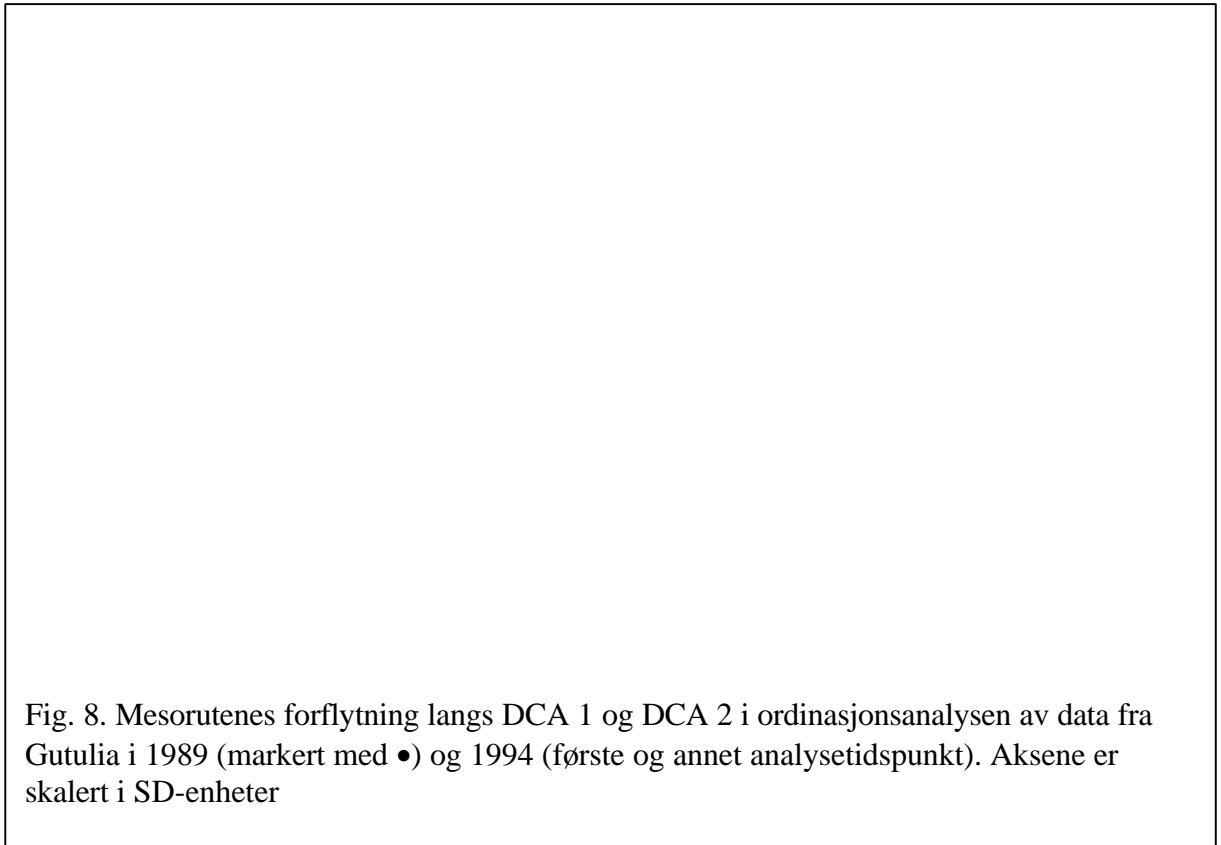
For Granneset ble det ikke funnet signifikante forflytninger av mesorutenes posisjon langs ordinasjonsaksene (Fig. 9, Tab. 6).



Endring i økologiske variabler

En signifikant reduksjon i $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ i humussjiktet (Tab. 7) i mesorutene i løpet av 5-årsperioden ble funnet for Grytdalen og for Gutulia, mens en signifikant økning i $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ i humussjiktet ble funnet for Paulen, Rausjømarka og Granneset. Den mediane endringen var





imidlertid liten for alle områdene (0.1 pH-enhet). Noen kationer hadde økt signifikant i mengde i humussjiktet i flere områder, for eksempel Ca, Mg, Na, K og Mn, mens det for andre, for eksempel Na, Al og Fe, ble funnet reduksjon i mengde. For Rausjømarka og Gutulia var imidlertid ikke mengdene i humussjiktet av noen av kationene (med unntatt av K i Gutulia) ved de to analysetidspunktene korrelert. Endringsdata for disse variablene er derfor ikke presentert. Mengdene av total nitrogen i humussjiktet hadde økt signifikant i alle områdene etter 5 år, men total nitrogen i andel av glødetap hadde økt signifikant bare i Grytdalen. Mengden av P-AL hadde økt signifikant i Paulen, men var redusert i Rausjømarka og Granneset. Mengden S i humussjiktet hadde økt i Paulen, Grytdalen og Granneset, mens det ikke var korrelasjon mellom mengdene av S i humussjiktet mellom de to analysetidspunktene i Rausjømarka og Gutulia.

Diskusjon

Endringer i artsantall og mengdeendringer for karplanter, relasjoner til nitrogendeposisjon og andre luftforurensinger

Endringene i artsantall og mengder av enkeltarter for karplanter viser en klar geografisk trend, som stemmer overens med mønsteret for deposisjon av langtransporterte luftforurensinger. Tilsvarende resultater for karplanteendringer ble også funnet i Solhomfjell-området (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland 1995b, 1995c, 1997a). Flere litt næringskrevende arter går tilbake, og noen av disse er de samme som i Solhomfjell; for eksempel *Oxalis acetosella* (gaukesyre) og *Gymnocarpium dryopteris* (fugleteig). *Oxalis acetosella* er funnet å være spesielt følsom for forsuring (Rodenkirchen 1992, Falkengren-Grerup & Tyler 1993). Andre eksempler på litt næringskrevende arter som går tilbake er *Potentilla erecta* (tepperot) og *Rubus saxatilis* (teiebær). Det er verd å merke seg at karplante-artsantallet ble redusert i henholdsvis 27 og 28 av mesorutene i Paulen og Grytdalen mens endringene i karplante-artsantall i områdene lenger nord ikke var signifikante, og at med ett unntak i Rausjømarka (*Viola riviniana*, ettårige arter ikke medregnet) har ingen karplantearter økt signifikant i de 3 sørligste områdene, mens relativt mange har fått signifikant reduserte mengder. Resultatene støtter hypotesen til R. Økland (1995b, 1995c; R. Økland & Eilertsen 1996) om en langsom, tidsforskjøvet respons på forsuring. Nitrogenedfallets forsurende virkning kan være en medvirkende årsak til endringene, men siden total N økte signifikant i alle områdene i undersøkelsesperioden, er det sannsynlig at andre forsurende komponenter har forårsaket eller bidratt til endringene.

Det er også funnet signifikante mengdeendringer for arter som ikke er næringskrevende. Mengdereduksjon av *Ptelidium aquilinum* ble av R. Økland (1995c) tilskrevet stengelbrekk ved analysering, men i Solhomfjell-området ble 50 ruter analysert hvert år i seks år mens det i Paulen, der reduserte mengder av arten ble registrert i alle de 20 mesorutene den forekom i ved førstegangsanalyse, går 5 år mellom hver analyserunde. Slitasjen ved vegetasjonsanalyser i Paulen er derfor betydelig mindre, og det synes lite sannsynlig at stengelbrekk alene kan forklare reduksjonen. Andre lite krevende arter med tilbakegang er for eksempel *Lycopodium annotinum*, som har hatt en sterkt signifikant reduksjon i mengde i Grytdalen. Feltobservasjoner fra Grytdalen ved annengangs reanalyse i 1998 (T. Økland, upubl. data) tilsier at tilbakegangen for denne arten fortsetter. Tilsvarende tilbakegang er også observert i andre undersøkelser (Odd Eilertsen, pers. medd.). I Grytdalen er tilbakegangen et resultat av at *Lycopodium annotinum* ofte er helt avbleket og visnet bort; i 1998 var det lite frisk *Lycopodium annotinum* igjen i området. Det er lite trolig at denne arten er spesielt tørkeutsatt. Årsaken til reduksjonen gjennom 10 år i Grytdalen er derfor fortsatt ukjent. Tilbakegang for *Deschampsia flexuosa* i Grytdalen, Rausjømarka og Granneset svekker hypotesen om at denne arten øker i mengde som resultat av økt nitrogenedfall (jf. Wittig & Werner 1986, Rodenkirchen 1992). R. Økland (1995c) rapporterer økt mengde av *Deschampsia flexuosa* 1988-93 i Solhomfjell, mens den i perioden 1993-95 avtok mer i mengde enn den tidligere økte (R. Økland 1997a). Det er derfor ingenting som tyder på at denne arten øker i mengde i norske granskoger som følge av nitrogengjødsling. I Paulen avtok også *Trientalis europaea* og *Maianthemum bifolium* signifikant i mengde i perioden 1990-95 mens i Granneset økte *Trientalis europaea* i perioden 1990-95. Også fra Solhomfjell er det rapportert reduksjon av *Trientalis europaea* i mengde i perioden 1988-93 (R. Økland 1995c). Mesotrofe

arter er regnet for å være spesielt følsomme for forsuring (Falkengren-Grerup 1986, Wittig & Werner 1986), men forsuring kan ikke utelukkes som forklaring på at også mindre næringskrevende arter blir redusert i mengde.

Endringer i artsantall og mengdeendringer for kryptogamer

Kryptogamartenes signifikante økning i antall i Rausjømarka og Gutulia, samt de mange artene med mengdeøkninger i alle områdene (særlig mange i Gutulia), støtter opp om resultatene fra Solhomfjell-området og hypotesen om klimavariasjon som årsak; mange milde og nedbørrike vintre og lange snøfrie vårer i Sør-Norge i perioden 1988-93 var spesielt gunstige for mosevekst (R. Økland 1997a, 1997b). Reanalyser i Gutulia ble foretatt i 1994, etter en særlig fuktig og kjølig vekstsesong i 1993 (Anonym 1989-95). R. Økland (1997b) viste at populasjonsutviklingen hos *H. splendens* i stor grad er styrt av klimatiske forhold. Populasjonsøkning for *H. splendens* i Gutulia (som er et av de overvåkingsområdene der mesorutene er benyttet til registreringer av *H. splendens*) ble observert i alle årene fra 1990-93 (R. Økland, pers. medd.). Det er sannsynlig at klimavariasjon styrer veksten til andre mosearter på samme måte som for *Hylocomium splendens*, og at økningen i artsantall for moser og mengdeøkningene også for andre arter derfor kan tilskrives klimavariasjon (jf. R. Økland 1997a). Mosene er derfor trolig velegnede indikatorer på klimaendringer (R. Økland 1997a, 1997b).

Endringer i artssammensetning og i jordkjemiske faktorer

Endringer i artssammensetningen i den rikere granskogen ("småbregne"- og "lågurt"-granskog) i Solhomfjell-området i Aust-Agder i retning av vegetasjon mer lik fattig blåbærgranskog, ble rapportert av R. Økland & Eilertsen (1996) og R. Økland (1997a) for tidsperiodene 1988-93 og 1993-95. R. Økland & Eilertsen (1996) hevder at "dersom vegetasjonsendringene i rikere granskog fortsetter med samme hastighet som i perioden 1988-95, vil en lågurtgranskog utvikle seg til en fattig blåbærgranskog i løpet av 100 år." Hvis dette er en trend som er typisk for den sørligste delen av landet, skulle man forvente tilsvarende endringer i Paulen (Vest-Agder) og Grytdalen (Telemark). I Paulen er riktignok endringene i artssammensetning i tidsperioden 1990-95 signifikante i retning av vegetasjon på fattigere voksesteder, men resultatene viser også at dette skyldes at artssammensetningen i mesoruter på fattige voksesteder har endret seg i retning av vegetasjonen på enda fattigere voksesteder, mens artssammensetningen på de rikere voksestedene ikke er signifikant endret. I Grytdalen ble en motsatt trend funnet; vegetasjonen på de fattige voksestedene hadde endret seg i retning av vegetasjonen på de rikere voksestedene.

De signifikante endringene langs begge DCA-akser som ble funnet i Rausjømarka, er ikke entydige m.h.t. næringsgradienten, da variabler som bidrar til næringsinnholdet i jorda var korrelert med begge aksene i den opprinnelige ordinasjonsanalysen (positivt korrelerte med DCA 1, negativt korrelerte med DCA 2, se T. Økland 1996). De avvikende resultatene for endringer i artssammensetning i denne undersøkelsen i forhold til resultatene fra Solhomfjell, kan tenkes å ha flere årsaker:

- At det blant 50 analyseflater totalt pr. område nødvendigvis vil være relativt få på rike voksesteder
- At endringene etter bare 5 år i disse områdene ikke er store nok til å framtre som signifikante.
- At antall arter uten signifikant mengdeendringer, og/eller antall mindre næringskrevende arter med mengdeendringer er for stort i forhold til antallet mer næringskrevende arter som avtar i mengde.
- At endringene som er rapportert fra Solhomfjell ikke representerer noen generell trend for granskoger i de sørligste delene av Norge.

En kombinasjon av de tre første forklaringene er trolig det mest sannsynlige (se diskusjon av endringer i artsantall og endringer i enkeltartenes mengder), men bearbeiding av dataene fra de 5 andre områdene og data fra tredje analyseomløp (feltarbeid for tredje analyseomløp avsluttes i år 2002), vil trolig avklare disse spørsmålene.

R. Økland & Eilertsen (1996) fant også signifikante pH-reduksjoner i Solhomfjell-området i den samme tidsperioden, men ingen endringer i miljøvariabler var korrelert med endringene i artssammensetningen. I Paulen, Rausjømarka og Granneset har median pH økt med 0.1pH-enhet, mens det i Grytdalen og Gutulia fant sted en tilsvarende reduksjon. Mangelen på et regionalt mønster i pH-endringer, og manglende korrelasjoner med vegetasjonsendringene, tilsier at 5 år er for kort tid til at pH-reduksjon kan registreres pålitelig og gi seg signifikante utslag i endringer i artssammensetningen. Endringsmønstre for de fleste kationene er enda vanskeligere å tolke sikkert, da verdiene fra de to analysetidspunktene i 2 av områdene ikke er korrelerte. Økningen i total nitrogen i alle områdene kan kanskje tilskrives at nitrogen-deposisjonen i perioden fra 1988-95 har vært så stor over hele landet at en akkumulasjon av nitrogen i jorda kan ha funnet sted. Dette kan indikere at økosystemet ikke lenger er begrenset av tilgang på nitrogen.

Andre observerte endringer

Ved reanalysering i Paulen 1995 ble det observert store mengder alger på stammer på løvtrær, på greiner av gran, og på bakken. Det er ikke utført systematiske registreringer av alger i mesorutene eller på trærne i områdene. Algevesten på løvtrærne var spesielt påfallende. Algene på bakken dannet ofte flekkvise kolonier over levermoser, men fantes også på større moser, som *Dicranum* spp. Tilsvarende er også observert i Lundsneset (i Østfold) og i Grytdalen. Denne algepåveksten, som tydelig skader mosene, kan muligens forklares av nitrogennedfallet (jf. Ferm et al. 1990, Thomsen 1996). Det er ikke observert tilsvarende algepåvekst i de nordligste overvåkingsområdene. Mosene har stor evne til regenerering, særlig i klimatiske gunstige perioder, og dette, sammen med at små levermoser ofte forekommer med generell lav frekvens, er trolig årsak til at skadene ennå ikke har gitt seg signifikante utslag på reanalyse-resultatene.

Analysen av endringer i trærnes vitalitet er påbegynt, og foreløpige resultater viser en reduksjon i kronetetthet i Paulen og Grytdalen på 6-7% (Strand et al. 1998, T. Økland, unpubl. data).

Konklusjon

Intensiv vegetasjonsovervåking med registreringer av artenes smårutefrekvens i mesoruter gir data som er godt egnet for testing av flere aspekter ved endringer i vegetasjon; endringer i enkeltarters mengder, endringer i artsmangfold og endringer i artssammensetning. Enkeltartenes mengder ser ut til å være mer følsomme overvåkingsindikatorer enn artssammensetningen, når det er 50 mesoruter i et område og når endringer i et tidsintervall på 5 år testes.

Endringene i karplante-artsantall og enkeltartenes mengder i mesorutene viser et tydelig regionalt mønster med en reduksjon i de sørligste områdene, som passer med mønsteret for deposisjon av langtransporterte forurensinger. Kryptogamene, spesielt mosene, øker i mengde i mesorutene i alle områdene, noe som kan tilskrives klimavariasjon. Mosene er derfor trolig gode indikatorer på klimaendringer. Fortsatt overvåking er viktig for å kunne fastslå om den negative trenden for karplanter i de sørligste områdene tiltar og om moseøkningen fortsetter. Analyser av endringer i de 5 øvrige overvåkingsområdene og fra framtidige reanalyseomløp er nødvendig for å fastslå dette. Algepåvekst på trær og bakkevegetasjonen øker tilsynelatende i de sørligste områdene. Det er behov for studier som kan fastslå hvorvidt dette virkelig er tilfellet og i så fall hvilke økologiske konsekvenser det kan få. Særlig har man lite kunnskap om alger på bakkevegetasjon, og dette bør undersøkes spesielt, for eksempel ved systematisk registrering i mesorutene.

Litteraturliste

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. - *Annls bot. fenn.* 5: 169- 211.
- Anonym, 1989-95. Klimatologiske månedsoversikter. - Norske meteorol. Inst., Oslo.
- Anonym 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport 1998:1: 1-170.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 2: 1-63.
- Baadsvik, K. 1974. Jordanalyser. Noen utvalgte metoder for fysikalske og kjemiske jordanalyser. - Univ. Trondheim, Trondheim.
- Barth, T.F.W. 1960. Precambrian of southern Norway. Areal descriptions. - *Norg. geol. Unders.* 208: 22-48.
- Bruteig, I.E., Eilertsen, O., Kålås, J.A., Løbersli, E., Myklebust, I., Tørseth, K., Økland, R.H. & Aamlid, D. 1997. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking 1990-95. - Dir. Naturforvaltning, Trondheim.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonskart over Norge 1:1 500 000. - I: Nasjonalatlas for Norge kartblad 4.1.1, Statens Kartverk, Hønefoss.
- Ellenberg, H.H., Jr. 1988. Eutrophierung - Veränderungen der Waldvegetation - Folgen für den Reh-Wildverbiss und dessen Rückwirkungen auf die Vegetation. - *Schweiz. Z. Forstwes.* 139: 261-282.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. - *Oecologia* 70: 339-347.
- 1989. Soil acidification and its impact on ground vegetation. - *Ambio* 18: 179-183.
 - & Tyler, G. 1993. Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. - *For. Ecol. Mgmt* 60: 311-326.
- Ferm A, Hytönen J, Lähdesmäki P, Pietiläinen P and Pätilä A 1990. Effects of high nitrogen deposition on forest: Case studies close to fur animal farms. *In* Acidification in Finland. Ed. P Kauppi, P Anttila and K Kenttämies. Springer Verlag, Berlin, s. 635-668.
- Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1991. Morfologiske skader hos blanksigd (*Dicranum majus*) og krussigd (*D. polysetum*). - *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 69: 8-19.
- Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 18: 1-41.
- Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. - *Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte* 4: 1-104.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. - *Klima* 2: 2-34.
- 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - *Norske Meteorol. Inst. Rapp.* 39: 1-63.
- Gjelle, S. 1978. Geology and structure of the Bjøllånes area, Rana, Nordland. -*Norg. geol. Unders.* 343: 1-37.
- Heil, F.W. & Diemont, W.M. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. - *Vegetatio* 53: 113-120.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell University, Ithaca, New York, USA.
- & Gauch, H.G.J. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47- 58.
- Kendall, M.G. 1938. A new measure of rank correlation. - *Biometrika* 30: 81-93.

- Krause, G.H.M., Arndt, U., Brandt, C.J., Bucher, J., Kenk, G. & Matzner, E. 1986. Forest decline in Europe: development and possible causes. - *Wat. Air Soil Pollut.* 31: 647-668.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. *Lavflora. Norske busk- og bladlav*. Ny revidert utgave ved Hildur Krog og Tor Tønsberg, ed. 2. - Universitetsforlaget, Oslo, Norway.
- Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. - *Psychometrika* 29: 1- 27.
- 1964b. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. - *Psychometrika* 29: 115-129.
- , Young, F.W. & Seery, J.B. 1973. How to use KYST, a very flexible program to do multidimensional scaling and unfolding. - Bell Labs, Murray Hill, New Jersey, unpubl.
- Kuhn, N., Amiet, R. & Hufschmid, N. 1987. Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. - *Allg. Forst- Jagd.-Z.* 5: 77-84.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). - *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. *Norsk flora*. 6 utgåve ved R. Elven. - Det Norske Samlaget, Oslo, Norway.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. - *Vegetatio* 69: 89-107.
- Moen, A. & Odland, A. 1993. Vegetasjonsseksjoner i Norge. - Univ. Trondheim VitenskMus. *Rapp. bot. Ser.* 1993: 2: 37-53.
- 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.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskararteringen. - *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Oftedahl, C. 1980. Geology of Norway. - *Norg. geol. Unders.* 356: 3-114.
- Overrein, L.N., Seip, H.M. & Tollan, A. 1980. Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980. - SNSF-project, Oslo-Ås.
- Rodenkirchen, H. 1992. Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of Southern Germany. - *Wat. Air Soil Pollut.* 61: 279-294.
- Roelofs, J.G.M. 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. - *Experientia* 42: 372-377.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Økland, T. 1998. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. IV. Effects of experimental fine-scale disturbance. - *Oikos* 82: 5-19.
- Schütt, P. & Cowling, E.B. 1985. Waldsterben, a general decline of forests in Central Europe: symptoms, development and possible causes. - *Pl. Dis.* 69: 548-558.
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. *Berggrunnskart over Norge 1: 1 000 000*. - Norg. geol. Unders., Trondheim.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. - Freeman, New York.
- Strand, G.H., Økland, R.H. & Økland, T. 1998. Regional variation of change in crown density in spruce forests: a comparative study of data from three projects in southern Norway. - *Norsk geogr. Tidsskr.* 52: 49-56.
- Thomsen, M. G. 1996. Epiphytic Growth on Spruce Needles. *Ecosystems Research Report* 21, 261-266.
- Tørseth, K. and Semb, A. 1998. Deposition of nitrogen and other major inorganic compounds in Norway, 1992-1996. *Environ. Pollution* 102, S1, 299-304.

- Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, P.K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Waldekosystem im Solling. - Schr. forst. Fak. Univ. Göttingen 58: 1-291.
- Wittig, R. & Werner, W. 1986. Beiträge zur Belastungssituation des Flattergras-Buchenwaldes der Westfälischen Bucht - eine Zwischenbilanz. - Düsseldorfer geobot. Kolloq. 3: 33-70.
- Økland, R.H. 1990. Studies in SE Fennoscandian mires, with special regard to the use of multivariate techniques and the scaling of ecological gradients. - Sommerfeltia Suppl. 2: 1-22.
- 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1993. - Utredn. Dir. Naturforv. 1994: 5: 1-37.
 - 1995a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - J. Ecol. 83: 697-712.
 - 1995b. 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.
 - 1995c. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. - Nord. J. Bot. 15: 415-438.
 - 1997a. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. - Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
 - 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.
 - & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - Sommerfeltia 16: 1-254.
 - & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. - J. Veg. Sci. 7: 747-762.
 - , 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. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. - J. Ecol. 84: 63-69.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. - Nord. J. Bot. 8: 375-407.
- 1989. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand": Vegetasjonsøkologisk overvåking av boreal barskog i Norge. I. Rausjømarka i Akershus. - Norsk Inst. for Jord. og Skogkartlegging, Ås.
 - 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. - Sommerfeltia 10: 1-52.
 - 1993. Vegetasjonsøkologisk overvåking av barskog i Gutulia nasjonalpark. - Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 1993:6: 1-76.
 - 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - Sommerfeltia 22: 1-349.
 - , Økland, R.H. & Steinnes, E. . Element concentrations in the boreal forest moss *Hylocomium splendens*: variation related to gradients in vegetation and local environmental factors. - Pl. Soil : in press.