

UNIVERSITETET I TRONDHEIM, VITENSKAPSMUSEET

RAPPORT

BOTANISK SERIE

1988-1

Simen Bretten og Olaf I. Rønning

Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1988



TRONDHEIM 1988

"Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport. Botanisk Serie" inneholder stoff fra det fagområdet og det geografiske ansvarsområdet som Botanisk avdeling, Vitenskapsmuseet representerer. Serien bringer stoff som av ulike grunner bør gjøres kjent så fort som mulig. I mange tilfeller kan det være foreløpige rapporter, og materialet kan seinere bli bearbeidet for videre publisering. Det vil også bli tatt inn foredrag, utredninger, o.l. som angår avdelingens arbeidsfelt. Serien er ikke periodisk, og antall nummer pr. år varierer. Serien starta i 1974, og det fins parallelle arkeologiske og zoologiske serier. Serien har skifta navn fra og med 1987, og den er en fortsettelse av "K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser." som kom ut med 89 nummer i årene 1974-1986.

Til forfatterne:

Manuskriptet kan være maskinskrevet eller handskrevet med tekst på den ene sida av arket. Ord som skal settes i kursiv, skal understrekes. Som språk blir norsk brukt, unntatt i abstract (se nedenfor). Med manuskriptet skal følge:

1. Eget ark med artikkelens tittel og forfatterens/forfatterens navn. Tittelen bør være kort og inneholde viktige henvisningsord.
2. Et referat (synonym: abstract) på maksimum 200 ord. Referatet innledes med bibliografisk referanse og avsluttes med forfatterens navn og adresse.
3. Et abstract på engelsk med samme innhold som referatet.

Artikkelen bør forøvrig inneholde:

1. Et forord som ikke overstiger to trykksider. Forordet kan gi bakgrunn for artikkelen med relevante opplysninger om eventuell oppdragsgiver og prosjektknytning, økonomisk og annen støtte fra fond, institusjoner og enkeltpersoner med takk til dem som bør takkes.
2. En innledning som gjør rede for den vitenskapelige problemstilling og arbeidsgangen i undersøkelsen.

3. En innholdsfortegnelse som svarer til disposisjonen av stoffet, slik at inndeling av kapitler og underkapitler er nøyaktig som i sjølve artikkelen.
4. Et sammendrag av innholdet. Det bør vanligvis ikke overstige 3% av det originale manuskriptet. I spesielle tilfelle kan det i tillegg også tas med et "summary" på engelsk.

Litteraturhenvisninger i teksten gis som Rønning (1972), Moen & Selnes (1979), eller dersom det er flere enn to forfattere som Sæther et al. (1980). Om det blir vist til flere arbeid, angis det som "Flere forfattere (Rønning, 1972, Moen & Selnes 1979, Sæther et al. 1980) rapporterer", i kronologisk orden uten komma mellom navn og årstall. Litteraturlista skal være unummerert og i alfabetisk rekkefølge. Flere arbeid av samme forfatter i samme år gis ved a, b, c osv. (Elven 1978a). Tidsskriftnavn forkortes i samsvar med siste utgave av World List of Scientific Periodicals eller gjengis i tvilstilfelle fullt ut.

Eksempler:

Tidsskrift: Moen, A. & M. Selnes 1979. Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonskart. - K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1979 4: 1-96.

Bretten, S. & O.I. Rønning (red.) 1987. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1987. - Univ. Trondheim, Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1987 1: 1-63.

Kapittel: Gjærevoll, O. 1980. Fjellplantene. - s. 316-347 i P. Voksø (red.): Norges fjellverden. Forlaget Det Beste, Oslo.

Bok: Rønning, O.I. 1972. Vegetasjonslære. - Universitetsforlaget, Oslo/Bergen/Tromsø. 101 s.

Eventuelle tabeller, plansjer og tegninger leveres på egne ark med angivelse av hvor i teksten de ønskes plassert.

Utgiver:

Universitetet i Trondheim,
Vitenskapsmuseet,
Botanisk avdeling,
7004 Trondheim.

Referat

Bretten, S. & O. I. Rønning. (red.) 1988. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvold 1988. *Univ. Trondheim, Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1988 1* : 1-133.

Rapporten inneholder 11 foredrag som ble holdt på vegetasjonsøkologisk fagmøte på Kongsvold i mars 1988. Hovedtema for møtet var edellauvskoger og 6 av foredragene knytter seg til dette emnet. De andre behandler metodikk ved databehandling av vegetasjonsøkologiske datasett, havstrandvegetasjon, hemi-arktisk fuglefjellvegetasjon og populasjonsbiologi.

Simen Bretten, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Kongsvold biologiske stasjon, 7340 Oppdal.

Olaf I. Rønning, Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, 7055 Trondheim.

Abstract

Bretten, S. & O. I. Rønning. (eds.) 1988. Symposium in vegetation ecology at Kongsvold 1988. *Univ. Trondheim, Vitensk. mus. Rapp. Bot. Ser. 1988 1* : 1-133.

The report comprises 11 lectures given at a symposium on vegetation ecology at Kongsvold Biological Station in March 1988. It covers a wide set of approaches in vegetation ecology.

Simen Bretten, University of Trondheim, Museum of Natural History and Archaeology, Kongsvold Biological Station, N-7340 Oppdal.

Olaf I. Rønning, University of Trondheim, AVH, Department of Botany, N-7055 Dragvoll.

ISBN 82-7126-441-9
ISSN 0332-8090

Forord

Denne rapporten inneholder 11 av foredragene som ble holdt på det 9. fagmøtet i vegetasjonsøkologi på Kongsvold biologiske stasjon 13. - 15. mars 1988.

Fagmøtet samlet i år 58 deltakere, både etablerte forskere, hovedfagsstudenter og økologer i forvaltningen.

Hovedtema for årets møte var edellauvskogen i Norge i fortid, nåtid og framtid, og 6 av foredragene knyttet seg til dette emnet. Foredraget om virkning av nedveining og artsfjerning ved DCA-ordinasjon av vegetasjonsøkologiske dastasett var et bestillingsverk fra forrige fagmøte.

Manuskriptene er stort sett trykt i den form vi mottok dem. Det har imidlertid vært problemer med lesbarheten til en del figurer.

Kongsvold, november 1988

S. Bretten O. I. Rønning

Innhold

Side

Referat
Abstract
Forord

Odd Eilertsen og Oddvar Pedersen: Virkning av nedveining og arts-
fjerning ved DCA-ordinasjon av vegetasjonsøkologiske datasett.

Mons Kvamme: Pollenanalytiske bidrag til edellauvskogens historie
i Sør-Norge. 19

Jarle Inge Holten: Vertikalutbredelse av edellauvskogstyper i et
kyst-innland-transect i Midt-Norge. 27

Johan Kielland-Lund: Nitrofile kantsamfunn (*Glechometalia*)
i norsk edellauvskog. 37

Odd Vevle: Om samfunnsdiversitet i edellauvskogsreservat. 44

Harald Korsmo og D. Svalastog: Vertikalstruktur i edellauvskog. 49

Ingvild Austad og Arnfinn Skogen: Erfaringer fra restaurering og skjøtsel
av en edellauvskog i Luster kommune, Sogn og Fjordane fylke. 70

Harald Korsmo: En orientering om verneplan for barskog. 76

Reidar Elven: Utbredelsestyper og gradienter i havstrandvegetasjon
i Nordland. 83

Andy Sortland: Fuglefjellvegetasjonen på Varangerhalvøya -
hemiarktisk Norge. 98

Ann Marie Odasz: Population biology and ecology of the herbaceous
perennial *Pedicularis dasyantha*, (*Scropulariaceae*)
Brøggerhalvøya, Svalbard archipelago. 111

Deltakerliste 133

VIRKNING AV NEDVEIING OG ARTSFJERNING
VED DCA-ORDINASJON AV VEGETASJONSØKOLOGISKE DATASET

Odd Eilertsen og Oddvar Pedersen *
Botanisk hage og museum
Universitetet i Oslo
Trondheimsveien 23 b
0562 Oslo 5

*: (forfatterne er oppført i alfabetisk rekkefølge)

Innledning

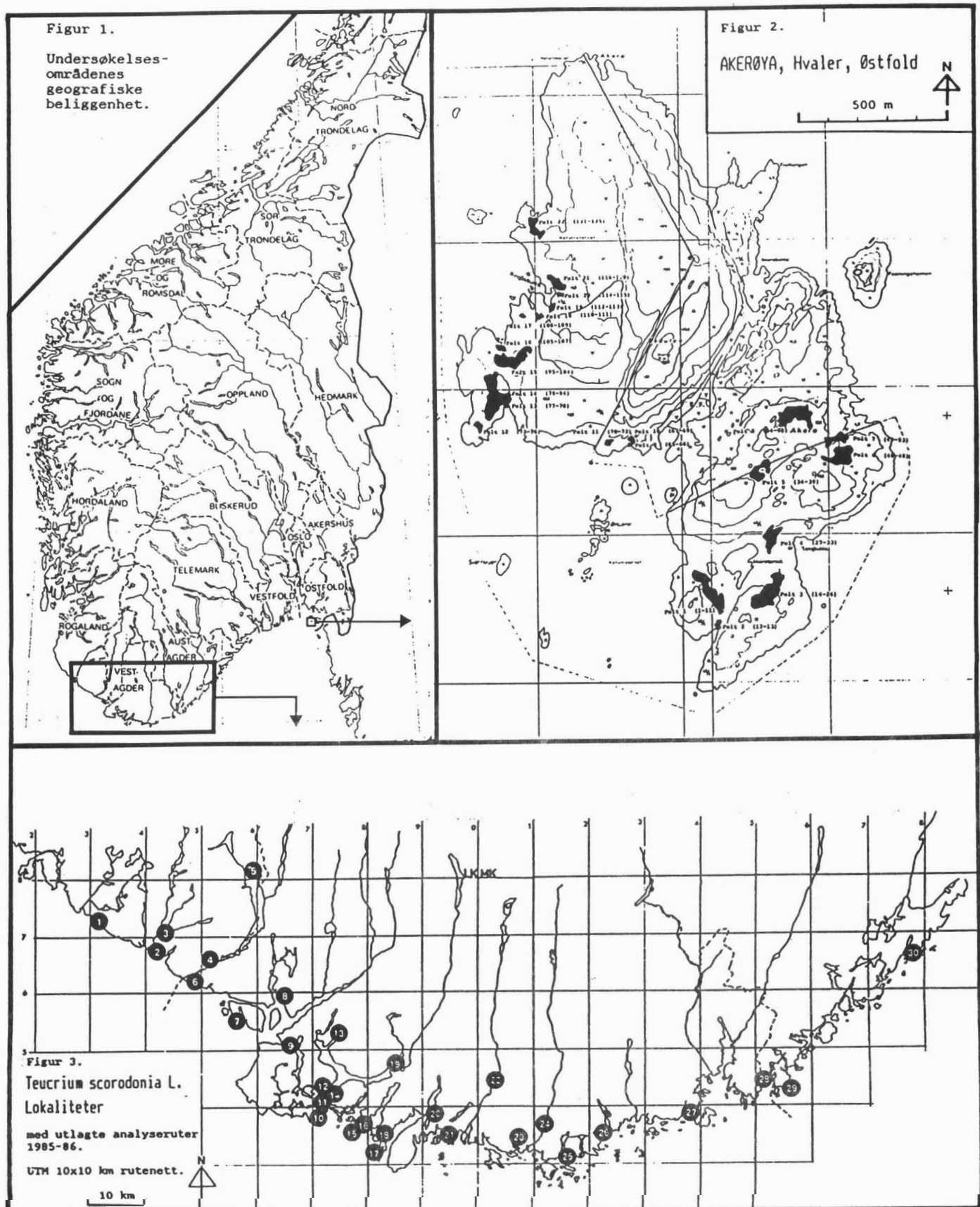
Numeriske metoder nyttes stadig oftere i vegetasjonsøkologiske arbeider. I Norge har "Detrended Correspondence Analysis", DCA, vært den mest anvendte av de multivariate analysemetodene. DCA-metoden er tilgjengelig i programpakken CANOCO (ter Braak 1987), som er en utvidelse av programpakken DECORANA (Hill 1979). Brukere av numeriske metoder må ta stilling til en rekke datamanipuleringer og metodevalg. Virkningene av valgene er lite undersøkt. Vi synes derfor tiden er inne for å studere effekten av forskjellige datamanipuleringer.

I dette arbeidet er datamanipuleringer utført ved hjelp av "Biological Data Program/PC", BDP/PC, (Pedersen 1988). Med datamanipuleringer mener vi manipuleringer av art-rute-matrissa (Wildi 1980, van der Maarel 1982). Her vil vi kun vurdere virkningen av fjerning eller nedveiging av arter med liten konstans i materialet.

I flere vegetasjonsøkologiske arbeider har behovet for artsfjerning og nedveiging blitt nevnt. Kershaw & Looney (1985) hevder at sjeldne arter bør fjernes da de hovedsaklig bidrar til støy. Vanlige arter er derimot bærere av økologisk informasjon. ter Braak (1987) hevder at enkeltruter med sjeldne arter noen ganger vil forårsake støy. Ved nedveiging vil vektlegging av sjeldne arter bli mindre.

Algoritmen for nedveiging av sjeldne arter er beskrevet av Hill (1979). Her tas det utgangspunkt i frekvensen til den mest hyppige arten i materialet, AMAX. Arter med frekvens mindre enn 20% av AMAX blir gradvis nedveid. Om en lar f_i være frekvensen til art i , og a_i være mengden av art i i rute i , så vil arter med frekvens større eller lik AMAX/5 forbli uendret. For forekomst/fraværdata vil arter med lavere frekvens få mengden a_i erstattet av mengden:

$$a_i \cdot f_i / (AMAX/5)$$



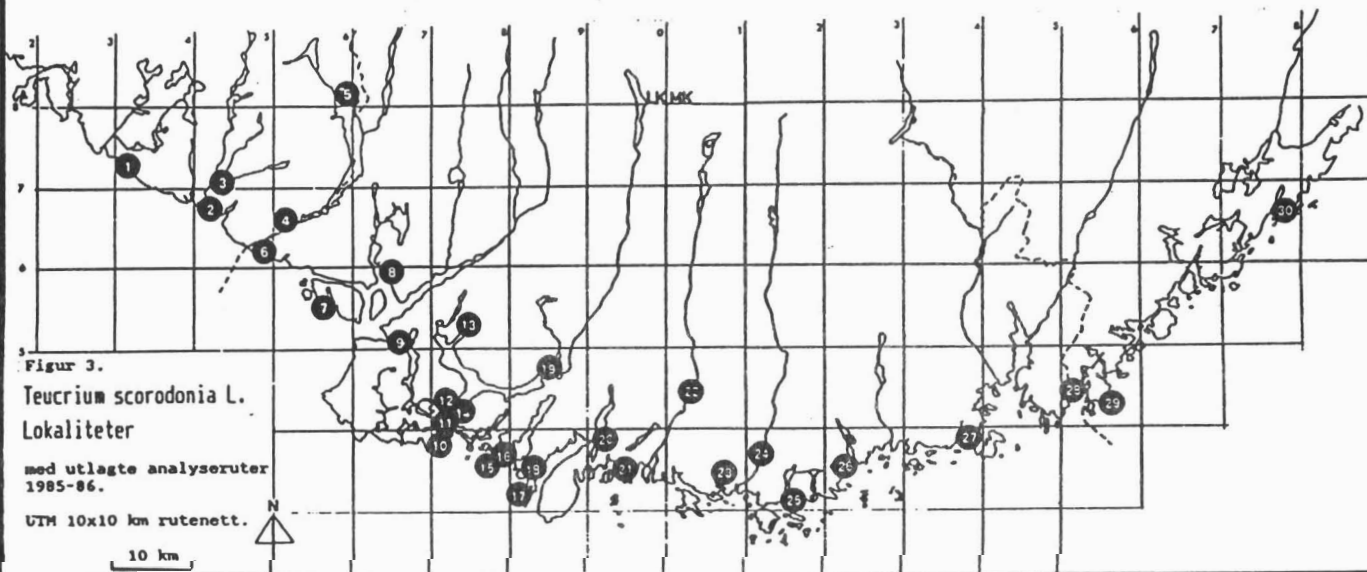
Figur 1.

Undersøkelses-
områdenes
geografiske
beliggenhet.

Figur 2.

AKERØYA, Hvaler, Østfold

500 m



Figur 3.
Teucrium scorodonia L.
Lokaliteter

med utlagte analyseruter
1985-86.

UTM 10x10 km rutenett.

10 km



For kvantitative data vil nedveiingen skje analogt, men her vil f_i være definert som

$$(\sum_i a_{i,j})^2 / \sum_i a_{i,j}^2$$

Beskrivelse av feltdatasettene

Akerøya-datasettet er et vegetasjonsdatasett fra en undersøkelse av skjellsandvegetasjonen på Akerøya, Hvaler, Østfold (Eilertsen in prep.). Akerøya's beliggenhet er vist på figur 1. Arealet av øya er på ca. 1,6 km². Undersøkelses-området besto av 22 felt (skjellbanker). Lokaliseringen av feltene går fram av figur 2. Feltene ble plassert for å fange opp mest mulig av den økologiske variasjonen i den halotrofe til xerotrofe skjellsandvegetasjonen. 125 storruiter á 1m² ble tilfeldig utplassert i undersøkelses-området. Antall ruter i hvert felt var avhengig av størrelsen på feltet. Hver storroute ble delt inn i 4*4 småruter. Smårutefrekvens ble benyttet som mengdeangivelse av artene. Det gjennomsnittlige artsantallet i hver storroute var 28,8. I alt var det 231 arter i materialet.

Teucrium-datasettet er et vegetasjonsdatasett fra en autøkologisk undersøkelse av firtann, Teucrium scorodonia (Pedersen in prep.). Undersøkelsesområdets beliggenhet er vist på figur 1. Lokalitetene ble valgt for å dekke hele utbredelses-området i Norge, fra Sokndal i Rogaland til Grimstad i Aust-Agder (figur 3). Rutene på hver lokalitet ble valgt ut for å dekke størst mulig økologisk variasjon. 181 synedrieanalyser ble fordelt på de 30 lokalitetene. Hver storroute, á 1m², ble delt i 5*5 småruter. Smårutefrekvens ble benyttet som mengdemål i ordinasjonene, og kun bunn- og feltsjikt ble tatt med. Det gjennomsnittlige artsantallet i storrutene var 14,4. I alt var det 253 arter i materialet.

Tolkning av DCA-ordinasjonene

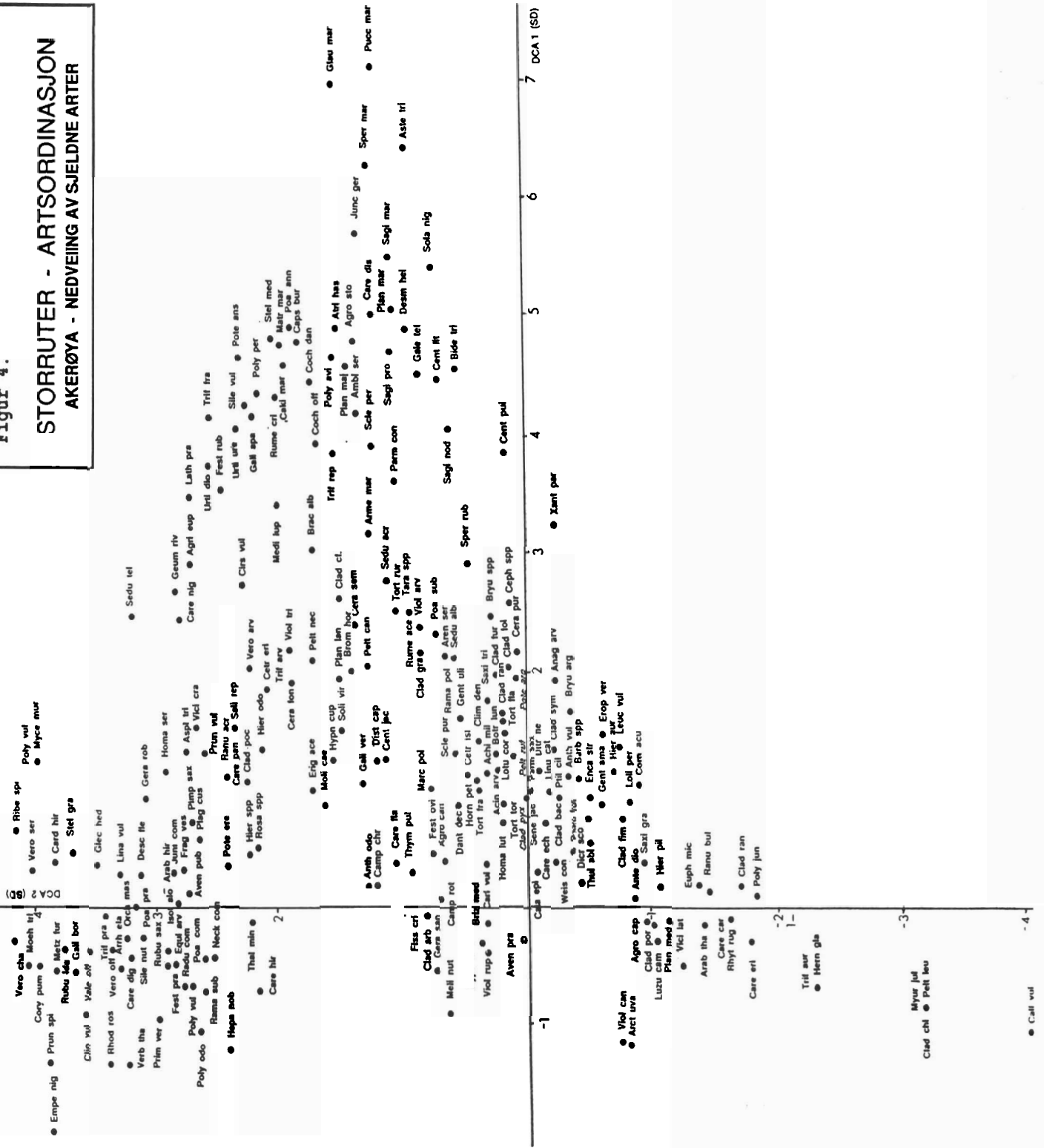
Figur 4 og 5 viser artsordinasjoner av storruiter for henholdsvis Akerøya-datasettet og Teucrium-datasettet. DCA-akse 1 ble plottet mot DCA-akse 2. Statistisk analyse av ordinasjonene viste at følgende miljøvariabler hadde størst signifikant korrelasjon med ordinasjonsaksene:

	DCA-akse 1	DCA-akse 2
Akerøya:	lang - kort avstand fra sjøen (salinitet, Cl ⁻ , Na ⁺)	eng - kratt vegetasjon (tråkk, beiting, Mg ²⁺)
Teucrium:	lite - godt utviklet treskjikt (lys - skygge)	lav - høy næringsstatus (pH, Nitrogen)

Artsordinasjoner av smårute-datasett viste analoge resultater.

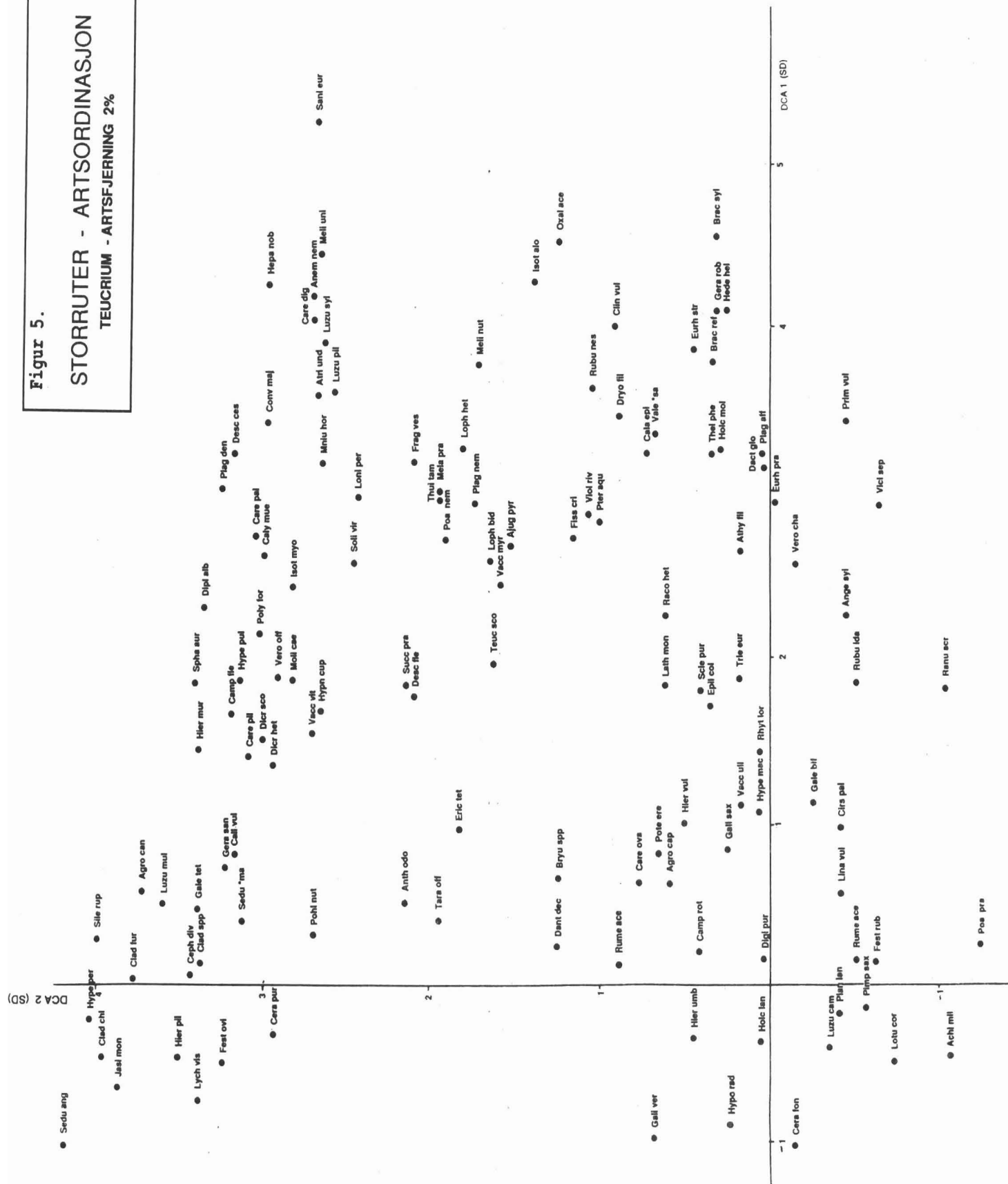
Figur 4.

STORRUTER - ARTSORDINASJON AKERØYA - NEDVEING AV SJELDNE ARTER

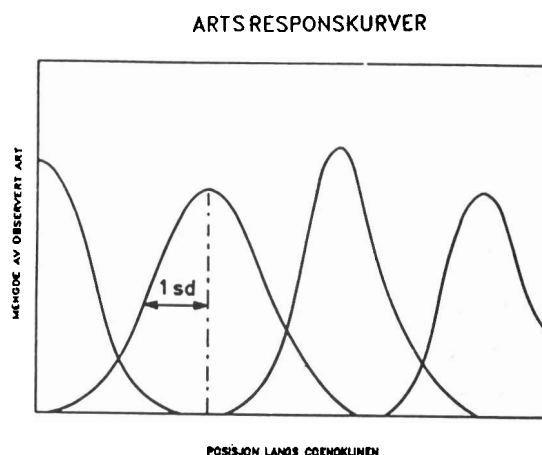


Figur 5.

STORRUTER - ARTSORDINASJON TEUCRIUM - ARTSFJERNING 2%



Ved DCA-ordinasjoner er enhetene langs aksene angitt i gjennomsnittlig standardavvik (SD) for artene (Gauch 1982, Økland 1986). I følge Hill (1979) vil en art inntre, øke i mengde, nå sitt maksimum, avta og forsvinne i løpet 4 SD-enheter, se figur 6. Antall SD-enheter angir θ -diversiteten i materialet. Aksene har altså en kvantitativ økologisk tolkning. Gradientlengden ved artsordinasjonen er svært utsatt for avvikere. En eller få arter kan strekke ut gradientlengden betydelig. Ruteordinasjoner vil derfor være mer pålitelige enn artsordinasjoner (Gauch 1982).



Figur 6.

Storruteanalyser

For hvert av de to storrute-datasettene ble det laget en serie nye datasett, der arter med konstans lavere enn henholdsvis 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 15 og 20% ble fjernet. Som et alternativ til artsfjerning ble det foretatt en nedveiging av arter med lav konstans i materialet. DCA-ordinasjoner av datasettene ble utført under ellers like betingelser.

Storruteordinasjon

Storruteordinasjonene av våre 2 datasett, Akerøya-datasettet med nedveiging (figur 7) og Teucrium-datasettet med artsfjerning på 2% (figur 8), ga følgende gradientlengder:

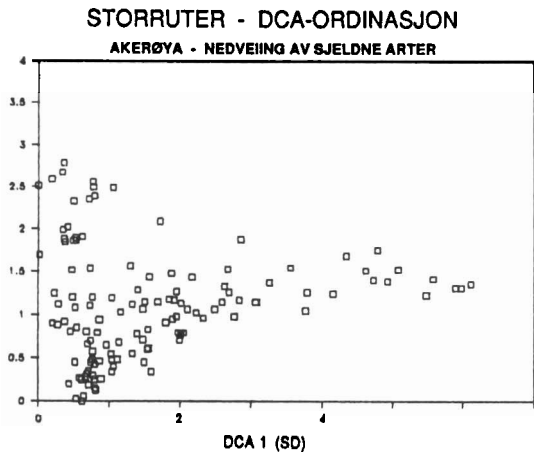
	DCA-akse 1	DCA-akse 2
Akerøya:	6,1 SD	2,7 SD
Teucrium:	3,7 SD	3,0 SD

Ved ordinasjon av Akerøya-datasettet ble gradientlengden betydelig større enn 4 SD-enheter. Dette kunne en predikere da det ikke var noen floristisk likhet mellom rutene helt til høyre og helt til venstre i ordinasjonsdiagrammet.

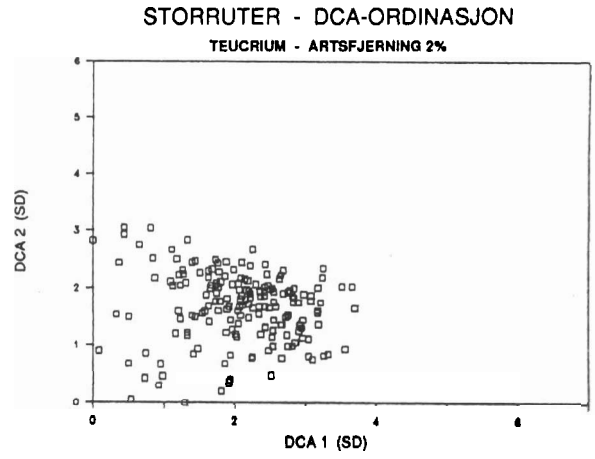
I Teucrium-datasettet var T. scorodonia registrert i samtlige ruter. Denne arten holdt dermed materialet sammen. I følge teorien skulle en derfor forvente at gradientlengden ikke ble over 4 SD-enheter. Gradientlengden på 3,7 SD-enheter, som vist i figur 7, var derfor tilfredstillende.

Kumulativ artsfordeling

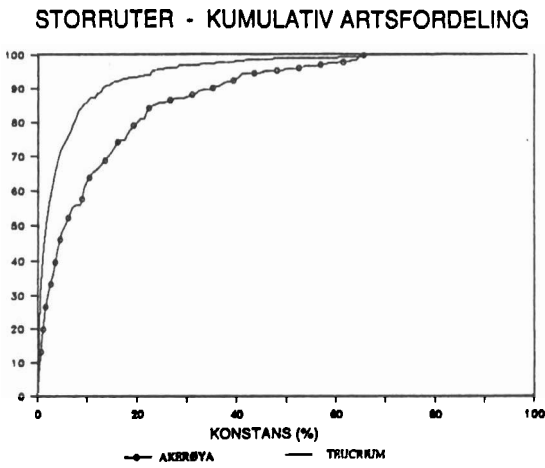
For begge datasettene ble det utarbeidet kumulative artsfordelingsdiagrammer (figur 9). Datasettene viste tildels store forskjeller. Teucrium-datasettet inneholdt et betydelig



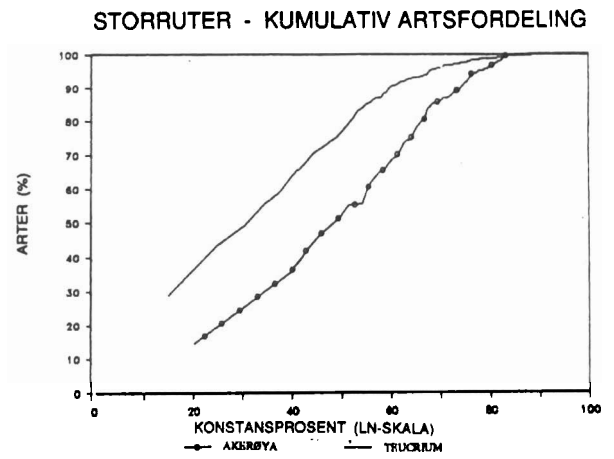
Figur 7



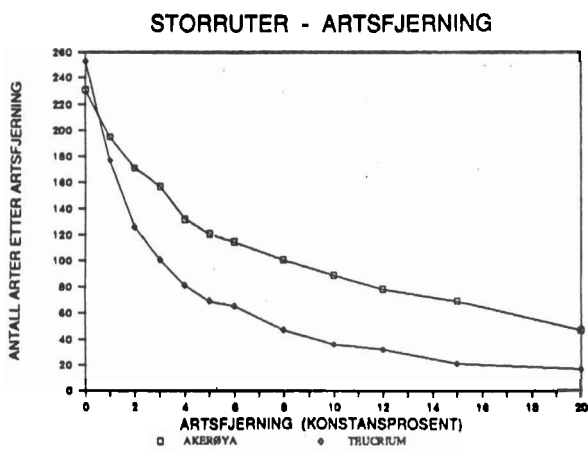
Figur 8



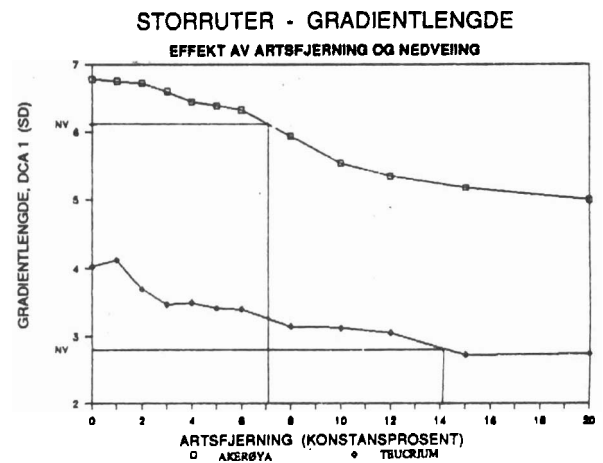
Figur 9



Figur 10



Figur 11



Figur 12

større antall arter med lav konstans enn Akerøya-datasettet. Dessuten var T. scorodonia tilstede i alle rutene i Teucrium-datasettet mens Festuca rubra, som var den arten i Akerøya-datasettet med størst konstans, forekom i 67% av rutene.

Medianverdien ble gitt som konstansprosenten til den midterste arten i et artsutvalg ordnet etter økende frekvens. For Teucrium-datasettet var medianverdien 1.9, mens tilsvarende verdi for Akerøya-datasettet var 6.4.

For å få en bedre avlesning av antall arter med lav konstans i materialet, ble artsfordelingen angitt på en logaritmisk skala (figur 10).

Virkning av fjerning av arter med lav konstans

Effekten av artsfjerning syntes å være betydelig større for Teucrium-datasettet enn for Akerøya-datasettet. Ved fjerning av arter med konstans mindre enn 2% ble over halvparten av artene fra Teucrium-datasettet fjernet, mens ca. 1/4 av artene fra Akerøya-datasettet ble fjernet. Figur 11 viser antall arter som inngikk i datasettene etter artsfjerning.

Studier av endringene av gradientlengden for DCA-akse 1 ved forskjellig artsfjerning gav et mål på endringene av β -diversiteten. Figur 12 viser at gradientlengden avtar med økt artsfjerning.

I Teucrium-datasettet var ikke tendensen så klar som i Akerøya-datasettet. Dette skyldes at relasjonene mellom enkelte ruter i dette datasettet ble betydelig mindre når arter som holdt materialet sammen ble fjernet. Gradientlengden var størst når arter med konstans mindre enn 1 ble fjernet. Effekten av økt β -diversitet som følge av færre relasjoner i datasettet var altså større enn redusert β -diversitet som følge av færre arter i materialet.

Virkning av nedveiling av arter med lav konstans

I figur 12 er gradientlengden ved nedveiling markert med NV.

Nedveiling av arter med lav konstans i Akerøya-datasettet ga en gradientlengde som tilsvarte en artsfjerning på ca. 7%.

I Teucrium-datasettet tilsvarte det en artsfjerning på ca. 14%. Denne klare forskjellen skyldes at det tas utgangspunkt i arten med høyest konstans. For Akerøya-datasettet ble arter med konstans under 13,4% nedveid, mens for Teucrium-datasettet ble arter med konstans helt opp til 20 % nedveid.

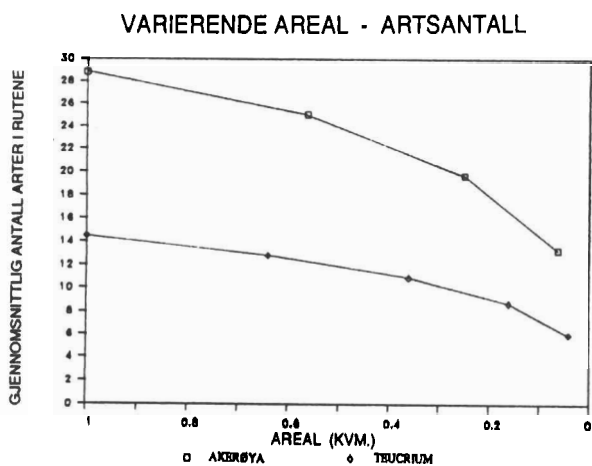
Den kumulative artsfordelingen (figur 9) viste at 93 % av artene i Teucrium-datasettet og 68% av artene i Akerøya-datasettet ble nedveid.

Analyser ved varierende storroteareal

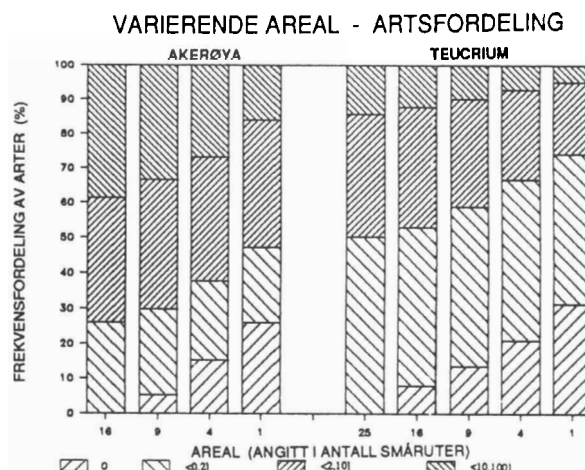
Ved å redusere antall småruter som inngikk i storrutene, ble det generert nye datasett med forskjellig areal.

Akerøya-datasettet ble studert på 4 forskjellige nivåer (1,4,9 og 16 småruter), fra 1m² til 0.0625 m². Teucrium-datasettet ble studert på 5 nivåer (1,4,9,16 og 25 småruter), fra 1 m² til 0.04 m². Smårutefrekvens på de forskjellige nivåer ble beregnet og benyttet som mengdemål ved DCA-ordinasjon.

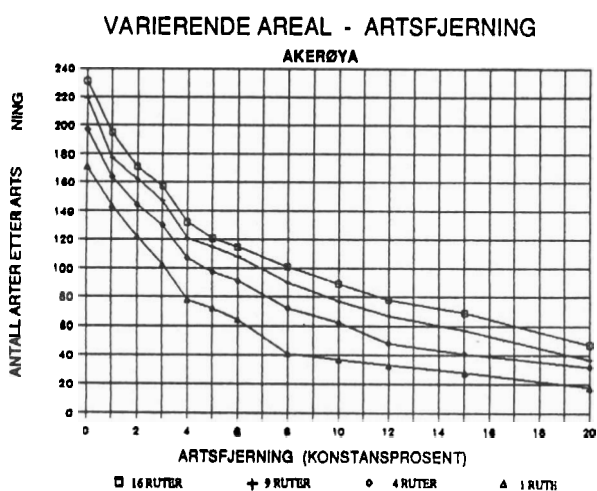
Forandring av areal er et meget komplekst felt, og skal bare kort



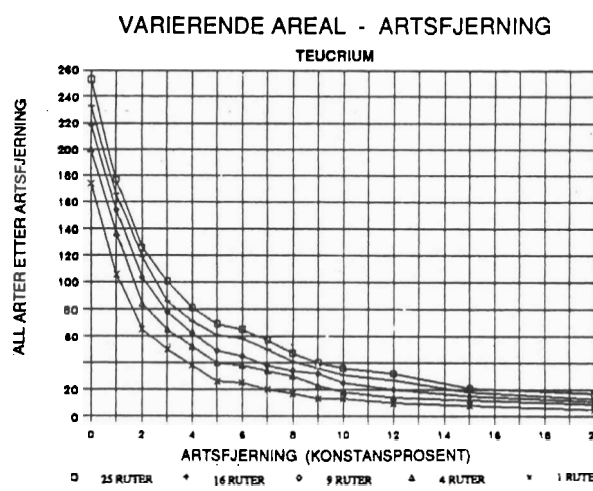
Figur 13



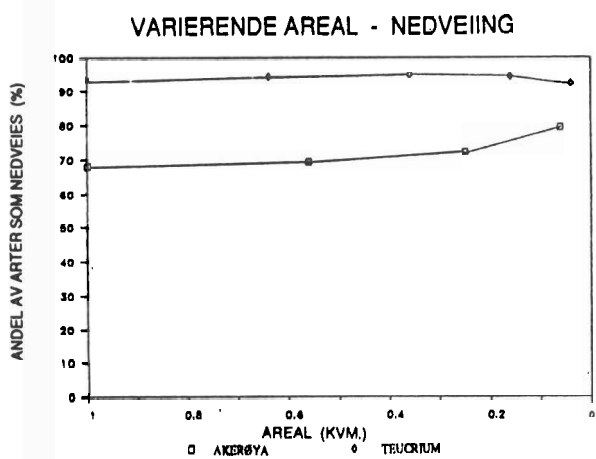
Figur 14



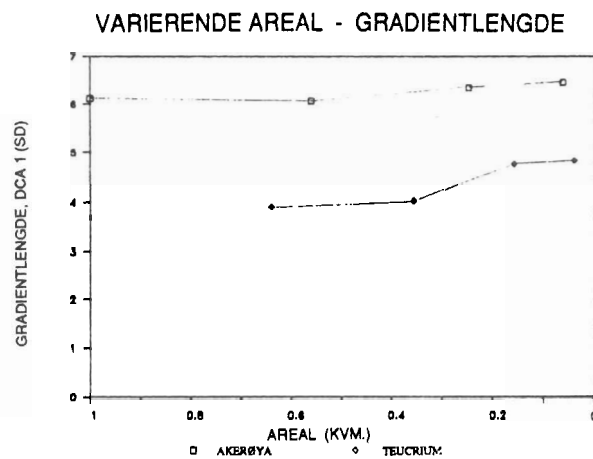
Figur 15



Figur 16



Figur 17



Figur 18

nevnes her.

Artsantall og frekvensfordeling

Det gjennomsnittlige artsantall pr. rute ble i begge datasettene omtrent halvert fra største til minste ruteareal, jfr. figur 13. I Akerøya-datasettet var reduksjonen på 53,8% (fra 28.8 til 13.3), og i Teucrium-datasettet på 58,3% (fra 14.4 til 6.0).

Figur 14 viser frekvensfordelingen av arter ved forskjellige arealer. Ved reduksjon av arealet skjedde en jevn forskyvning i begge datasett mot færre hørfrekvente og flere lavfrekvente arter, og stadig flere arter falt ut av datasettene. Virkningen av arealreduksjonen på Teucrium-datasettet var litt mer markant enn på Akerøya-datasettet.

Fjerning og nedveiging av lavfrekvente arter

Figur 15 og 16 viser antall arter som ble igjen i datasettene etter artsfjerning, en kurve for hvert arealnivå. Kurvene viste stor overenstemmelse med kurven for hele storruta, bare liggende på litt lavere nivåer. Antall arter som ble nedveid ved forskjellig areal er vist i figur 17.

Normalt skulle en forvente en økning av prosentandel arter som ble nedveid ved avtagende areal, p.g.a. økende andel arter med lav konstans. I Akerøya-datasettet skjedde da også en slik økning, om enn svak. Teucrium-datasettet viste en tilsvarende økning fra 25 til 9 småruter, men en reduksjon fra 9 til 1 smårute. Den svakere økningen skyldes det lavere antall hørfrekvente arter, mens reduksjonen skyldes at fra 9-smårute-nivået og lavere, forekommer T. scorodonia ikke lenger i alle rutene.

Gradientlengde

Gradientlengden til DCA-akse 1 viste en svakt økende tendens i begge datasett ved minkende areal, jfr. figur 18. Flere forhold virket inn her. Arealet og skalaens rekkevidde ble redusert og artsantallet ble dermed mindre. Den mest markerte økningen av gradientlengden, fra 9 til 4 smårutenivå i Teucrium-materialet, kan forklares med at den mest frekvente art ikke lenger forekom i alle rutene.

Småruteanalyser

Ved å behandle hver enkelt smårute som en egen rute med binærdata (forekomst/fravær av arter), ble det ved hjelp av en utvidet versjon av CANOCO, foretatt DCA-ordinasjon av hele smårute-materialet.

Akerøya-datasettet inneholdt 2000 småruter, og Teucrium-datasettet 4525 småruter. Det er viktig å merke seg at smårutene ikke kan betraktes som uavhengige da henholdsvis 16 og 25 småruter er knyttet sammen i hver storrute. En serie ordinasjoner med nedveiging og artsfjerning på 0.25, 0.5, 1, 2, 4 og 8 % ble utført.

Småruteordinasjon

Småruteordinasjonen av Akerøya-datasettet med nedveiging (figur 19) og Teucrium-datasettet med artsfjerning på 0,5%-nivå (figur 20) ga følgende gradientlengder:

	DCA-akse 1	DCA-akse 2
Akerøya:	6,9 SD	3,7 SD
Teucrium:	6,2 SD	5,6 SD

Punktskye i Akerøya-datasettet (fig. 19) fikk tilnærmedesvis samme form som ved storruteordinasjon (fig. 7), men gradientlengden økte noe (DCA-akse 1 fra 6,1 til 6,9 SD). Dessuten skjedde en utfylling av åpne luker i forhold til storrute-ordinasjonen.

Resultatet av Teucrium-småruteordinasjonen var mer drastisk. (Sml. figur 8 med figur 20). Her økte gradientlengden betydelig (DCA-akse 1 fra 3,7 til 6,2 SD). Dessuten ble hele tyngdepunktet i ordinasjonen flyttet og punktskyas form betraktelig endret. Denne drastiske forandringen skjedde p.g.a. at T. scorodonia bare forekom i 72,5% av smårutene, mens den var registrert i alle storrutene. Rutene fikk dermed færre relasjoner. De ble mindre sammenholdt. Enkelte ruter, spesielt de som ikke inneholdt arten, spredte seg utover. Dette resulterte i økende gradientlengde.

Kumulativ artsfordeling

Som på storrutenivå ble det utarbeidet kumulative artsfordelingskurver (figur 21). Også her viste datasettene ganske store forskjeller, men i mindre grad en på storrutenivå. I forhold til storrutenivået hadde artene i smårutenedatasettene lavere konstans. Medianverdien i Akerøya-datasettet tilsvarte en konstansprosent på 6,0, mens tilsvarende for Teucrium-datasettet var 0,6. Medianverdien for Akerøya-datasettet ble lite endret i forhold til tilsvarende storruteverdi. I Teucrium-datasettet minket imidlertid medianverdien.

Den kumulative fordelingskurven ble angitt på en ln-skala for å få en bedre avlesning av arter med lav konstans (figur 22).

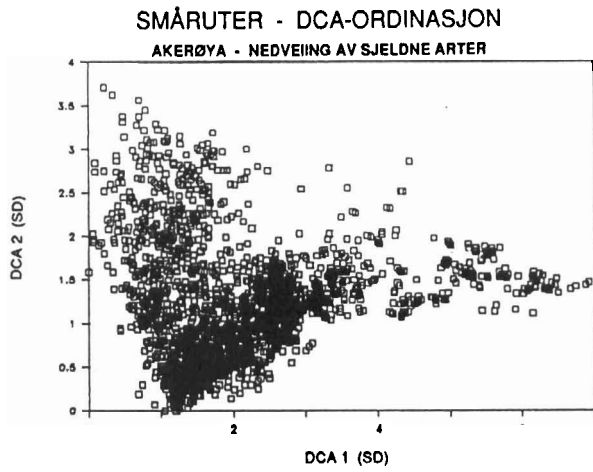
Virkning av fjerning av arter med lav konstans

Effekten av artsfjerning på småruteneivå går fram av figur 23. Også her var effekten sterkere på Teucrium-datasettet enn på Akerøya-datasettet. Fjerning av arter med konstans mindre enn 2% resulterte i at over 3/4 av artene i Teucrium-datasettet, og over halvparten av artene i Akerøya-datasettet forsvant. Gradientlengden til 1. akse i DCA-ordinasjonen avtok monotont med økende grad av artsfjerning i Akerøy-datasettet. Variasjonen var mer ujevn i Teucrium-datasettet, men også her var den avtagende.

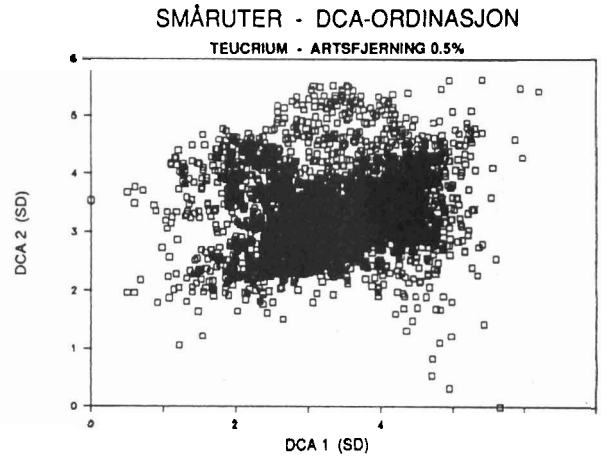
Virkning av nedveiging av arter med lav konstans

I figur 24 er gradientlengden ved nedveiging for datasettene avmerket.

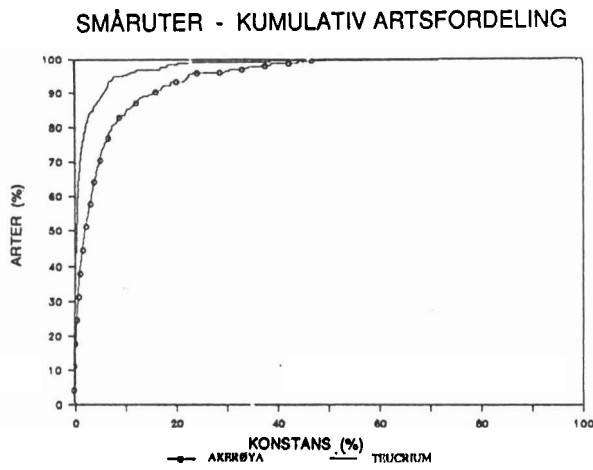
Nedveiging av lavfrekvente arter i Akerøya-datasettet ga en gradientlengde som tilsvarte en artsfjerning på 4,6%, mens nedveiging i Teucrium-datasettet tilsvarte en artsfjerning på 0,4%.



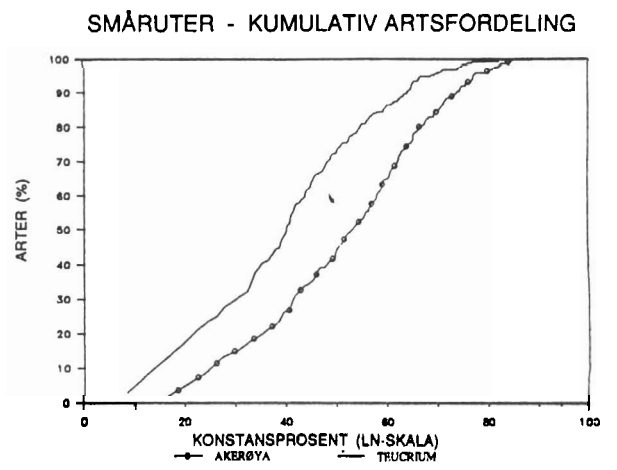
Figur 19



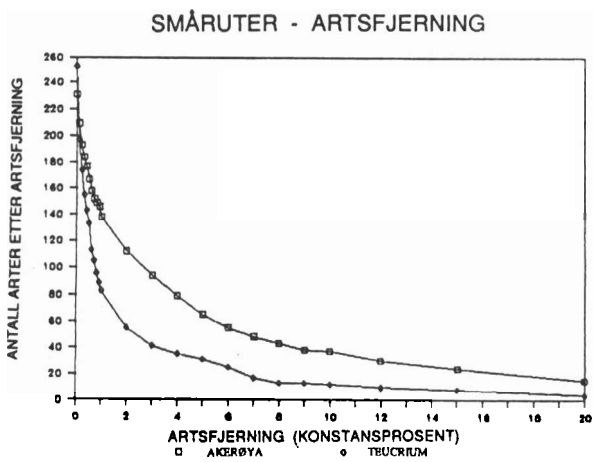
Figur 20



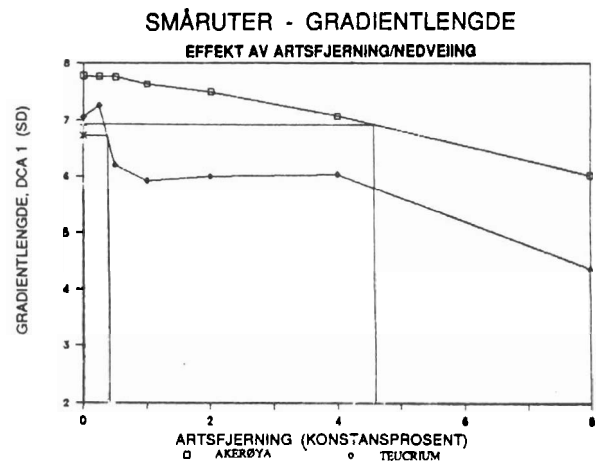
Figur 21



Figur 22



Figur 23



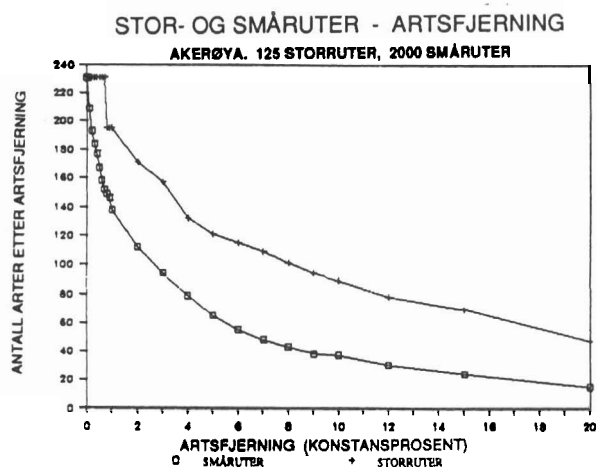
Figur 24

Ved nedveiling ble arter med konstans lavere enn 10,0% i Akerøya-datasettet og 14,5% i Teucrium-datasettet nedveid. Ut fra den kumulative artsfordelingskurven (figur 22) kan en se at dette tilsvarer ca. 60 % av artene i Akerøya-datasettet, og ca. 95 % av artene i Teucrium-datasettet.

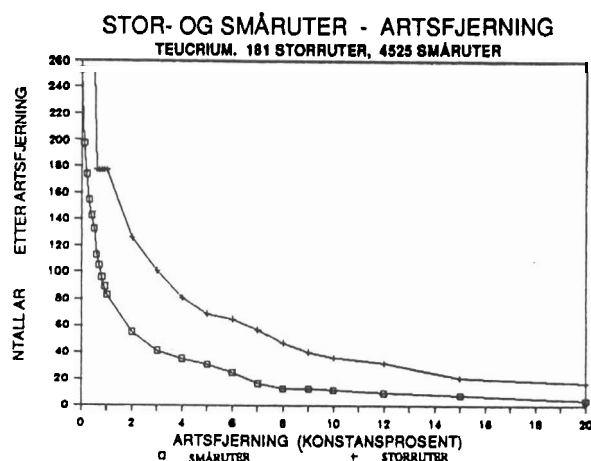
Det er vanskelig å forklare at nedveiling av Teucrium datasettet ved storruteordinasjon og småruteordinasjon ga gradientlengder som tilsvarte så forskjellig artsfjerning som henholdsvis 14 og 0,4%. Trolig spiller flere faktorer inn her, f.eks. ombytting av DCA-akser. Disse faktorene kan også være med på å forårsake den varierende gradientlengde ved fjerning av arter med lav konstans (figur 24).

Sammenlikning av effekten av artsfjerning ved stor- og småruteordinasjon

Figur 25 og 26 viser antall arter som er igjen etter artsfjerning for henholdsvis Akerøya- og Teucrium-datasettene;



Figur 25



Figur 26

I begge tilfeller var det betydelig færre arter som inngikk etter artsfjerning fra smårute- enn fra storrutedataene. For at like mange arter skulle inngå i de to ordinasjonene måtte artsfjerningen fra smårutedataene være i størrelsesorden 20-40% av artsfjerningen for storrutedataene.

Konklusjon

Kumulative artsfordelingskurver er egnet til karakterisering av datasett. Ved å sammenlikne fordelingene mellom kjente og ukjente datasett, kan en forutsi effekten av artsfjerning og nedveiling. Da det er ønskelig å karakterisere datasettene på en enkel måte, har vi valgt å nytte én parameter, medianen, til dette.

For datasett med høy medianverdi vil trolig nedveiling være å anbefale.

Nedveiling av arter med lav konstans synes å være tilfredstillende for Akerøya-datasettet. Støyen i materialet blir redusert, mens tilstrekkelig struktur beholdes. Medianverdien for storrutene var

6,4 og for smårutene 6,0. For Teucrium-datasettet derimot blir materialet redusert i så stor grad at for mye struktur fjernes. Av en serie artsordinasjoner, synes artsfjerning for storrutene på 2% og smårutene på 0,5% å være tilfredstillende. Medianverdien for storrutene var her 1,9 og for smårutene 0,6.

Det er nødvendig å foreta artsfjerning eller nedveining i de fleste vegetasjonsøkologiske datasett for å redusere støy i materialet. En klar fordel med nedveining er at alle artene inngår i ordinasjonen. Den nedveiningen som er angitt i CANOCO, er ikke egnet for alle datasett, da utgangspunktet for nedveiningen er den arten som har høyest konstansprosent. Ved å ta utgangspunkt i frekvensen til den mediane arten, $f_{n..d}$, vil ikke nedveiningen avhenge av frekvensen til én enkelt art. Vi antar at en nedveingsalgoritme av typen:

$$f_j^* = \begin{cases} f_j * (f_j / f_{n..d})^n & , f_j < f_{n..d} \\ f_j & , f_j \geq f_{n..d} \end{cases}$$

vil være å foretrekke. f_j er her opprinnelig frekvens og f_j^* nedveid frekvens. n er en positiv skalar som angir grad av nedveining. De artene som har lavest konstans i materialet vil bli kraftigst nedveid. Med økende konstans blir nedveiningen gradvis mindre. For de 50% mest frekvente artene vil det ikke skje noen nedveining.

Litteratur

- Gauch, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. -Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - a FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. -Cornell Univ. Ithaca, New York.
- Kershaw, K.A. & Looney, J.H.H. 1985. Quantitative and dynamic plant ecology. 3.utg. -Arnhold, London.
- Pedersen, O. 1988. BDP/PC - Biological Data Program/PC, Version 1.00. Brukerveiledning. -VegeDataConsult, Oslo.
- ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). -ITI-TNO, Wageningen.
- van der Maarel, E. 1982. On the manipulation and editing of phytosociological and ecological data. -Vegetatio 50: 71-76.
- Wildi, O. 1980. Management and multivariate analysis of large data sets in vegetation research. -Vegetatio 42: 175-180.
- Økland, R. H. 1986. Rescaling of ecological gradients. I. Calculation of ecological distance between vegetation stands by means of their floristic composition. -Nord. J. Bot. 6: 651-660.

Pollenanalytiske bidrag til edelløvskogenes historie i Sør-Norge.

Mons Kvamme

Botanisk institutt, Universitetet i Bergen.

Hvorfor kan edelløvskogene få selv den lateste skrivebordsbotaniker til å bli en ivrig fjellklatrer? Hvorfor blir vi botanikere så opprørte når denne type vegetasjon må vike for samfunnsnyttige formål som veibygging eller granplanting? Først og fremst fordi vi her kan studere noen av de mest artsrike plantesamfunn i vår flora, underlagt et mangfold av økologiske prosesser. Her har vi fortsatt en av våre viktigste jaktmarker for eksklusive spesialiteter og plantegeografiske rariteter. Det er imidlertid noe mer. Gamle majestetiske trær forteller oss at dette slett ikke er noe nytt innslag i vår natur. Skogene kan være så tette at vi får en slags urskogsfølelse. Men samtidig viser ofte trærne merker etter gammel styvning, gjerne utført av mennesker som for lengst ligger i sin grav. Skal vi forstå våre edelløvskoger er det således ikke tilstrekkelig bare å se dem i relasjon til klimatiske forhold, geologi eller jordbunnsparametre. Vi må også ta hensyn til at de er et produkt av en lang historisk utvikling, hvor ikke minst mennesket har spilt en vesentlig rolle.

Denne utviklingen startet for ca. 10000 år siden (B.P.) med en kraftig klimaforbedring, som førte til at innlandsisen hurtig trakk seg tilbake over hele landet. Allerede etter noen få hundre år var somrene minst like varme som i dag (Iversen 1973, Danielsen 1970, Paus 1988). Det var således *ikke* temperaturutviklingen som avgjorde når de varmekjære treslagene etablerte seg her til lands. Innvandringsrekkefølgen ble derimot avgjort av forhold som overvintringsted under siste istid, spredningsøkologi og vandringsveier gjennom Europa (Iversen 1960, Huntley & Birks 1983, Birks 1986). Jordsmonnsutviklingen i de humusløse, minerogene avsetningene som lå igjen etter isen spilte dessuten en vesentlig rolle (Iversen 1973).

Av de varmekjære treslagene var det *Corylus* som kom først. Allerede 9400 B.P. var den etablert ved steinalderboplasser i ytre kyststrøk på Vestlandet (Kaland & Krzywinski 1978). Omkring 9000 B.P. synes det å ha vært hasselskoger over det meste av lavlandstrøkene i Sør-Norge (Danielsen 1970, Hafsten 1965, Hafsten et. al. 1979, Kaland 1984), unntatt i Trøndelag hvor hassel først kom tusen år senere (Hafsten 1987).

Innvandringen av *Alnus* synes å ha startet i østlandsområdet ca. 8500 B.P. (Hafsten et. al. 1979, Huntley & Birks 1983). På under tusen år (spesielt rundt 8000 B.P.) spredde de to oreartene seg over det meste av landet, og ble til dels et dominerende innslag i vegetasjonen. Selv om de ikke kan skilles fra hverandre på pollen, tyder funn av makrofossiler på at *A. glutinosa* kom fra sør og fulgte vestlandskysten nordover, mens *A. incana* kom inn østfra bl.a. i Trøndelag (Tallantire 1974, Markussen 1979, Kaland 1984).

Også *Ulmus* ankom de sørlige deler av landet omkring 8500 B.P. (Danielsen

1970, Hafsten et.al. 1979). De nitrogenrike orebladene positive effekt på jordsmonnutviklingen har tydeligvis vært viktig for alme-etableringen, for dens videre ekspansjon fant over alt sted samtidig med eller etter orekspansjonen. *Ulmus* ble snart et viktig skogstre både på Østlandet, Sørlandet og mange steder på Vestlandet (Hafsten 1956 og 1965, Fægri 1950 og 1954). I Trøndelag etablerte den seg på gunstige steder noe senere, omkring 6000 B.P. (Hafsten 1987). I fjellområdene krøp almen langt høyere opp enn den gjør i dag. På nordsiden av Jostedalsbreen er det registrert lokal etablering av almeskog 700 m o.h. ca. 6500 B.P. Basert på almens temperaturkrav kan en her slutte at Jostedalsbreen må ha vært vekksmeltet på denne tiden (Kvamme 1984). Også på Hardangervidda og i Hardanger er det påvist høytliggende forekomster av alm på denne tiden (Moe 1978, Simonsen 1980).

Etableringen av *Quercus* skjedde omtrent samtidig med alm, men i motsetning til dette treslaget synes eiken å ha vært mindre fremtredende i skogsvegetasjonen i første del av varmetiden. Først fra omkring 6000 B.P. begynte eik gradvis å bli viktigere (Hafsten 1956, Danielsen 1970, Hafsten et.al. 1979), samtidig som en markert ekspansjon kan registreres nordover langs vestlandskysten (Hafsten 1965, Paus 1982, Kaland 1984).

Historien til *Tilia* er mangelfullt kjent i store deler av landet. Treslaget er insektsbestøvet og blomstrer dessuten midt på sommeren, når løvverket er på det tettete. Dette i motsetning til de fleste andre treslag som er vindbestøvere og blomstrer på bar kvist. Spredningen av lindepollen er derfor dårlig, og treslaget vil være sterkt underrepresentert i regionale pollendiagram. Bare i lokale diagram, hvor lind har stått like ved prøvetagningsstedet, kan en regne med å få et tilnærmet korrekt bilde av treslagets betydning.

I østlandsområdet synes lind å være etablert omkring 7000 B.P. (Hafsten et al. 1979). Lindens fremste konkurransefortrinn er dens lange levetid og høye toleranseevne for skygge. Etersom den dessuten er mindre edafisk kravfull enn alm, ble den under varmetiden et karaktertre for skogsvegetasjonen i Danmark, Sør-Sverige og etter hvert også deler av Østlandet (Iversen 1973, Andersen 1984, Hafsten 1956, Danielsen 1970). Vi vet at treslaget også må ha vært vanlig på Vestlandet, særlig etter ca. 6000 B.P. (Fægri 1954, Hafsten 1965, Simonsen 1980). Hvor viktig det har vært i midtre og indre fjordstrøk, hvor vi i dag først og fremst finner de vestnorske edelløvskogene, har vi foreløpig mangelfull kunnskap om. Enhver som har klatret i disse løvskogslie vil vite, at dette ikke er de stedene hvor det er lettest å finne torvavsetninger til utarbeidelse av lokale pollendiagram.

Fraxinus var det siste av edelløvskogenes treslag som kom til landet. Til tross for sin raske frøspredning kom ikke dette treslaget til Nord-Europa før ca. 6000 B.P. (Huntley & Birks 1983). Etersom ask er et lyskrevende tre, hadde det små muligheter til å bli noe viktig innslag i datidens tette alme-lindeskoger. Det ble henvist til en tilværelse som et ledd i suksesjonene der det måtte oppstå åpninger i skogen (Iversen 1973).

De varmekjære treslagene utgjorde en vesentlig del av skogsvegetasjonen i sørnorske lavlandstrøk gjennom flere tusen år. Hvorvidt det alle steder ble tid til å utvikle en klimaksskog i likevekt med de klimatiske forhold, vil man aldri kunne få svar på. Men over store deler av Sør-Norge hadde alm, lind og eik tid på seg til å innta den dominerende plass som datidens klima skulle tilsi. Forhol-

dene var således sammenlignbare med andre deler av Nord-Europa, hvor vegetasjonens sammensetning og dynamikk før den menneskelige påvirkning startet, er undersøkt langt mer detaljert enn det har vært anledning til her til lands. Især fra Danmark foreligger det gode beskrivelser av hvor tette, mørke og ufremkommelige edelløvskogene på denne tiden må ha vært (Iversen 1960 og 1973, Andersen 1984). Fremfor noe var konkurranseforholdene preget av kampen om lyset, noe som gjorde alm og lind til dominerende skogstrær. Særlig lindens ekstreme seiglivethet fikk stor betydning. Den kan som kjent vegetere i lange perioder under ekstremt dårlige lysforhold, inntil den får sjansen til å komme opp i krontaket og blomstre.

Gamle, forvridde eksemplarer kan også i dag fortelle oss at lind er et treslag som kan oppnå betydelig alder. Dette inntrykket forsterkes ytterligere når vi sammenligner dagens utbredelse (f.eks. Lid 1985) med dens utbredelse under varmetiden (Huntley & Birks 1983). Da ser vi at selv om treslaget arealmessig har gått sterkt tilbake, har det fremdeles omtrent den samme geografiske utbredelse. Dette til tross for at dagens klimatiske forhold gjør at lind normalt ikke er i stand til å sette spiredyktige frø i den nordlige del av sitt utbredelsesområde (Piggot & Huntley 1981, Paice 1974). I Norden skjer dette bare i det sørligste Danmark. I resten av Norden, og i det meste av Storbritannia, har lind klart seg sannsynligvis gjennom flere tusen år takket være sin utrolige evne til å overleve vegetativt (Piggot & Huntley 1978 og 1980).

I en rekke nordeuropeiske pollendiagram er det påvist en markert tilbakegang i almekurven ca. 5000 B.P. Dette ble opprinnelig tolket som en reaksjon på et klimaskifte på denne tiden (Iversen 1941). Men etter hvert som omfanget av denne vegetasjonsendringen ble klarlagt, til dels i helt forskjellige klimasoner, var det klart at en endring i klima alene ikke kunne være årsaken.

I Danmark ble det imidlertid påvist at almefallet i tid falt sammen med de eldste spor etter neolittisk bosetning (Troels-Smith 1954 og 1960). Nedgangen i almekurven ble satt i sammenheng med at det eldste jordbruket var basert på husdyrhold med en utstrakt bruk av lauvforing.

Mens de fleste andre lauvtrærne kan blomstre på skudd som er 2 - 4 år gamle, må almekvistene være minst 7 år gamle før de setter blomst (Ve 1930, Nordhagen 1954). Ettersom almelaub har vært spesielt ettertraktet som dyrefor, er det lett å forstå at en slik driftsform i særlig grad ville gå ut over pollendiagrammenes almekurver (Fægri 1944).

Denne kulturhistoriske tolkningen av almefallet styrkes ytterligere ved at det samtidig, eller like etterpå, i mange pollendiagram kan observeres en begynnende beitepåvirkning av vegetasjonen, sammen med de første spor etter jordbruk som pollen av hvete og bygg. Dessuten har det vist seg at dateringene av almefallet sørover på kontinentet (Huntley & Birks 1983), passer godt overens med de uavhengige, arkeologiske dateringene av jordbruksbosetningens spredning i Europa (Waterbolk 1982).

Det har imidlertid vært fremsatt en tredje forklaring på almefallet, nemlig at det skyldes et forhistorisk utbrudd av almepest, forårsaket av soppen *Ceratocystis ulmi* (Watts 1961, Iversen 1973). I vårt århundre har som kjent denne sykdommen herjet stygt med almebestandene både på kontinentet og særlig i Nord-Amerika. Argumentasjonen for en slik pestforklaring har dels vært at det er påvist almefall selv i perifere jordbruksstrøk, uten andre spor etter neolittisk

bosetning. Etter hvert som stadig flere ^{14}C -dateringer foreligger, har det dessuten vist seg at denne vegetasjonsendringen inntraff med en nesten utrolig synkronitet over store deler av Nordvest-Europa, ca. 5200 B.P. (Huntley & Birks 1983, Göransson 1984). I tillegg kommer at billen *Scotylus scotylus* som overfører *Ceratocystis*-soppen, nylig ble funnet i en britisk torvavsetning hvor det i samme stratigrafisk nivå også kunne påvises et markert almefall (Moore 1984, Girling & Greig 1985). Dette aktualiserer muligheten for at de nordeuropeiske skogene på denne tiden virkelig ble herjet av almepest.

Det synes i dag å være mest sannsynlig at de omtalte endringene i de nord-europeiske skogene omkring 5000 B.P. skyldtes en kombinasjon av pest og en begynnende jordbrukspåvirkning av vegetasjonen (Rackham 1980, Birks 1986). Det er pekt på muligheten for at skogstrærne allerede før almefallet ble bearbeidet i større grad enn hittil antatt, for å skape bedre beiteforhold for jaktbart vilt (Göransson 1984). Dette er det vanskelig å dokumentere ved tradisjonelle pollenanalytiske undersøkelser. En rekke funn av kornpollen og andre jordbruksindikatorer eldre enn 5000 B.P. tyder imidlertid på at fangstfolkene på denne tiden ikke var helt ukjente med den nye erhvervsformen (Edwards & Hiron 1984, Göransson 1986, Hiron & Edwards 1986, Molloy & O'Connell 1987). Den menneskelige virksomheten kan således mange steder ha svekket trærnes motstandskraft og på den måten bidratt til pestens eksepsjonelt hurtige spredning i Nordvest Europa (Rackham 1980, Huntley & Birks 1983). Samtidig skapte pesten åpninger i skogen, noe som kan ha medført at større områder ble tatt i bruk til jordbruksformål enn tidligere.

Hvor aktuell er så denne diskusjonen for forholdene i Norge? I de sentrale østlandsområdene er det åpenbart at det skjer en mer eller mindre markert tilbakegang for alm omkring 5000 B.P., samtidig som de første jordbruksindikatorer begynner å opptre i diagrammene (Hafsten 1956 og 1958, Danielsen 1970). På Sørvestlandet påpekte allerede Fægri (1944) at det tidlige jordbruket i flere pollendiagram kunne ha forårsaket nedgang i kurvene for alm. Fægri's undersøkelser ble utført før ^{14}C -dateringenes tid, og han mente disse vegetasjonsendringene skjedde på et noe senere tidspunkt enn f.eks. i Danmark. I et regionalt pollendiagram fra kyststrøkene av Nord-Rogaland, har imidlertid Paus (1982) datert et tydelig almefall til 5000-5100 B.P. Samtidig registreres de første indikasjoner på at landskapet begynte å bli påvirket av beite. På kysten av Hordaland er husdyrholdet datert tilbake til ca. 5200 B.P. (Bakka & Kaland 1971), og selv i Nord-Norge synes beitepåvirkede vegetasjonstyper å være etablert på denne tiden (Vorren 1979, Vorren & Nilssen 1982). Dette hadde selvsagt ikke betydning for noen edelløvskog, men det illustrerer hvor effektivt kunnskapen om den nye erhvervsformen ble spredd. Men også almepesten har hatt mulighet til å spres effektivt i Sør-Norge. Sammenlignet med f.eks. Storbritannia har vi imidlertid for få eksakte dateringer av almefallet til å ta stilling til hvilket omfang pesten eventuelt har hatt.

Også andre faktorer begynte etter hvert å få innflytelse på edelløvskogenes utbredelse og sammensetning. Almens tilbakegang i Trøndelag, som for en stor del synes å ha startet omkring 4000 B.P., settes således i sammenheng med endrede klimaforhold (Hafsten 1987). Fra andre deler av landet foreligger det likeledes data som tyder på en begynnende klimaforverring mellom 5000 B.P. og 4000 B.P. (Kvamme 1984). I tillegg kommer effekten av utvaskning av næring-

stoffer fra jordsmonnet over lang tid (Iversen 1964). Denne prosessen hadde mest å si for de edafisk kravfulle treslagene som alm og lind. Dette har trolig vært en av årsakene til at eik gradvis ble mer dominerende blant edelløvsskogens treslag fra omkring 5000 B.P. Særlig på Vestlandet kommer denne utviklingen tydelig frem i pollendiagrammene, men det samme kan også observeres mange steder på Østlandet.

Edelløvsskogenes videre utvikling ble således påvirket av mange ulike faktorer. Mens man tidligere i stor grad fokuserte på klimaendringer som de viktigste årsakene til disse skogstypenes skjebne, har man i dag en langt mer nyansert oppfatning av hvilke forhold som har påvirket vegetasjonsutviklingen. Et eksempel fra Bergensområdet kan illustrere dette. Fra et lokalklimatisk gunstig område like sør for Bergen, foreligger det et pollendiagram hvor alm, lind og eik utgjorde en vesentlig del av varmetidens skogsvegetasjon (Hagebø 1967). I årtusene frem mot år 0 gikk så alm og lind gradvis tilbake, mens eik beholdt en dominerende posisjon frem til et tidspunkt trolig i bronsealder. Da gikk også dette treslaget brått tilbake, samtidig som de første spor etter jordbruksvirksomhet kunne påvises rundt lokaliteten. I flere lokaldiagram fra en lyngheiøy 40 km vest for Bergen, med en langt mer utsatt beliggenhet, har derimot eik og lind vist seg å ha vært viktige skogstrær frem til denne øyen ble ryddet for skog ved begynnelsen av vikingtid (Kvamme 1982). Ettersom vikingtidens klima ikke var særlig forskjellig fra dagens forhold, kan edelløvsskogens tilbakegang på den lokalklimatisk gunstiger lokaliteten sør for Bergen neppe ha hatt noe med klimaendringer å gjøre. Derimot har trolig jordbrukspåvirkningen spilt en viktig rolle.

Almens verdi som lauvingstre har vært omtalt ovenfor. Men også ask og lind har som kjent vært høyt skattet til dette formål, mens eik først og fremst hadde verdi i annen sammenheng. Lauvets betydning som vinterfor i yngre steinalder og bronsealder, kan vanskelig overvurderes. Av stein og bronse var man i stand til å lage en effektiv sigd til å skjære korn med, og man hadde lauvkniver som var like effektive som de som senere ble laget av jern. Men man hadde ikke noe effektivt redskap til å slå graset med, før man i jernalderen fikk ljåen. Dette betyr at slåtteengen, som i historisk tid var den viktigste kilden til sanking av vinterfor, er en vegetasjonstype som neppe er eldre enn jernalderens begynnelse. Men på det tidspunkt hadde man drevet med husdyrhold her i landet i mer enn 3000 år. Mot denne bakgrunn er det man må forstå hvilken enorm betydning edelløvsskogens treslag har hatt for det tidlige jordbruket.

Først i jernalderen kunne man i særlig grad tillate seg å rydde bort disse verdifulle treslagene, da man hadde fått alternative måter å skaffe seg vinterfor på. Både lind, ask og særlig alm hadde da trolig i lang tid mange steder vært så hardt utnyttet, at det hemmet deres pollenproduksjon og slik bidro til underrepresentasjon i pollendiagrammene. Den eneste måten man kan få denne tidlige utnyttelsen av edelløvsskogene bedre dokumentert, er ved å utarbeide flere lokale pollendiagram fra de områdene hvor disse skogene tidligere har vært dominerende. Igjen må vi til Danmark for å hente gode eksempler på slike undersøkelser. Her er det på denne måten påvist at det allerede fra yngre steinalder og frem til 17-1800 tallet eksisterte rene kulturskoger hvor alm og lind systematisk ble lauvet (Aaby 1983, Andersen 1985). Her til lands gjør som nevnt de topografiske forhold at det er vanskelig å utføre lokale undersøkelser av eksisterende edelløvskoger. Et hederlig forsøk ble gjort i en almeli i Sunnfjord (Balle 1978). Pollendiagrammet

herfra vitnet om intens kulturpåvirkning så langt tilbake som diagrammet rekker, trolig vikingtid.

At edelløvskogene i 5-6000 år har vært påvirket av menneskelig virksomhet, motsier selvsagt ikke at også klimaendringene gjennom disse årene har hatt betydning for deres utvikling. De foreliggende data tyder imidlertid på at disse vegetasjonstypene ikke er så klimatisk betinget som man ofte kan få inntrykk av. Det er likeledes en illusjon å tro at de representerer en direkte relikv fra varmetidens skogssamfunn. Dagens forekomster har fått sin utforming gjennom et komplisert samspill mellom skiftende lokalklimatiske forhold, jordsmonnsutvikling og en til tider intensiv, menneskelig utnyttelse.

LITTERATUR.

- Aaby, B. 1983. Forest development, soil genesis and human activity illustrated by pollen and hypha analysis of two neighbouring podzols in Draved Forest, Denmark. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, II.rk.,114, 114 s.
- Andersen, S. T. 1984. Forests at Løvenholm, Djursland, Denmark at present and in the past. - Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab Biologiske Skrifter, 24, 211 s.
- Andersen, S.T. 1985. Natur-og kulturlandskaber i Næsbyholm Storskov siden istiden. - Fortidsminder 1985, Antikvariske studier 7:85-107, Fredningsstyrelsen København.
- Bakka, E. & Kaland, P.E. 1971. Early farming in Western Norway. - Norwegian Archaeological Review 4 (2):1-35.
- Balle, O. 1978. Vegetasjonsøkologiske studier i vestnorske løvskogslier med særlig hensyn på jordbrukets innvirkning. - Upubl. Hovedfagsoppgave, Botanisk institutt, Univ. Bergen, 186 s.
- Birks, H.J.B. 1986. Late-Quaternary biotic changes in terrestrial and lacustrine environments, with particular reference to north-west Europe. - s.3-65 i B.Berglund (ed.): Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. J.Wiley & Sons Ltd.
- Danielsen, A. 1970. Pollen-analytical Late Quaternary studies in the Ra district of Østfold, southeast Norway. - Årbok Univ. Bergen 1970, mat.-naturv. serie, 14, 146 s.
- Edwards, K.J. & Hiron, K.R. 1984. Cereal pollen grains in pre-elm decline deposits: implications for the earliest agriculture in Britain and Ireland. - Journal of Archaeological Science,11:71-80.
- Fægri, K. 1944. On the introduction of agriculture in Western Norway. - Geologiska Föreningens i Stockholm Förhandlingar 66:449-462.
- Fægri, K. 1950. Studies of the Pleistocene of Western Norway.IV. On the immigration of *Piceae abies* (L.) Karst. - Årbok Univ. Bergen 1949, Naturvit. rk.,1, 53 s.
- Fægri, K. 1954. On age and origin of the beech forest(*Fagus silvatica* L.) at Lygrefjorden, near Bergen (Norway). - Danmarks Geologiske Undersøkelse, II.Rk., 80:230-249.
- Girling, M.A. & Greig, J. 1985. A first fossil record for *Scotylus scotylus* (f.) (elm bark beetle): its occurrence in elm decline deposits from London and the implications for Neolithic elm disease. - Journal of Archaeological

- Science, 12:347-351.
- Göransson, H. 1984. Pollenanalytical investigations in the Sligo area. - s.154-193 i G. Burenhult (ed.): The Archaeology of Carrowmore. Theses and Papers in North-European Archaeology,14, Stocholm.
- Göransson, H. 1986. Man and the forests of nemoral broad-leaved trees during the stone age. - *Striae*, 24:143-152.
- Hafsten, U. 1956. Pollen-analytical investigations on the late Quaternary development in the inner Oslofjord area. - Årbok Univ. Bergen 1956, naturv.rk.,8, 146s.
- Hafsten, U. 1958. Jordbrukskulturens historie i Oslo- og Mjøstrakten belyst ved pollenanalytiske undersøkelser. - *Viking* 21/22:51-74.
- Hafsten, U. 1965. The norwegian *Cladium mariscus* communities and their post-glacial history. - Årbok Univ. Bergen 1965, naturvit.rk.,4, 55s.
- Hafsten, U. 1987. Vegetasjon, klima og landskapsutvikling i Trøndelag etter siste istid. - *Norsk geografisk Tidsskrift*, 41:101-120.
- Hafsten, U., Henningsmoen, K.E. & Høeg, H.I. 1979. Innvandringen av gran til Norge. - s.171-198 i R.Nydal, S.Westin, U.Hafsten & S.Gulliksen (red.): Fortiden i søkelyset, Laboratoriet for Radiologisk Datering, Trondheim.
- Hagebø, S.M. 1967. Pollenanalytiske undersøkelser av den postglaciale utvikling i Bergensdalen. - Upubl. Hovedfagsoppgave, Botanisk institutt, Univ. Bergen, 60s.
- Hirons, K.R. & Edwards, K.J. 1986. Events at and around the first and second *Ulmus* declines: palaeoecological investigations in Co. Tyrone, Northern Ireland. - *New Phytologist*, 104:131-153.
- Huntley, B. & Birks, H.J.B. 1983. An atlas of past and present pollen maps for Europe: 0-13000 years ago. - Cambridge University Press, 667s.
- Iversen, J. 1941. Landnam i Danmarks steinalder. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, II. rk.,66, 68s.
- Iversen, J. 1960. Problems of the early Post-Glacial forest development in Denmark. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, IV.rk.,4,(3), 32s.
- Iversen, J. 1964. Retrogressive vegetational succession in the Post-Glacial. - *Journal of Ecology*, 52 (Suppl.):59-70.
- Iversen, J. 1973. The Development of Denmark's Nature since the Last Glacial. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, V.rk.,7-C, 125s.
- Kaland, P.E. 1984. Holocene shore displacement and shorelines in Hordaland, western Norway. - *Boreas*, 13:203-242.
- Kaland, P.E. & Krzywinski, K. 1978. Hasselens innvandring etter siste istid og den eldste kystbefolkning. - *Arkeo* 1978(1):11-14, Bergen.
- Kvamme, M. 1982. En vegetasjonshistorisk undersøkelse av kulturlandskapets utvikling på Lurekalven, Lindås hd., Hordaland. - Upubl. Hovedfagsoppgave, Botanisk institutt, Univ. Bergen, 174s.
- Kvamme, M. 1984. Vegetasjonshistoriske undersøkelser. - s.238-275 i O.B.Meyer (red.): Breheimen-Stryn. Konesjonsavgjørende botaniske undersøkelser. Botanisk institutt, Univ. Bergen, Rapport 34.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. - Det Norske Samlaget, 837s.
- Markussen, B. 1979. En makrofossil undersøkelse av sedimentene i Låketjønn, Lindås hd., Hordaland. - Upubl. Hovedfagsoppgave, Botanisk institutt, Univ. Bergen, 110s.

- Moe, D. 1978. Studier over vegetasjonsutviklingen gjennom Holocen på Hardangervidda, Sør-Norge.II. Generell utvikling og tregrensevariasjoner. - Dr. Philos avhandling, Botanisk institutt, Univ. Bergen, 99 s.
- Molloy, K. & O'Connell, M. 1987. The nature of the vegetational changes at about 5000 B.P. with particular reference to the elm decline: fresh evidence from Connemara, western Ireland. - *New Phytologist*, 106:203-220.
- Moore, P.D. 1984. Hampstead Heath clues to historical decline of elms. - *Nature* 312:103.
- Nordhagen, R. 1954. Om barkebrød og treslaget alm i kulturhistorisk belysning. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, II.rk.,80:262-308.
- Paice, J.P. 1974. The Ecological History of Grizedale Forest, Cumbria, with particular reference to *Tilia cordata* Mill. - M.Sc. dissertation, Univ. of Lancaster.
- Paus, Aa. 1982. Vegetasjonshistoriske undersøkelser i Sandvikvatn, Kårstø, Rogaland. - Botanisk institutt, Univ. Bergen, Rapport 23-II, 84s.
- Paus, Aa. 1988. Late Weichselian vegetation, climate, and floral migration at Sandvikvatn, North Rogaland, southwestern Norway. - *Boreas*, 17:113-140.
- Piggot, C.D. & Huntley, J.P. 1978. Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range.I. Distribution in north-west England. - *New Phytologist*, 81:429-441.
- Piggot, C.D. & Huntley, J.P. 1980. Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range.II. History in north-west England. - *New Phytologist*, 84:145-164.
- Piggot, C.D. & Huntley, J.P. 1981. Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range.III. Nature and causes of seed sterility. - *New Phytologist*, 87:817-839.
- Rackham, O. 1980. Ancient woodland: its history, vegetation and uses in England. - Edward Arnold, London, 402 s.
- Simonsen, A. 1980. Vertikale variasjoner i Holocen pollensedimentasjon i Ulvik, Hardanger. - *Varia* 8, Arkeologisk museum i Stavanger, 68 s.
- Tallantire, P.A. 1974. The palaeohistory of the grey alder (*Alnus incana* (L.) Moench.) and black alder (*A. glutinosa* (L.) Gaertn.) in Fennoscandia. - *New Phytologist*, 73:529-546.
- Troels-Smith, J. 1954. Ertebøllekultur-Bondekultur. Resultater af de siste 10 års undersøkelser i Aamosen. - Årbok for nordisk Oldkyndighet og Historie 1953, 62s.
- Troels-Smith, J. 1960. Ivy, mistletoe and elm. Climatic indicators - fodder plants. - Danmarks Geologiske Undersøkelse, IV.rk.,4, 32s.
- Ve, S. 1930. Skogtrærnes forekomst og høidegrenser i Årdal. - *Meddl. Vestl. forstlige forsøksst.* 13, 94s.
- Vorren, K.D. 1979. Anthropogenic influence on the natural vegetation in coastal North Norway during the Holocene. Development of farming and pastures. - *Norwegian Archaeological Review*, 12:1-21.
- Vorren, K.D. & Nilssen, E. 1982. Det eldste jordbruk i Nord-Norge, en palaeoøkologisk oversikt. - s.173-193 i T.Sjøvold (red.): Introduksjonen av jordbruk i Norden. Universitetsforl.
- Waterbolk, H.T. 1982. The spread of food production over the European continent. - s.19-37 i T.Sjøvold (red.): Introduksjonen av jordbruk i Norden. Universitetsforl.
- Watts, W.A. 1961. Post-Atlantic forests in Ireland. - *Proceedings of the Linnean Society of London*, 172:33-38.

VERTIKALUTBREDELSE AV EDELLAUVSKOGSTYPER I ET KYST-INNLAND-TRANSEKT
I MIDT-NORGE

Jarle Inge Holten, Økoforsk, Vitenskapsmuseet

Er det mulig å få et bilde av utbredelsen av et plantesamfunn uten å gå ut i naturen å kartlegge det? Dette høres ganske håpløst ut. Vi vet at et plantesamfunn består av et selskap av enkeltarter. En mulig tilnæringsmåte for å få et bilde av utbredelsen til samfunnet kan derfor være å drive systematisk og objektiv kartlegging av enkeltartene i et plantesamfunn som er definert og kjent fra et større eller mindre område.

Er det videre nødvendig å kartlegge alle artene? Vi vet nemlig at ikke alle artene i samfunnet karakteriserer det like godt, og det kan derfor være tidsøkonomisk å sløyfe en rekke ubikvister og indifferente arter.

Ved å velge ut en gruppe karakteristiske eller karakteriserende arter fra et beskrevet plantesamfunn, kan man således rasjonalisere kartleggingsarbeidet. Det er en forutsetning at de floristiske opplysningene er mest mulig systematisk innsamlet i et eller annet rutesystem, og ideelt sett bør artslisten (krysslisten) gjøres mest mulig komplett for hver rute.

I mitt kartleggingsarbeid (Holten 1977, 1986) av vertikalutbredelse av planter på Nordmøre, har jeg valgt ut tilsammen 150 karplanter og kryptogamer. I hver rute à 5000 x 100 m, har jeg tilstrebet en mest mulig lik innsats i tid. Alle økologiske grupper er ikke like komplette i artsutvalget. Utvalget av varmekjære planter, eller edellauvskogarter er nærmest det komplette.

Med hensyn til habitatkartlegging er disse registrert etter en på forhånd oppsatt habitatkode. Disse er ikke sosiologiske enheter, men i store trekk kartleggingsenheter brukt i Trondheimsmiljøet.

For habitat-gruppen edellauvskog er typene kollektive, og det er bare skilt mellom gråorskoger, almeskoger og 3 typer av hasselskoger.

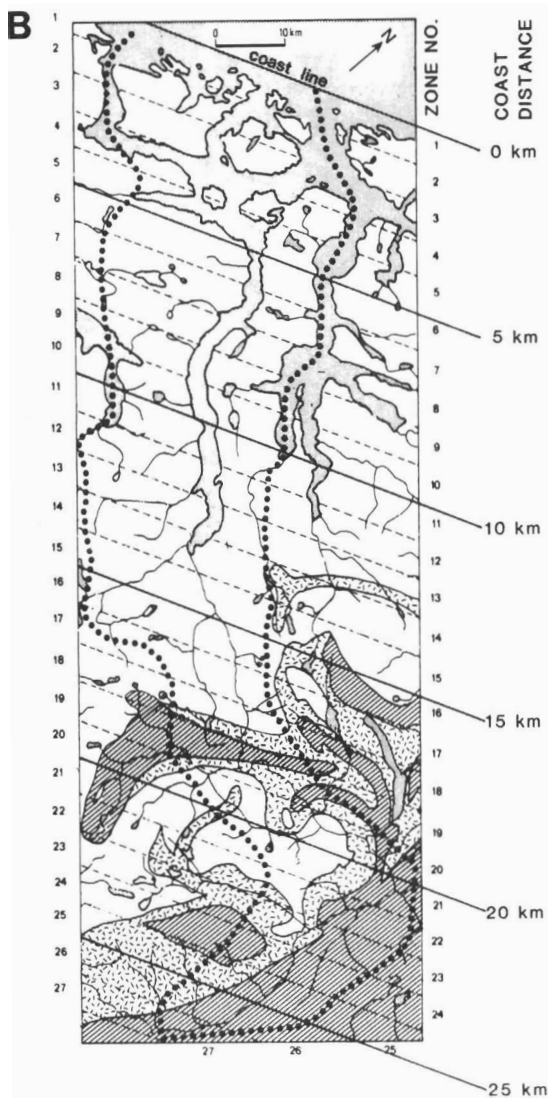
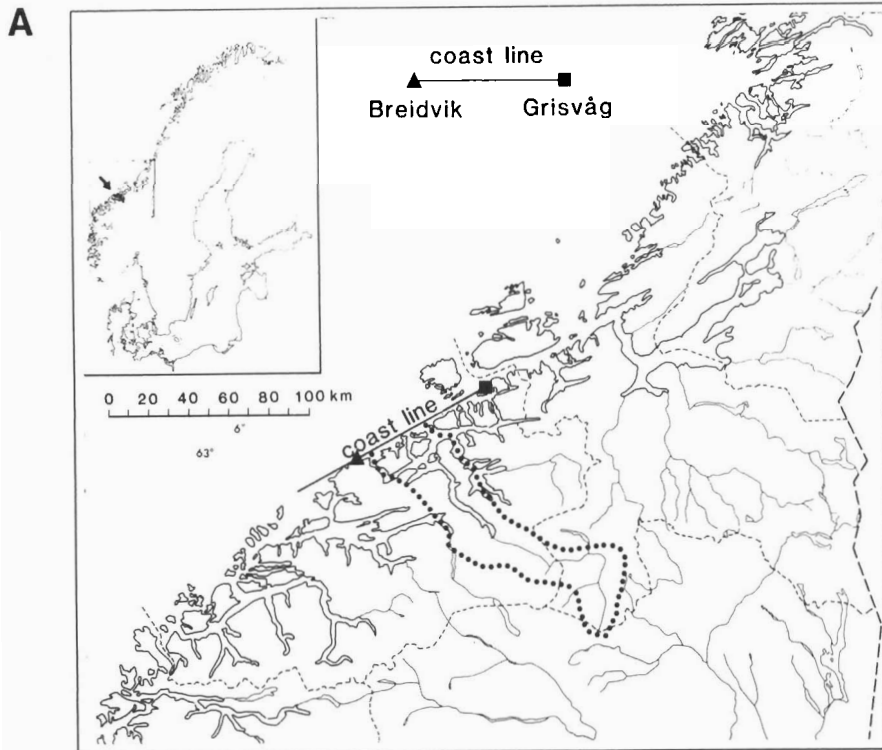





Fig. 1a. Definisjon av 'coast line' og kyst-inland-transektet. b. Inndelingen av transektet i 27 soner parallelt med kysten, hver 5 km bred. Et grov inndelt berggrunnskart er innlagt og som deler transektet i to deler, et surt gneisområde i nordvest, og et mer kalkrikt og lettforvitrelig område i sørøst.

BEDROCK TYPES

-  Gneissic rocks (heterogeneous)
-  Quartzo-feldspathic Eocambrian rocks (sparagmite)
-  Calcareous micaschists

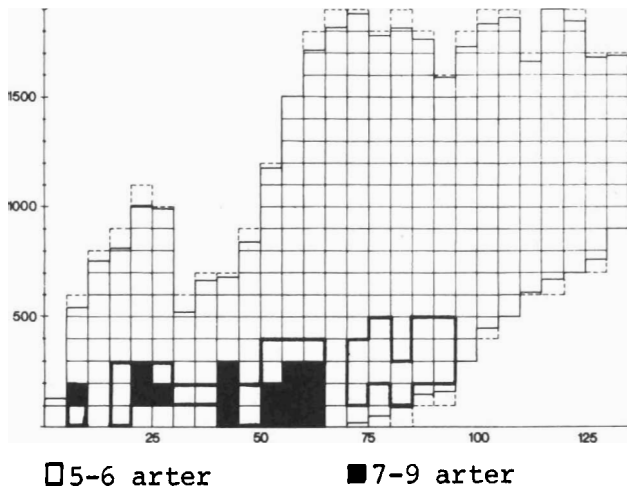
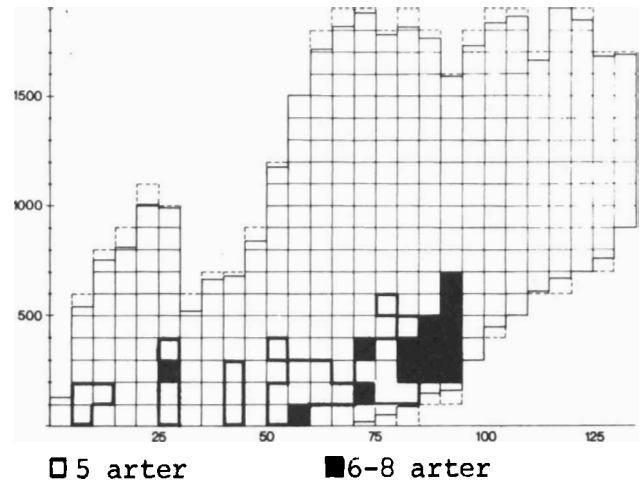
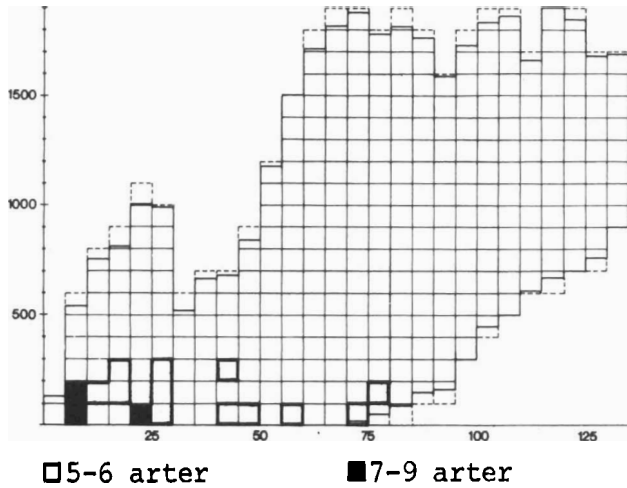
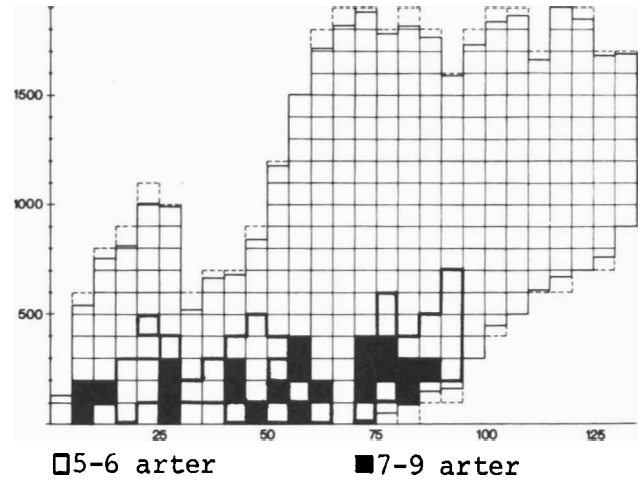
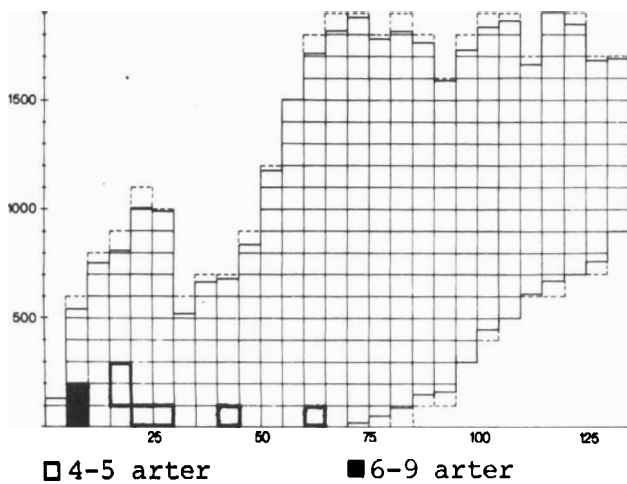
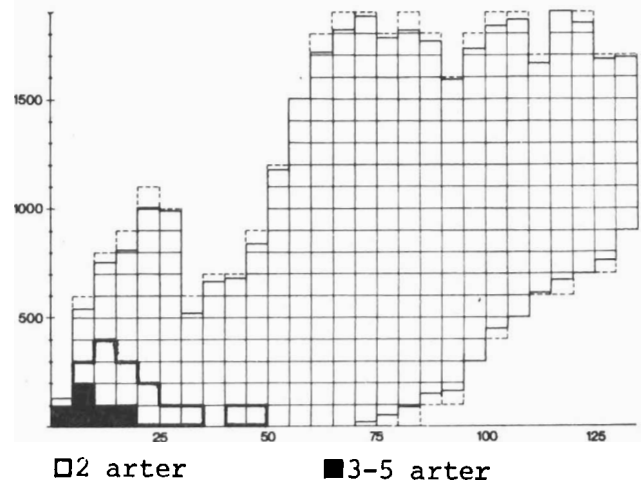
A**FAGETALIA SYLVATICAE****B****ALNO - ULMETUM****C****EURHYNCHIO - FRAXINETUM****D****ULMO - TILIETUM****PRIMULO - ULMETUM****F****"EIKESKOG"**

Fig. 2a. Vertikalutbredelsen av ordenen *Fagetalia sylvaticae* Pawl. 28 ut fra 9 karakteriserende arter: *Fraxinus excelsior*, *Ulmus glabra*, *Carex digitata*, *Galium odoratum*, *Festuca altissima*, *Brachypodium sylvaticum*, *Viburnum opulus*, *Actaea spicata* og *Viola mirabilis*.

b. Vertikalutbredelsen av *Alno-Ulmetum glabrae* Fremstad 79 med de 8 karakteriserende arter: *Ulmus glabra*, *Daphne mezereum*, *Galium odoratum*, *Hypericum hirsutum*, *Lathyrus vernus*, *Polystichum braunii*, *Viola mirabilis* og *Carex digitata*.

c. Vertikalutbredelsen av "*Eurhynchio-Fraxinetum*" H.H. Blom 80 med de 9 karakteriserende arter: *Ulmus glabra*, *Fraxinus excelsior*, *Alnus glutinosa*, *Cardamine flexuosa*, *Conopodium majus*, *Allium ursinum*, *Gagea lutea*, *Ranunculus ficaria* og *Chrysosplenium oppositifolium*.

d. Vertikalutbredelsen av *Ulmo-Tilietum* K.-Lund 69 med de 9 karakteriserende arter: *Corylus avellana*, *Ulmus glabra*, *Actaea spicata*, *Viola mirabilis*, *Lathyrus vernus*, *Sanicula europaea*, *Bromus beneke-nii*, *Polytrichum braunii* og *Corydalis intermedia*.

e. Vertikalutbredelsen av "*Primulo vulgaris-Ulmetum*" H.H. Blom 82 med de 9 karakteriserende arter: *Fraxinus excelsior*, *Lonicera periclymenum*, *Festuca altissima*, *Conopodium majus*, *Orchis mascula*, *Polystichum aculeatum*, *Primula vulgaris*, *Neottia nidus-avis* og *Cephalanthera longifolia*.

f. Vertikalutbredelsen av potensiell eikeskog med de 5 karakteriserende arter: *Quercus robur*, *Lonicera periclymenum*, *Lathyrus montanus*, *Holcus mollis* og *Hypericum pulchrum*.

Ut i fra norske plantesosiologiske arbeider om edellauvskog, (Fremstad 1979, Kielland-Lund 1981, Øvstedal 1985, Fremstad & Elven 1987,

Blom, Fottland & Rygg in prep.) har jeg valgt ut karakteriserende arter på flere hierarkiske nivåer, men selvsagt bare de arter som jeg har kartlagt i mitt midt-norske transekt. For ordenen *Fagetalia sylvaticae* (fig. 2a) får man fram et vertikalt utbredelsesbilde med tilsynelatende optimum i midtre og indre fjordstrøk opp til ca. 400 m. En relativt skarp grense har man i sone 19 og 20 (fig. 1) Gjører-Lønset. Østenfor Lønset er ikke alm og hassel kjent i transektet. Edellauvskog i streng forstand har optimum i suboseaniske og svakt oseaniske områder. Dette er vel karakteristisk for et såkalt nemoralt klima.

En mer vestlig og klimatisk kravfull type er representert ved assosiasjonen Eurhynchio-Fraxinetum (fig. 2c), beskrevet fra Vestlandet (Blom et al. in prep.). Den finnes på frisk, næringsrik mark, gjerne i brattlende. Flere av de oppførte artene er på eller nær sine nordgrenser i Norge.

De nordligste utposter av eikeskog (fig. 2f) finnes på Nordmøre. Den tilhører også bare låglandet på ytterkysten.

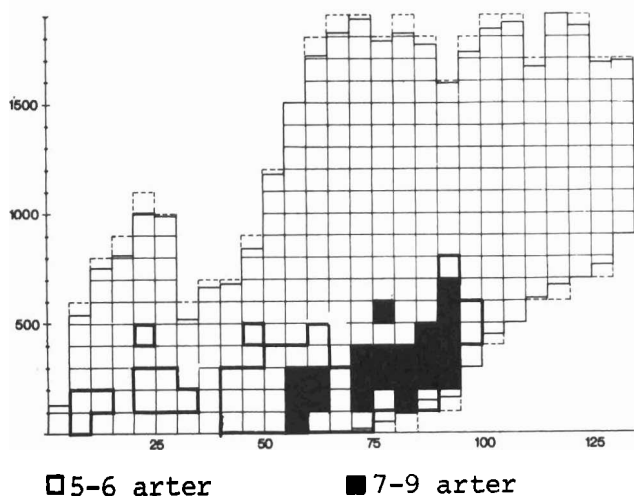
Assosiasjonen Alno-Ulmetum (fig. 2b) (Fremstad 1979) har en markert østlig hovedutbredelse og unngår de laveste nivåer. Alno-Ulmetum synes å ha fragmenter temmelig langt vest i transektet. Ved å legge inn *Aconitum septentrionale* i tillegg, ville det østlige preget bli enda mer markert.

Den svenske botanikeren Jim Lundqvist (1968) har dokumentert ospekogger i bratte rasmarker i Pite Lappmark i Nord-Sverige. Assosiasjonen *Populo-Tortuletum* (fig. 3c) er ikke edellauskog i streng forstand, etter som verken alm eller hassel er representert i tabellene. Det er mulig at alm og hassel delvis har inngått i disse bestandene i transektet i den postglaciale varmetid. (cfr. 2,5 % alme-pollen i torvprofil ved Nysetra, Dovrefjell, Hafsten pers. medd.).

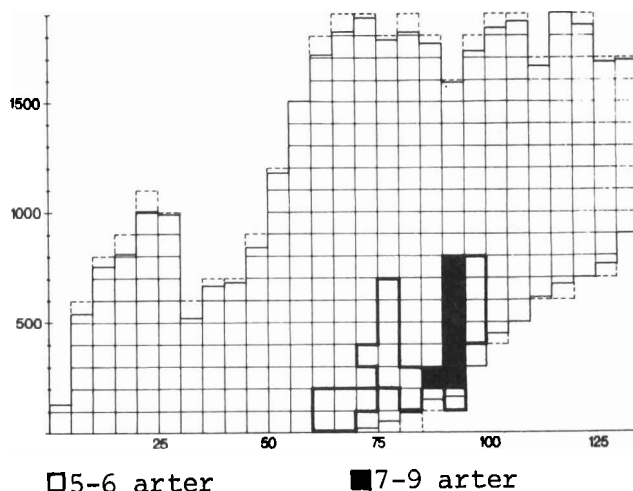
Det er mulig å forenkle utbredelsesbildet av edellauskogstypene ved å bruke isolinjer som avgrensner et bestemt antall karakteriserende arter. Vi får da en indikasjon om at Fagetalia-samfunnene (fig. 2a) først og fremst er optimale i midtre og indre fjordstrøk. Når ikke Fagetalia forekommer lenger øst enn Gjøra, mener jeg dette kommer av en viss grad av vintertermofili hos artene (se -6°C -isoterme for januar (fig. 4) nedenfor). Diagrammet gir også en viss indikasjon om at Fagetalia er optimal noe opp fra fjordnivå. Jeg tror dette er betinget av substratet. (I rasmerkene øker kornstørrelsen nedover fra berggrotta, og kan være helt blokkdominert de nederste hundre metrene).

Assosiasjonene Eurhynchio-Fraxinetum og Alno-Ulmetum (fig. 2b og 2c) opptar i stor grad den topografisk sett samme typen nisje, men de har vidt forskjellige klimakrav. Vi ser at de i stor grad er komplementære i diagrammet.

A
ULMUS - GALIUM ODORATUM -
SAMFUNN



B
ASTRAGALUS GLYCYPHYLLOS -
CORYLUS - SAMFUNN



C
POPULETO - TORTULETUM

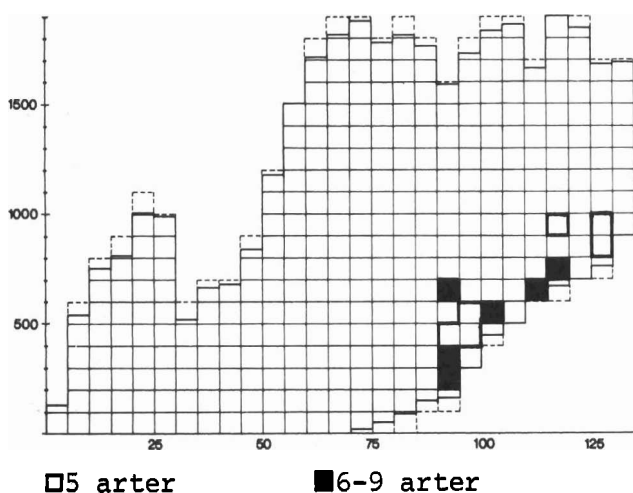


Fig. 3a. Vertikalutbredelsen av *Ulmus-Galium odoratum*-samfunn beskrevet av Holten (1977) fra Gjøra i Sunndal (sone 19), med de 9 karakteriserende arter: *Ulmus glabra*, *Aconitum septentrionale*, *Actaea spicata*, *Galium odoratum*, *Hypericum hirsutum*, *Lathyrus vernus*, *Clinopodium vulgare*, *Viola mirabilis* og *Heracleum sibiricum*.

b. Vertikalutbredelsen av det varmekjære skogkantsamfunnet *Astragalus glycyphyllos-Corylus*-samfunn, beskrevet av Holten (1977) fra Gjøra i Sunndal, med de 9 karakteriserende arter: *Cotoneaster integerrimus*, *Heracleum sibiricum*, *Clinopodium vulgare*, *Verbascum nigrum*, *Viola mirabilis*, *Carex muricata* og *Festuca ovina*.

c. Vertikalutbredelsen av skogkantsamfunnet *Populeto-Tortuletum*, beskrevet av Lundqvist (1968) i Pite Lappmark, med de 9 karakteriserende arter: *Populus tremula*, *Carex ornithopoda*, *Hackelia deflexa*, *Draba norvegica*, *Botrychium boreale*, *Rosa majalis*, *Saxifraga adscendens*, *Daphne mezereum* og *Festuca ovina*.

Denne komplementariteten gjelder også til en viss grad assosiasjonene Primulo-Ulmetum og Ulmo-Tilietum (fig. b og 2c). Umno-Tilietum er her av en helt annen kvalitet enn på Østlandet, hvor den er beskrevet fra, f.eks. mangler en del sørøstlige arter som *Acer platanoides*, *Campanula trachelium*, *Lonicera xylosteum* og *Hepatica nobilis*.

Etter artsutvalget i figuren, blir Ulmo-Tilietum påfallende vid i transektet, og faktisk videre enn ordenen Fagitalia (se ovenfor). Primulo-Ulmetum opptar en topografisk nisje som Ulmo-Tilietum, men har langt høyere krav til termisk oseanitet. Primulo-Ulmetum er bare fragmentarisk på Nord-Vestlandet, og er her på sin nordgrense.

Diagrammet over "eikeskog" (fig. 2f) gir en tydelig indikasjon om at dette samfunnet også har høye krav til termisk oseanitet. Dette samsvarer bra med Dahls observasjoner på Østlandet, som viser at eika (*Q. robur*) går helt opp i 300-400 m, for så plutselig å forsvinne når man beveger seg enda lengre fra kysten.

Svartorskogene er også nær sin nordgrense i Norge på Nordmøre. Fragmenter av svartorskog finner man i lavlandet i midtre og indre fjordstrøk, foruten de vestligste dalstrøkene.

Jeg tok min hovedfagsoppgave på Gjøra i Sunndalen (Holten 1977), og dokumenterte der flere edellauvskogstyper. Samfunnet 'Ulmus-Galium odoratum-samfunn' får et markert østlig preg. Den viser affinitet både mot Alno-Ulmetum og Ulmo-Tilietum, men *Aconitum* er bare konstant og aldri dominerende i samfunnet.

Samfunnet 'Astragalus glycyphyllos-Corylus-samfunn' (fig. 3a) er ingen edellauvskogstype. Hvorfor? Artsutvalget består nesten utelukkende av heliofile tørreng- og skogkantarter. Det er derfor åpenbart et varmekjært skogkantsamfunn til tross for at både *Ulmus glabra* og *Betula pendula* til dels er dominerende i samfunnet.

Er det også mulig å si noe om utbredelsen til samfunnstyper dokumentert i lang avstand fra transektet, i det minste med noe beslektede samfunn. Lundqvists *Populeto-Tortuletum* (fig. 3c) er et eksempel på en relativt varmekrevende samfunnstype med forekomst nær midten

av fjellkjeden. Det er selvsagt ingen edellaauvskog, men rent plante-sosiologisk å regne for et skogkantsamfunn, slik som det ovenfor-nevnte samfunnet fra GjØra. I tillegg har artene i dette samfunnet xerofile habitat-trekk og synes å ha en komplementær utbredelse til edellaauvskog i snever forstand, som har preferanse for et suboseanisk til svakt oseanisk klima. *Populo-Tortuletum* er best utviklet på blokk-rike rasmarker av bedre bergarter.

KONKLUSJON

Edellaauvskogstypene i mitt transekt på Nordmøre danner et kontinuum langs kyst-innland-gradienten, slik som artene. 2 hovedfaktorer synes å avgrense edellaauvskogstypene vertikalt, sommersvømmen mot høyden (energi-krav, modningsgrense) og vintertemperaturen mot innlandet (= termisk oseanitet). For *Eurhynchio-Fraxinetum* og eikeskogene på Nordmøre, synes den termiske oseaniteten å være eneste utslagsgivende faktor.

Assosiasjonen *Alno-Ulmetum* har flere 'sørvestkyst-skyere' (Dahl 1951) i seg, f.eks. *Hypericum hirsutum*, *Viola mirabilis* og *Lathyrus vernus*. Kan det være at *Alno-Ulmetum* unngår de termisk oseaniske områder og derfor er komplementær med den mer vintertermofile *Eurhynchio-Fraxinetum*? Assosiasjonen *Ulmo-Tilietum* har også innslag av flere sørvestkystskyere.

Hovedårsaken til edellaauvskogenes skarpe østlige avgrensing er sannsynligvis betinget av frost (fig. 4), altså av en mindre grad av vintertermofili enn for 'eikeskog' og *Eurhynchio-Fraxinetum*. En indikasjon om dette er det bratte fallet i januar-isotermene øst for bunnen av Sunndalsfjorden, men dette selvsagt bare en korrelasjon og ikke årsaksforklaring.

Det tyder på at deler av feltsjiktet i edellaauvskogen er markert mer frost-resistent og går langt inn i de vinterkalde områder, f.eks. *Carex digitata*, *Actaea spicata* og *Viola mirabilis*. Jeg antar at humiditeten er av minimal betydning som begrensende faktor for edellaauvskogsarter og -samfunn.

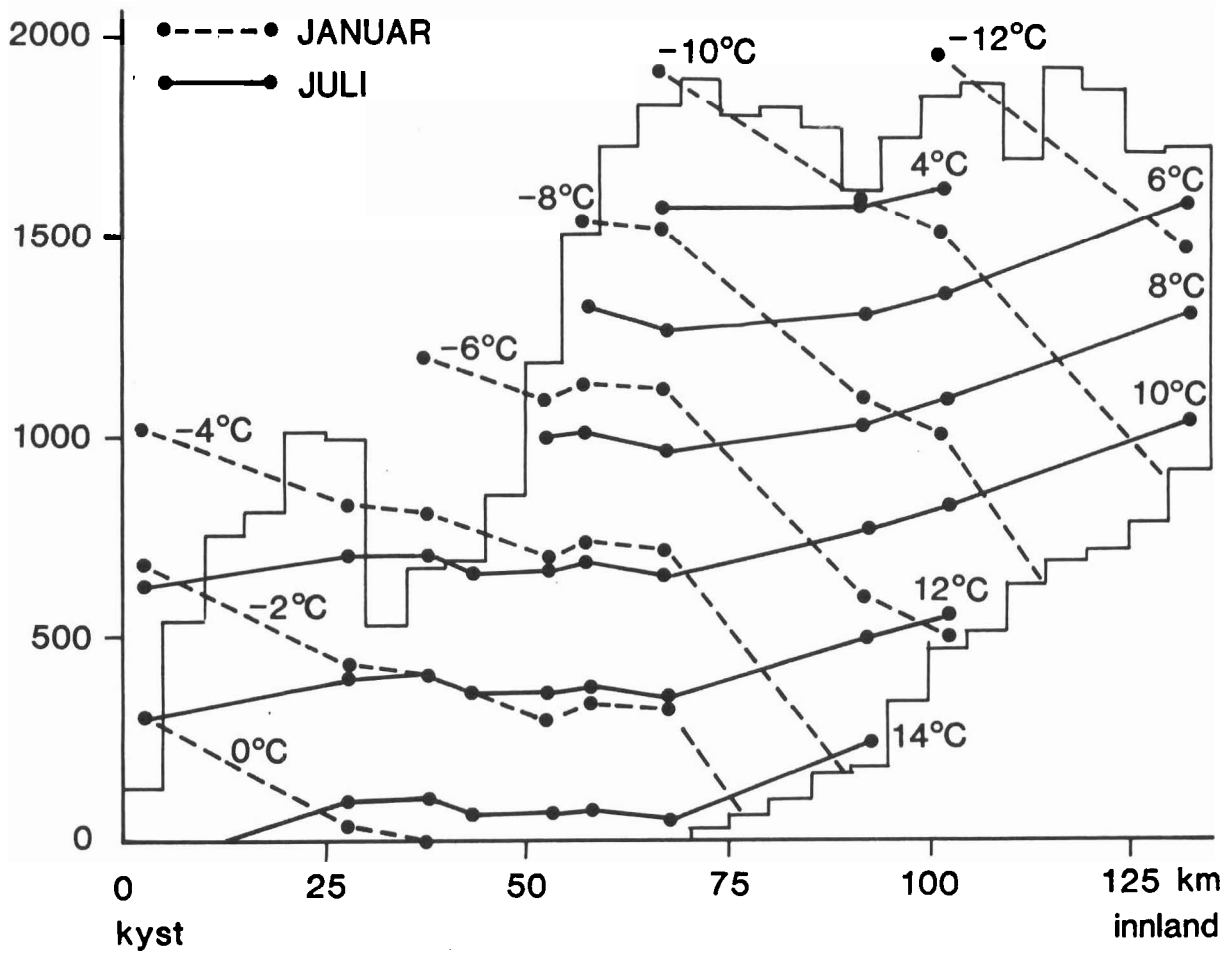


Fig. 4. Det vertikale forløpet av januar- og juliisotermene i kyst-innland-transektet, basert på data fra meteorologiske stasjoner.

En annen interessant observasjon er at edellauvskogene i de svakt oseaniske men særlig de subkontinentale deler av transektet har et markert 'skogkantpreg', det vil si med innslag av varmekjære skogkantarter; dette er ikke urimelig da antallet soltimer øker østover.

Den skisserte metoden blir fullt ut nyttig først når samfunnenes floristiske sammensetning er mere kjent, og når man har utført flere systematiske transektundersøkelser med et mer komplett artsutvalg.

Metoden synes å vise allerede nå at det er vanskelig i Midt-Norge å skille mellom assosiasjonen *Ulmo-Tilietum*, forbundet *Fagion sylvaticae* og ordenen *Fagetalia sylvaticae*. Det synes her å være riktig å operere bare med 1 assosiasjon, 1 forbund innen ordenen *Fagetalia sylvaticae* i Midt-Norge.

LITTERATUR

- Blom, H.H., Fottland, H. & M. Rygg, in prep. The *Fagetalia* communities of W Norway.
- Fremstad, E. 1979. Phytosociological and ecological investigations of rich deciduous forests in Orkladalen, Central Norway. - *Norw. J. Bot.* 26: 111-140.
- Fremstad, E. & R. Elven (red.), 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk utredning 1987:1.
- Holten, J.I. 1977. Floristiske og vegetasjonsøkologiske undersøkelser i sør- og nordeksponerte lier ved Gjøra i Sunndal. Thesis cand. real. Univ. Trondheim. 332 s. 90 prikkart. 1 vegetasjonskart.
- Holten, J.I. 1986. Autecological and phytogeographical investigations along a coast-inland transect at Nordmøre, Central Norway. Dr. philos. thesis i botanikk. Universitetet i Trondheim, Botanisk institutt. 349 s. 69 pls.
- Kielland-Lund, J. 1981. Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. - *Phytocoenologia* 9: 53-250.
- Lundqvist, J. 1968. Plant Cover and Environment of Steep Hillsides in Pite Lappmark. - *Acta Phytogeogr. Suec.* 53: 1-153.

NITROFILE KANTSAMFUNN (GLECHOMETALIA) I NORSK EDELLAUVSKOG

Johan Kielland-Lund,
Botanisk institutt, NLH

Når en arbeider med vegetasjonsanalyser i edellauvskog er det ofte et problem å finne homogene og store nok analyseruter. Blir det en liten åpning, for steinete eller for mye slitasje kommer det inn mer nitrofile planter slik som brennesle, skogsalat, kratthumleblom og krattmjølke. I åpninger, kanter eller etter hogst og andre forstyrrelser kan de ta helt overhånd. I plante-sosiologiens barndom ble disse gruppene ofte betraktet som typiske for edellauvskog, senere ble de skilt ut som egne assosiasjoner med nitrofile kantplanter. Men først på 60- og 70-tallet ble disse samlet i forbund og i en egen orden, Glechometalia hederaceae Tx. & Brun-Hool 75.

Når en kjenner ideen er det som regel lett å finne igjen kantplantene i edellauvskog, enten som konsentrasjoner blandet med skogvegetasjonen ('slørsamfunn' kfr. Tüxen & Lohmeyer 1962) eller som egne avgrensbare samfunn. Det er noen ganger vanskelig å avgjøre om en art er kant- eller skogsart. Enkelte 'sikre' skogsplanter som lundrapp, skogsvinerot og lundgrønnaks er ofte veldig vitale nettopp sammen med kantplanter. Men uansett egne samfunn eller ikke så forekommer de nitrofile kantplantene i mange områder svært typisk i og ved edellauvskog.

Viktige arbeider om nitrofile kantsamfunn og deres økologi er bl.a. Sissingh 1973, Dierschke 1974, Tüxen & Brun-Hool 1975, Passarge 1980 og Oberdorfer 1983. Etter sistnevnte forfatter samles de nitrofile kantsamfunnene i ordenen Glechometalia under klassen Artemisietaea vulgaris Lohm., Preising & Tx. i Tx. 50, som omfatter flerårige nitrofile eller ruderale samfunn. Andre ordener innen klassen er Convulvetalia sepium (elvekantsamfunn), Artemisietalia vulgaris (flerårige ugrassamfunn) og Onopordetalia acanthii (termofile ugrassamfunn). Glechometalia deles i to forbund, Aegopodion podagrariae Tx. 67 og Alliarion Oberd. (57) 62. Aegopodion utgjør i Mellomeuropa en velavgrenset gruppe ved åpne kanter med mange gode karakterarter. I Norge finner vi bare Aegopodium selv, og i sterkt ruderale utforminger som det er vanskelig å skille fra Alliarion-samfunnene.

Betegnende arter for Glechometalia (i følge Oberdorfer 1983): som også forekommer i Sør-Norge er ført opp nedenfor.

Karakterart for klassen:

Stornesle

Urtica dioica

Karakterarter for orden, forbund og assosiasjoner:

Skvallerkål
Løkurt
Hundekjeks
Lundkarse
Svaleurt
Krattmjølke

Aegopodium podagraria
Alliaria petiolata
Anthriscus sylvestris
Cardamine impatiens
Chelidonium majus
Epilobium montanum

Blankstorkenebb	<i>Geranium lucidum</i>
Stankstorkenebb	<i>Geranium robertianum</i>
Kratthumbleblom	<i>Geum urbanum</i>
Korskknapp	<i>Glechoma hederacea</i>
Haremat	<i>Lapsana communis</i>
Maurarve	<i>Moehringia trinervia</i>
Skogsalat	<i>Mycelis muralis</i>
Hundekveke	<i>Roegneria canina</i>
Rødkjeks	<i>Torilis japonica</i>

Skillearter for orden og forbund:

Lundgrønnaks	<i>Brachypodium sylvaticum</i>
Nesleklokke	<i>Campanula trachelium</i>
Rødjonsokblom	<i>Silene dioica</i>
Brunrot	<i>Scrophularia nodosa</i>
Lundrapp	<i>Poa nemoralis</i>
Gjerdevikke	<i>Vicia sepium</i>

'Betegnende ledsagere' for orden og forbund:

Hundegras	<i>Dactylis glomerata</i>
Vrangdå	<i>Galopsis bifida</i>

Tüxen & Brun-Hool 1983 fører også disse opp som karakterarter:

Kjempesvingel	<i>Festuca gigantea</i>
Springfrø	<i>Impatiens noli-tangere</i>

Som nordisk karakterart kan vi betrakte:

Myskemaure	<i>Galium triflorum</i>
------------	-------------------------

Ifølge mine tabeller er også de følgende 'betegnende ledagere' hos oss:

Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>
Skogsvinerot	<i>Stachys sylvatica</i>
Vassarve	<i>Stellaria media</i>
Løvetann	<i>Taraxacum officinale coll.</i>

I Norden er nitrofile kantsamfunn knapt nevnte i litteraturen. Undertegnede samlet derfor i 1985 vel 100 vegetasjonsanalyser fra slike typer og en foreløpig oversikt (mai 1988, 88 analyser) viser en deling i 4 hovedgrupper (assosiasjoner); et stankstorkenebbsamfunn, et hundekvekesamfunn, et springfrøsamfunn og et skvallerkålsamfunn. En kort beskrivelse av hvert samfunn følger.

Stankstorkenebbsamfunnet (26 anal.- 5 underenh.)

Karakterarter:

Stankstorkenebb	<i>Geranium robertianum</i>
Maurarve	<i>Moehringia trinervia</i>
Konstante arter (gjsn. frekvenskl. \geq IV):	
Skogsalat	<i>Mycelis muralis</i>
Lundrapp	<i>Poa nemoralis</i>
Krattmjølke	<i>Epilobium montanum</i>

Forekomst:

Mest i alm-lindeskog
I humus på steinblokker

Spesielle utforminger:

Myskemaure *Galium triflorum*
Løkurt m.fl. *Alliaria petiolata*

Hundekvekesamfunnet (30 anal.- 4 underenh.)

Karakterart:

Hundkveke *Roegneria canina*

Konstante arter:

Skogsalat *Mycelis muralis*
Lundrapp *Poa nemoralis*
Kratthumleblom *Geum urbanum*
Løvetann *Taraxacum sp.*
Hundegras *Dactylis glomerata*

Forekomst:

Ved og i edellauvskog
I skogkanter og ved veger

Spesielle utforminger:

Blankstorkenebb *Geranium lucidum*
Kjempevingel *Festuca gigantea*

Springfrøsamfunnet (15 anal.- 3 underenh.)

Karakterart:

Springfrø *Impatiens noli-tangere*

Konstante arter:

Stornesle *Urtica dioica*
Kratthumleblom *Geum urbanum*
Hundekjeks *Anthriscus sylvestris*
Krattmjølke *Epilobium montanum*
Krypsoleie *Ranunculus repens*

Forekomst:

Ved og i gråor-heggeskog
Åpninger, kanter og flater

Spesielle utforminger:

Kjempevingel *Festuca gigantea*
Korsknaapp *Glechoma hederacea*

Skvallerkålsamfunnet (17 anal.- 4 underenh.)

Karakterart:

Skvallerkål *Aegopodium podagrora*

Konstante arter:

Stornesle *Urtica dioica*
Bringebær *Rubus idaeus*
Hundekjeks *Anthriscus sylvestris*

Forekomst:

I parker og på fyllinger
Kanter, åpninger og under buskas

Spesielle utforminger:

Løkurt m.fl. *Alliaria petiolata*

I hvilken grad kantplanter forekommer i forskjellige områder og i forskjellige skogsamfunn kan en få et inntrykk av ved å se på innslaget av slike arter i vegetasjonstabeller. Tabell 1 viser forekomst og prosentvis andel av kantarter per analyse i skogsamfunn fra SØ-Norge. Som 'kantarter' er brukt "Betegnende arter for Glechometalia" (s. 1 og 2).

Tabellen viser tydelig at den friske edellauvskogen, gråor-heggeskog (Alno-Prunetum) og gråor-askeskog (Alno-Fraxinetum), har de største andeler av nitrofile kantarter (omkring 25% av artsantallet). Relativt høge andeler er det også i alm-linde-skog, i rike utforminger av granskog og i dalfiol-tyrihjelmsamfunn (10-15% av artsantallet). Karakterarter og gjenkjennbare nitrofile kantsamfunn er imidlertid absolutt best utviklet i edellauvskogsamfunnene.

I tabell 2 er de 3 kantsamfunnsassosiasjonene som forekommer i skog sammenlignet med skogsamfunn fra Østlandet (Kielland-Lund 1981) og fra Trøndelag (Fremstad 1979): Springfrøsamfunnet med gråor-heggeskog (Alno-Prunetum), hundekvekesamfunnet med en gråor-almeskog (Alno-Ulmetum Framstad 1979) og stankstorkenebbsamfunnet med alm-lindeskog (Ulmo-Tilietum).

Skogsamfunnene i tabell 2 er plukket ut fordi at de viser godt samsvar med bestemte assosiasjoner av nitrofile kantsamfunn. Ofte finner en også bestand eller tabeller av edellauvskog med forekomst av to forskjellige kantsamfunn. Et eksempel er alm-lindeskog eller gråoraskekog med stankstorkenebbsamfunn inne i bestandet og hundekvekesamfunn ved kanter og stier. I gråor-heggeskog dominerer vanligvis springfrøsamfunnet, men også her kan hundekvekesamfunnet etablere seg ved vindutsatte kanter.

Tabell 1. Forekomst av nitrofile kantarter (E frekvensklasser) i sø-norske skogsamfunn (fra Kielland-Lund 1981)

Samfunn	Kant-arter	Kantarter /analyse	Gj.sn. artsant.	Antall analys.	% kant art.
Poo remotae-Aconitetum	14	2.8	37	38	8
Violo selkirkii-Aconitetum	19	3.8	26	5	15
Salicetum triandrae	8	1.6	17	6	10
Calamagrostio-Salicetum	5 2	0.4	32	22	1
Dryopt.-Salicetum cinerae	0	0	23	3	0
Carici-Alnetum glutinosae	5	1.0	34	12	3
Lysimachio-Alnetum glut.	13	2.6	32	21	8
Vaccinio-Pinetum	1	0.2	21	43	1
Cladonio-Pinetum	2	0.4	21	35	2
Barbilophozio-Pinetum	0	0	28	30	0
Oxycocco-Pinetum	0	0	27	21	0
Chamaemoro-Piceetum	0	0	28	29	0
Eu-Piceetum	15	3.0	31	145	10
" " No13	24	4.8	38	12	13
" " No14	25	5.0	39	9	13
Melico-Picetum	20	4.0	40	155	10
" " No 8	23	4.6	40	6	12
" " No15	23	4.6	50	7	9
" " No16	31	6.2	51	9	12
Equiseto-Fraxinetum	9	1.8	32	13	6
Alno-Prunetum No 1	7	1.8	28	4	6
" " No 2	38	7.6	29	15	26
Alno-Fraxinetum No 1	48	9.6	39	8	25
" " No 2	49	9.8	39	14	25
" " No 3	42	8.4	34	5	25
Ulmo-Tilietum No 1	30	6.0	41	9	15
" " No 2	32	6.4	35	8	18
" " No 3	28	5.6	46	5	12
" " No 4	22	4.4	32	8	14
Dentario-Fagetum	8	1.6	15	11	11
Deschampsio-Fagetum	9	1.8	23	20	8

Tabell 2: Edellauskog fra Østlandet (Ø, Kielland-Lund 1981) og Orkladalen (O, Fremstad 1979) og korresponderende nitrofile kantsamfunn

	Impatiens-samf	Alno-Prunetum 2, Ø	Alno-Fraxinetum 1, Ø	Roegneria-samf. 1	Alno-Ulmetum 1, O	Alno-Ulmetum 2, O	Geran.robert.-samf. 2	Ulmo-Tilietum 1, Ø	Ulmo-Tilietum 0
<i>Geum urbanum</i>	V	III	V	V	V	V	III	III	V
<i>Prunus padus</i>	IV	V	IV	II	V	IV	II	III	V
<i>Rubus idaeus</i>	III	IV	IV	IV	V	V	.	III	V
<i>Anthriscus sylvestr.</i>	V	IV	V	V	III	III	III	II	.
<i>Urtica dioica</i>	V	IV	V	IV	III	IV	.	II	III
<i>Epilobium montanum</i>	IV	I	II	II	III	IV	III	III	V
<i>Ulmus glabra</i>	II	I	I	I	IV	V	I	IV	V
<i>Fraxinus exelsior</i>	II	I	IV	I	.	.	IV	IV	.
<i>Acer platanoides</i>	I	II	III	II	.	.	.	V	.
<i>Impatiens noli-t.</i>	V	III	V	.	I	III	.	.	.
<i>Glechoma hederacea</i>	III	II	V	II
<i>Alnus incana</i>	IV	V	IV	IV	IV	II	.	.	.
<i>Silene dioica</i>	III	III	V	IV	III	III	I	.	I
<i>Roegneria canina</i>	II	V	V	V	IV	IV	.	I	IV
<i>Vicia sepium</i>	I	I	.	V	V	V	I	I	V
<i>Stachys sylvatica</i>	I	I	II	I	IV	V	I	I	III
<i>Dactylis glomerata</i>	.	I	.	III	III	III	II	.	I
<i>Poa nemoralis</i>	I	II	II	III	IV	II	V	IV	V
<i>Geranium robertianum</i>	III	.	.	.	I	I	V	II	V
<i>Moehringia trinervia</i>	I	.	.	II	I	.	III	II	I
<i>Mycelis muralis</i>	.	.	I	I	.	.	IV	IV	.
<i>Corylus avellana</i>	I	I	III	IV	.
<i>Tilia cordata</i>	II	III	.
Kantarter/analyse	9.0	7.6	9.6	10.2	9.8	9.6	9.0	6.0	9.8
Gjns.artsantall	17	29	39	16	(51)	(49)	12	41	(53)
% kantarter	53	26	25	64	19	20	75	15	18
Antall analyser	7	15	8	5	43	19	7	9	13

Litteratur

Dierschke, H. 1974: Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. *Scripta geobot.* 6, 247 s.

Fremstad, E. 1979: Phytosociological and ecological investigations of rich deciduous forests in Orkladalen, Central Norway. *Norw. J. Bot.* 26: 111-140.

Kielland-Lund, J. 1981: Die Waldgesellschaften SO-Norwegen. *Phytocoenologia* 9: 53-250.

Oberdorfer, E. 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften III. Stuttgart, 455 s.

Passarge, H. 1980: Über mesophile Fagetaliaaäume im Süd-Harz. *Mitt. flor.-soz. Arb.gem. N.F.* 22: 111-123.

Sissingh, G. 1973: Über die Abgrenzung des Geo-Alliarion gegen das Aegopodion podagrarial. *Ibid.* 15/16: 60-65.

Tüxen, R. & Brun-Hool, J. 1975: *Impatiens noli-tangere* - Verlichtungsgesellschaften. *Ibid.* 18: 133-155.

Tüxen, R. & Lohmeyer, W. 1962: Über Untereinheiten und Verflechtungen von Pflanzengesellschaften, *Ibid.* 10: 53-56.

OM SAMFUNNSDIVERSITET I EDELLAUVSKOGSRESERVAT. EI METODESTUDIIE.
Odd Veivle, Telemark Distriktshøgskole. 3800 Bø i Telemark.

Edellaauvskog var av dei første naturtypene som det vart utarbeidd verneforslag for. På grunnlag av Korsmo sine omfattande registreringar vart det i 70-åra utarbeidd rapportar om forekomstar i ein skilde fylke (Korsmo 1974a,b, 1976). Desse rapportane vart seinare supplerte og det vart utarbeidd fylkesvise verneplanar som etter kvart vart vedtekne. Det er nokre av desse registreringane som er grunnlaget for dette innlegget.

Formåla med dette innlegget er:

1. å presenteras opplysningar om mengde og slag av edellaauvskogs-samfunn på ein måte som lettar oversikt og samanlikning av verneverdiar,
2. å beskriva komplekstypar av edellaauvskogsreservat,
3. å diskutera samfunnsdiversitet som kriterium for verneverdi i edellaauvskog,
4. å diskutera synsosiologisk metode sin egnethet for samanlikning, prioritering og vern av edellaauvskogsreservat,

Avgrensing av tema og område.

Det er teke med opplysningar frå Korsmo sine registreringar av edellaauvskog i Østfold, Hedmark, Oppland, Akershus og Buskerud. Nokre av Korsmo sine lokalitetar med berre eitt edellaauvskogssamfunn er utelatt i tabellen.

Med edellaauvskog meiner Korsmo (1974a: xx) skogsamfunn i klassane

Salicetea purpureae Moor 1958

Alnetea glutinosae Br.-Bl. et Tx. 1943

Quercetea robiori-petreae Br.-Bl. et Tx. 1943

Querco-Fagetea Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937

Metodikk

Korsmo sine registreringar omfattar detaljert klassifisering av skogsvegetasjon av dei nemnde klassane, dels etter ei inndeling som spesifiserer til under subassosiasjonsnivå. Ved tabelleringa er variantar og rasar slått saman i subassosiasjonar og høgare einingar.

I somme tilfelle er det laga vegetasjonsskart (skisse) over områda. Vegetasjonstypene er nærare beskrivne og klassifiserte av Kielland-Lund 1971, 1973, 1981 og Korsmo 1982.

Der vegetasjonsskart eller anna skildring gir grunnlag for det er dekningsgrader gitt etter Hult-Sernander skala, ellers er + brukt for forekomst av samfunn.

Vegetasjonstypene er gitt norske navn etter Fremstad og Elven 1987. Namn i hermeteikn viser "nye" typar og undertypar.

Ved redigering av rekkjefølja av samfunna (linjer) og lokalitetar (kolonner) er det lagt vekt på å fram kva for vegetasjonstypar som opptre saman. Metoden her kan kallas modifisert synsosiologi. Den tradisjonelle synsosiologiske metoden krev elles meir einsarta miljøforhold i "prøveflata" (her reservat) (Tüxen red. 1978). Tabellen er redigert med tekstbe-handlingsprogrammet WORDSTAR.

Diskusjon.

1. Om presentasjonsforma

Ved at det er stilt saman opplysningar frå fleire fylke gir tabell 1 ein oversikt som er vanskelig tilgjengeleg i tekst-framstilling. Med rette kan hevdas at viktige opplysningar om bestandsstorleik ikkje kjem tilsyne. Dersom ein finn oversikter av denne typen formålstenlege vil slike kvantitative data lett kunne leggjast inn etter planimetrering. Samanlikna med framstilling i tekst eller også med kart for kvart område gir ein syntetisk tabell av denne typen godt innsyn ("gjennomsiktighet") i data som ellers kan synas vanskeleg å få oversyn over.

Trass i at antall samfunn i kvart område er svært lågt, viser tabellen at visse samfunn har tendens til å opptre saman i "komplekstypar".

Dei norske namna synes ikkje å vera særleg velegna i denne samanhengen da dei ikkje lett viser tilknytning til det plantesosiologiske begrepsap-

paratet. Omgrepa vil truleg synas lange og tunge for dei fleste brukar-gruppene.

2. Komplekstypar

Kolonne 1-2 utgjer ein kompleks-type der det er registrert ei bortimot komplett sonering frå vannvegetasjon via helofyttbelte og sumpkratt til sumpskogar med svartor og Fattig-sumpskog, Gran-type. Denne komplekstypen er også kjent frå undersøkingar på havstrender (Vevle 1987, Vevle red. 1985).

Kolonne 3-11. Her er det ulike utformingar av svartorsumpskogar som karakteriserer ei lite einsarta gruppe av lokalitetar. Komplekstypen fins både ved innsjøar og etter gjengroing av basseng. Dersom Korsmo hadde registrert fleire kratt- og andre kant-samfunn og erstatnings-samfunn, til dømes fuktenger ville ein truleg fått ein betre karakteristikk av denne naturtypen gjennom høgare homotoni. Slike opplysningar ville også danna eit betre grunnlag for skjøtsel ved at , suksesjonsstadier i oppbygging- og degradasjon av edellauvskogssamfunna var registrerte, og det ville auka data om verneverdien til området.

Kolonne 12-14. Komplekstypen er karakterisert av Mandelpilkratt som opptre under bestemte jordbunns- og hydrologiske forhold. Mandelpilkratt fins på lågtliggjande flater ved større elvar, er utsett for episodisk erosjon og sedimentasjon og kan betraktas som varigé pionersamfunn (Kieland-Lund 1981:89).

I tillegg opptre Gråor-heggeskog på litt høgare terrassar som er mindre utsett for erosjon. I slike system (lågtliggjande elvesletter) vil utvikling mot modne suksesjons-stadier bli hemma eller hindra av erosjonskrefter.

Kolonne 15-25. Også denne gruppa er lite einsarta, men lokalitetane har gjennomgåande fellestrekk: både relativt tørre, Alm-lindeskogar - og friskefuktige Gråor-ask- og Snelle-askeskogar. Samfunna indikerer at naturtypen er lauvskogslie med lokale kjeldeframsprung. Suksesjonsmessig representerer denne komplekstypen modnare stadier enn foregåande kompleksstype.

Kolonne 26-39. Gruppa er karakterisert av Alm-lindeskog og noko Gråor-askeskog og representerer ei forkorting eller utarming av forrige kompleks-type. Også her synes det vera snakk om edellauvskogslie med betydelig hydrologisk variasjon.

Arsaker til den nemnde forkortinga eller utarminga kan vera at kompleks-typene utgjer ulike geomorfologiske/hydrologiske landskapselement, eller at kolonnane 26-39 utgjer ein nordleg kompleksstype der dei meir sørlege (hemiboreale ?) samfunna manglar.

Kolonne 40-51. Denne restgruppa blir ikkje kommentert nærare da det opptre berre eitt edellauvskogs-samfunn.

Arsakene til at edellauvskogssamfunna har ein tendens til å opptre saman, eller blir assosierte med andre samfunn ligg dels i samfunna sine jordbunnsøkologiske og chorologiske eigenskapar. Samfunna står også i bestemte forhold til andre samfunn ved at dei følger etter kvarandre i ein sonering/ suksesjon som kan vera oppbygging eller degradasjon av edellauvskogen. Dei 5 komplekstypene som er vist i denne synsosiologiske oversikten er ikkje fullstendige med omsyn til kontakt- og erstatnings-samfunn. Grunnar til det ligg i målsetting, metode og klassifikasjonssystem som vart brukt av Korsmo.

Komplekstypene som trer fram i tabellen let seg definera ved forekomst og fråver av syntaxa. På same måte som floristisk-sosiologisk definerte einingar har også desse komplekstypene spesielle eigenskapar (jordbunnsøkologiske, chorologiske, dynamisk-økologiske) som gjer at ein kan sjå på dei som typar, "naturtypar".

Typene utgjer ikkje komplekstypar i tydinga sigma-assosiasjonar (Tüxen 1978) da prøveflatene (reservat) har for store variasjonar i abiotiske forhold.

3. Samfunnsdiversitet som kriterium for verneverdi

Til grunnlag for evaluering av eit område (foreslått reservat) sin

"representativitet" synes synsosiologiske oversikter særleg velegne.

Representativitet omfattar både "indre" eigenskapar som det at ein skilde bestand eller potensielle reservat er velutvikla og har ein for regionen typisk utsjånad eller artssamansetning. Ein annan nyanse i omgrepet representativitet kan ein kalla "fullstendighet" med omsyn til samfunn som opptrer. Etter mi meining bør kriteriet "komplett sonering" er brukt ved registrering av verneverdiar på havstrender og også kunne brukas meir generelt.

Ved ei synsosiologisk tabell-oversikt vil ein lett kunna samanlikna kvalitative og kvantitative forhold vedrørande lokalitetane sin samfunnsdiversitet. Dei av lokalitetane som har ein komplett eller nær komplett samfunnsdiversitet vil vera dei mest verneverdige. Ein føresetnad er da at dei ein skilde samfunna dannar livskraftige bestand som er "store nok" (kva no det er?). Dermed vil andre lokalitetar kunna "frigjevast" når ein har teke omsyn til den geografiske spreinga (på fylke og vegetasjonsregionar).

Når eit rimelig antall lokalitetar er valde slik at alle lavskogstypene og tilfredsstillande mangfald av kontakt og erstatnings-samfunn er ei av målsettingane med naturvernet nådd. Skjøtsel av områda blir "andre runde" i alle fall.

4. Synsosiologisk metode sin egnethet for samanlikning, prioritering, vern og skjøtsel av edellauvskogsreservat,

Korsmo sin forstlige og plantesosiologiske skildring av skogbestand som inngår i reservata dokumenterer verneverdiar på ein grundig og god måte. Etter mi meining blir verneverdien forsterka ved at dei ein skilde reservata dessutan representerer naturtypar på eit høgare nivå.

Begrepsdanning på dette nivået er lite brukt i Norge, men den synsosiologiske metoden synes egna til å kombinera andre vegetasjonsøkologiske metodar og innsikt (plantesosiologi, suksesjons-studier, muligvis også viltbiologi) til ei kombinert beskriving, forståing og klassifisering og av terrengavsnitt på ein måte som gir grunnlag for definering av naturtypar.

Som ein konsekvens av denne begrepsdanninga kan det reisas spørsmålet: Medfører ei slik klassifisering av edellauvskogs-naturtypar ein auke i behov for verneområde?

Svaret vil truleg vera nei; dels fordi verneplanarbeidet på fylkesnivå sikrar geografisk spredning av lokalitetar og fleire enn det antall som trengs for at nasjonale/regionale komplekstypar blir representerte, dels fordi vern blir grunnleggjande og ut frå andre kriterier, t.d. forstlige, plantesosiologiske eller floristiske forhold.

LITTERATUR

Fremstad, E. & Elven, R. (red.) 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk utredning 1987:1.

Kielland-Lund, J. 1971. A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes (Draft). - IBP i Norden 7:13-43.

Kielland-Lund, J. 1973. A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes. - IBP i Norden 11:173-200.

Korsmo, H. 1974a, b, c, 1976. Naturvernrådets landsplan for edellauvskogsreservater i Norge. Rapport utarbeidet på grunnlag av IBP - CT / Silvas plantesosiologiske undersøkelser i edelløvsog. I. Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland. II. Buskerud, Vestfold og Telemark. III. Aust-Agder, Vest-Agder og Rogaland.

Korsmo, H. 1982. Analysis of temperate deciduous forest communities in South Norway. - Dr. scient thesis, As., 154 pp.

Thannheiser, D. 1982. Synsosiologische Studien am Meeresstrand in Nord-Fennoskandien. I Baadsvik, K. et Rønning, O.I. red. Fagmøte i vegetasjonsøkologi på

Kongsvoll 1982. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1982 8:36-47.

Tüxen, R. (red.) 1978. Assoziationskomplexe (Sigmeten) und ihre praktische Anwendung. - Ber. Int. Sympos. Rinteln 1977. 1-535.

Vevle, O. 1982. Om registrering av vegetasjonskompleks og bruk av synsosiologiske metodar. - I Baadsvik, K. & Rønning, O.I. (red.) K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1982 8: 14-35.

Vevle, O. 1987. Døme p bruk av synsosiologi i naturvernregistrering på havstrender. I Bretten, S. & Moen, A. (red.) K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.

VERTIKALSTRUKTUR I EDELLAUVSKOG

Foreløpig rapport

av

H.Korsmo og D.Svalastog

Økoforsk, Ås-NLH

1.0 INNLEDNING

I forbindelse med utarbeiding av skjøtselsplaner i edellauvskogsreservatene vil det være nyttig å kartlegge skogens sjiktvis oppbygning og vertikale struktur. En slik undersøkelse vil gi informasjon om hvordan skogen utvikler seg over tid. I kampen om vekstfaktorene vil ulike edellauvtreslag innta sin plass i et dynamisk system alt etter de økofysiologiske forutsetninger arten har.

Skjøtselsplaner kan tjene tre formål:

1. Opprettholde et relativt ungt suksesjonsstadium med sluttet skog (Hanssen 1987)
2. Museal skjøtsel (Austad et al. 1985)
3. La utviklingen gå mot en betinget eller ubetinget urskogtilstand alt etter skogens økologiske forutsetninger for å nå en slik tilstand

Alle disse tre innfallsvinklene er viktige for å bevare edellauvskog i dag både av kulturelle- og vitenskapelige grunner.

Edellauvskogene inntar de gunstigste voksestedene både hva jordbunn og klima angår. De edle trærnes dominansforhold er likevel i mange tilfeller begunstiget av en eller annen form for kulturpåvirkning. Det kan være hogst som holder mer tolerante treslag borte som f.eks. gran, og det kan være et forsiktig, moderat husdyrbeite som skaper såvidt lysåpne forhold at spesielt konkurransesvake arter finner livsbetingelser. Det er derfor ikke sjelden en har de mest artsrike edellauvskogene som kulturbetingede skogtyper i kulturlandskapet. Dette skyldes naturligvis at artsinventaret blir en integrasjon av eng- og skogflora. Likevekten i artsmangfoldet her er helt avhengig av at en påvirkning som har skapt denne konstellasjonen av arter, også opprettholdes i den skjøtsel som tar sikte på å bevare denne tilstand. Den labile likevekt i denne artsstruktur vil være følsom for små endringer i skjøtselen. Ønsket om å bevare et ungt suksesjonstrinn av edellauvskog i et område fratar oss da muligheten til å studere de endringer som finner sted i suksesjonen mot en mer kompakt edel-

lauvskog hvor vekstfaktorene blir optimalt utnyttet.

Under naturstyrte betingelser vil økologiske nisjer bli okkupert av de biotiske samfunn som er mest konkurransedyktig. I de økologiske betingelser et landskap tilbyr kan edellaauvskog innta mer ekstreme markslag. Et godt eksempel på det har vi i den termofile edellaauvskogen. I ur og ustabil skredjord vil f.eks. almlindeskog (Ulm-Tilietum) ikke ha noe problem med å sette seg fast som et "paraklimakssamfunn" eller "Dauergesellschaft" (Trepp 1947). Forutsetningene er da til stede for å utvikle urskog.

Edellaauvskog har i stor utstrekning vært brukt som vedskog tidligere, da de kulturbetingede forekomstene ofte befinner seg i kulturlandskapet. Under marin grense opptrer særlig, innenfor granas naturlige utbredelsesområde, edellaauvskogsamfunn som gråor-askeskog (Alno-Fraxinetum) og lavlandsutforminger av almlindeskog. Dette er subklimakssamfunn avhengige av en skjøtsel som tar sikte på å holde grana i sjakk (Korsmo 1988). Også under disse forhold har en vitenskapelige grunner for å følge utviklingen mot et betinget urskogsstadium.

På grunn av rask omsetning vil det imidlertid ikke gå så lenge før miljøet gradvis inntar en urskogliknende fase og skaper viktige biotoper for arter med helt spesielle krav til et substrat i langt fremskredne nedbrytningsstadier. Hva slags artsinventar en da vil få, vet vi i dag svært lite om. Det vil i første rekke være tale om en økt diversitet med hensyn til kryp- togamer og evertebrater.

Vi skal nedenfor se nærmere på en edellaauvskog som inntil slutten av 1960-årene var en halvåpen skog på grunn av beite og forsiktig vedhogst, og som i tillegg hadde en rik flora (Kielland Lund 1971).

Rotlia i Stange ble fredet som edellaauvskogreservat ved kongelig resolusjon i 1971. Siden den gang har skogen skjøttet seg selv, men en liten beiteløkke i øvre del av reservatet er nylig ryddet, for å gjenskape den slik den var før. I 1986 ba fylkesmannen i Hedmark Økoforsk om å undersøke reservatet med tanke på en skjøtselplan.

2.0 MATERIALE OG METODER

Rotlia i Stange ligger på østsiden av Mjøsa i en bratt vestvendt ravineskråning med siltholdig leire avsatt i ferskvann. Et bredt bånd med glimmerskifer og amfibolitt utgjør det vesentlige av berggrunnen i den ellers så sure øyegneisen i området (Sigmond et al. 1984). Arealet utgjør ca. 70 daa, og høyden over havet går

fra Mjøsstranda på ca. 130 m til opp mot 200 m o.h.

Det er utført vegetasjonskartlegging og artsinventeringer tidligere (Kielland-Lund l.c., Korsmo 1974 og Larsen 1984). Følgende skogsamfunn er kartlagt innenfor reservatsgrensen: Gråor heggeskog (Alno-Prunetum), gråor-askeskog (Alno-Fraxinetum) og almlindeskog (Ulmo-Tilietum). I tillegg er det innslag av lågurtgranskog (Melico-Piceetum) med mye edle lauvtrær på de tørrere partiene i øvre del, og nede ved stranda kan en skille ut et viersamfunn med bl.a. gråselje (Salix cinerea), istervier (S.pentandra) og svartvier (S.nigricans). Langs våte partier ved stier kommer også nitrofile kantsamfunn inn.

Som grunnlag for skjøtselplanen var det særlig av interesse å kartlegge skogens vertikale oppbygning nå ca. 20 år etter at påvirkningen var opphørt. I mellomtiden har det skjedd en sekundærsuksesjon idet skogen har vokst seg tettere ved rekruttering av busker og trær fra felt- og busksjikt.

For å skaffe seg en detaljert oversikt over situasjonen la Økoforsk, i tidsrommet 10. - 17. juni 1987, ut 46 prøveflater å 100 m² med 30 meters mellomrom langs en linje. Linjene ble lagt i en avstand på 50 meter vinkelrett på høydekotene. Krysningepunktet i dette rutenettet utgjorde sentrum i hver prøveflate som var 10 x 10 m. Utrechnet i prosent av reservatets areal ble takstprosenten 5%. Figur 1 viser flatenes beliggenhet innenfor reservatet.

Hjørnene i hver prøveflate ble merket med røde bånd slik at en fra sentrum kunne se disse. Med utgangspunkt i overhøyden på trærne i bestandet ble denne delt inn i tre nivåer: Overtresjikt (T1) med høyder over 18 m, et mellomtresjikt (T2) med høyder fra 10 - 18 m, et undertresjikt (T3) med høyder mellom 3 og 10 m og endelig et busksjikt (B) opp mot 3 m. Disse nivåene ble jevnlig kontrollert med Suunto høydemåler. Der hvor T1 etter definisjonen manglet, ble T2 det herskende tresjiktet. Det ble laget en høydekurve for ett av de vanligste edle lauvtrærne i reservatet. I figur 2 er trehøyde over brysthøydealder fremstilt for ask.

Horisontaldekningen ble i dette tilfellet angitt i prosent for arter innen et bestemt sjikt. I hvert sjikt ble artene notert etter rang med hensyn til dominans.

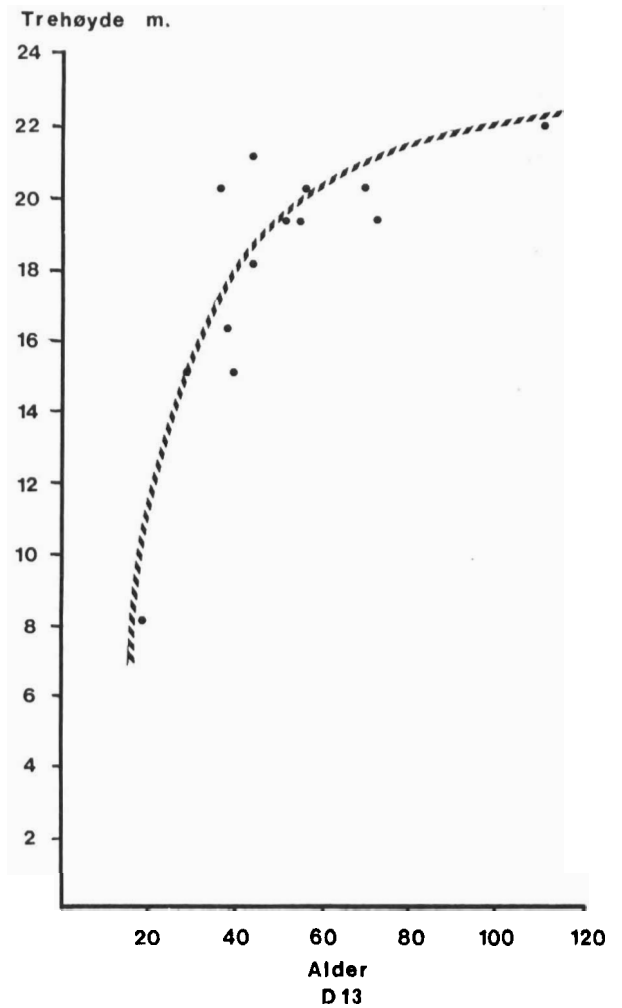
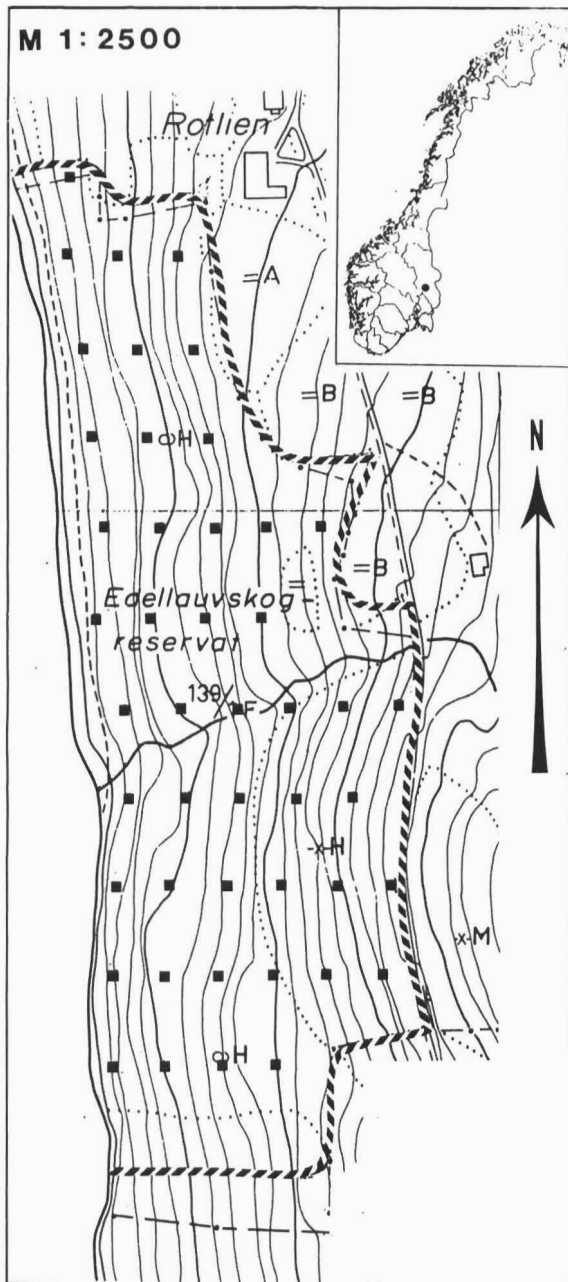


Fig. 2

Høyde over alder i brysthøyde
for ask.

Fig. 1

Rotlia edellauvskogreservat med
markering av analyseflater.
Forsterret kopi fra økonomisk kart.

3.0 RESULTATER

3.1 Noen eksempler på dekingen av treslag i de ulike sjikt

I figur 3-5 er det vist noen eksempler på et grafisk bilde av dekningsforholdene på noen utvalgte flater. Når det gjelder alm-lindeskog i figur 3, varierer antall arter og sjikt. Et sjikt kan ha fra en til flere arter. Det samme gjelder også for gråor-askeskog (figur 4) og lågurtgranskog (figur 5).

3.2 Fordeling av treslag i de ulike sjikt

A. Alm-lindeskog

Figur 6 viser frekvensen av treslag på ulike sjikt. En ser at ask er vanligere enn osp, lavlandsbjørk og alm i T1. Deretter følger gråor, rogn og selje med ca 3,2% hver. Det relativt store innslaget med osp (29%) og lavlandsbjørk (19,4%) viser bare hvor kulturpåvirket skogen en gang var, med lysåpne forhold lagt til rette for disse pionertreslagene gjennom vedhogst og beiting.

For T2 finner en at antall treslag øker. I området 10 - 18% finner vi arter som alm, ask, lønn, osp og rogn. Hassel når opp i dette sjiktet med en representasjon på 5,6%.

I T3 opptrer hassel og rogn som de mest vanlige artene, deretter følger alm, hegg og ask. Lønn inntar en mer beskjeden rolle med 6,7% av prøveflatene.

I alm-lindeskogens busksjikt har en nå fått en økning i antall treslag. Noen av disse vil forbli i busksjiktet. I mer enn ca. 10% av flatene finner vi hassel, alm, rogn, ask og lønn.

B. Gråor-askeskog

Figur 7 viser frekvensen av treslag på ulike sjikt. Gråor og ask er de langt vanligste artene i T1 med henholdsvis 27,8 og 22,2%. På omtrent 11% av rutene finner vi osp, selje, lønn og alm.

For T2 har en gråor på ca. 1/4 av prøveflatene, mens lønn, ask, alm og osp følger deretter. Hegg er representert med ca 10% i det mellomste tresjiktet.

For T3 er hegg, ask, hassel og alm de hyppigst forekommende artene hvor alle har representasjon på over 17,1%.

I busksjiktet har gråor-askeskogen en større representasjon av arter enn tilsvarende sjikt i alm-lindeskogen. De vanligste artene er nå ask, hegg og hassel på over 12,3%. Deretter følger gråor, rogn, alm og lønn.

ALM-LINDESKOG Rotlia

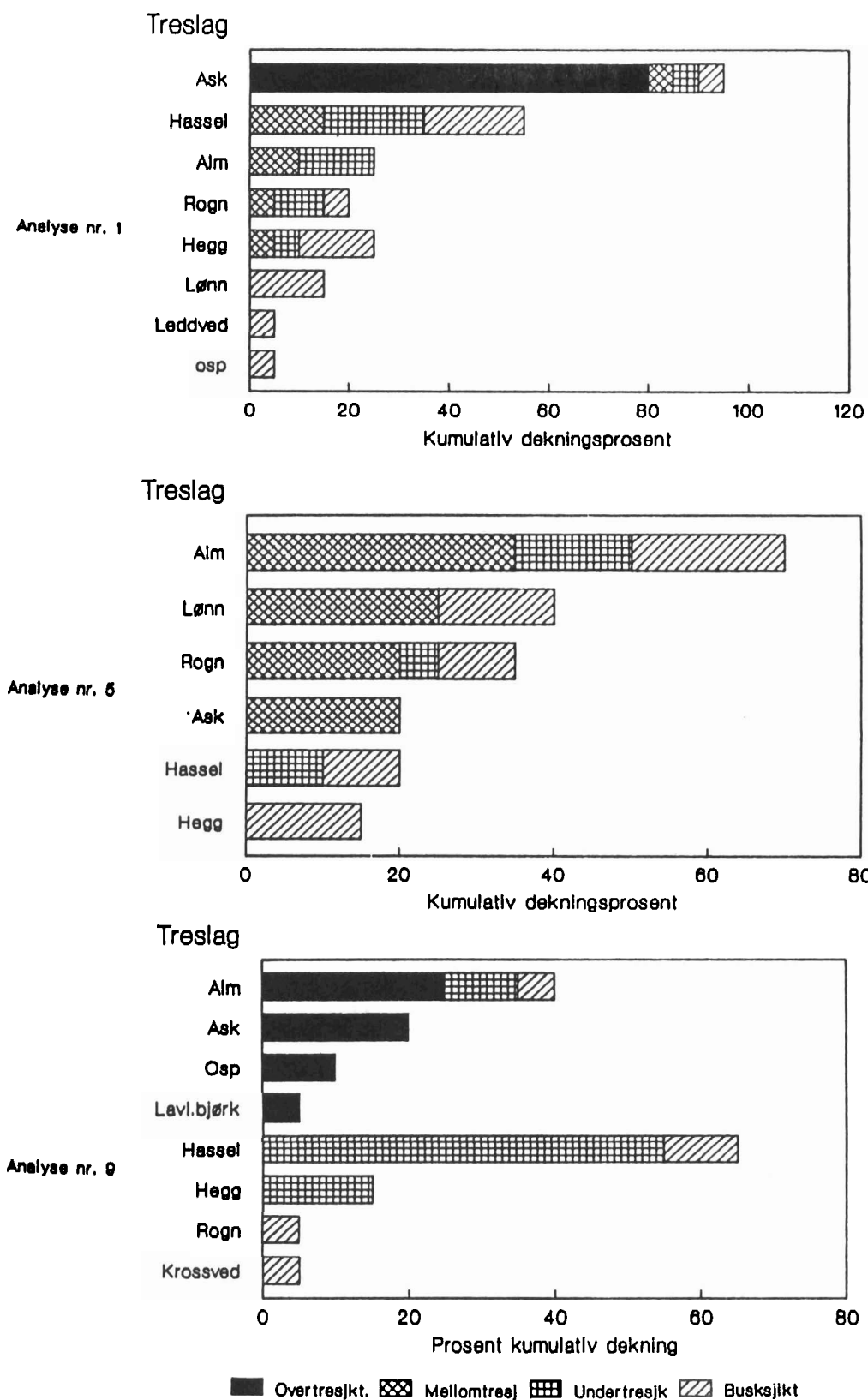


Fig. 3 Eksempel på kumulativ horisontaldekning i alm-lindeskog.

GRÅOR-ASKESKOG
Rotlia

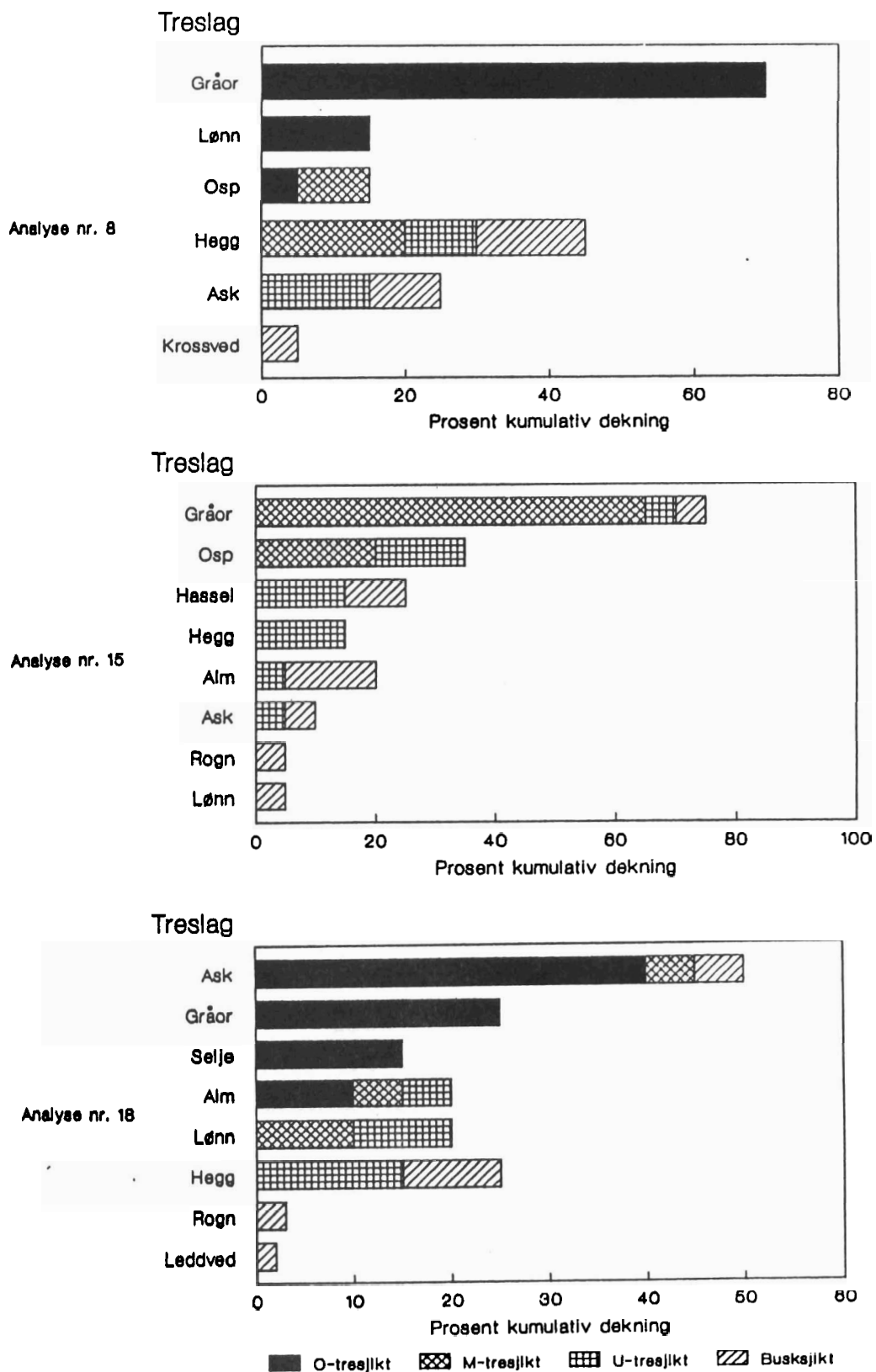


Fig. 4 Eksempel på kumulativ horisontaldekning i gråor-askeskog.

LÅGURTGRANSKOG
Rotlia

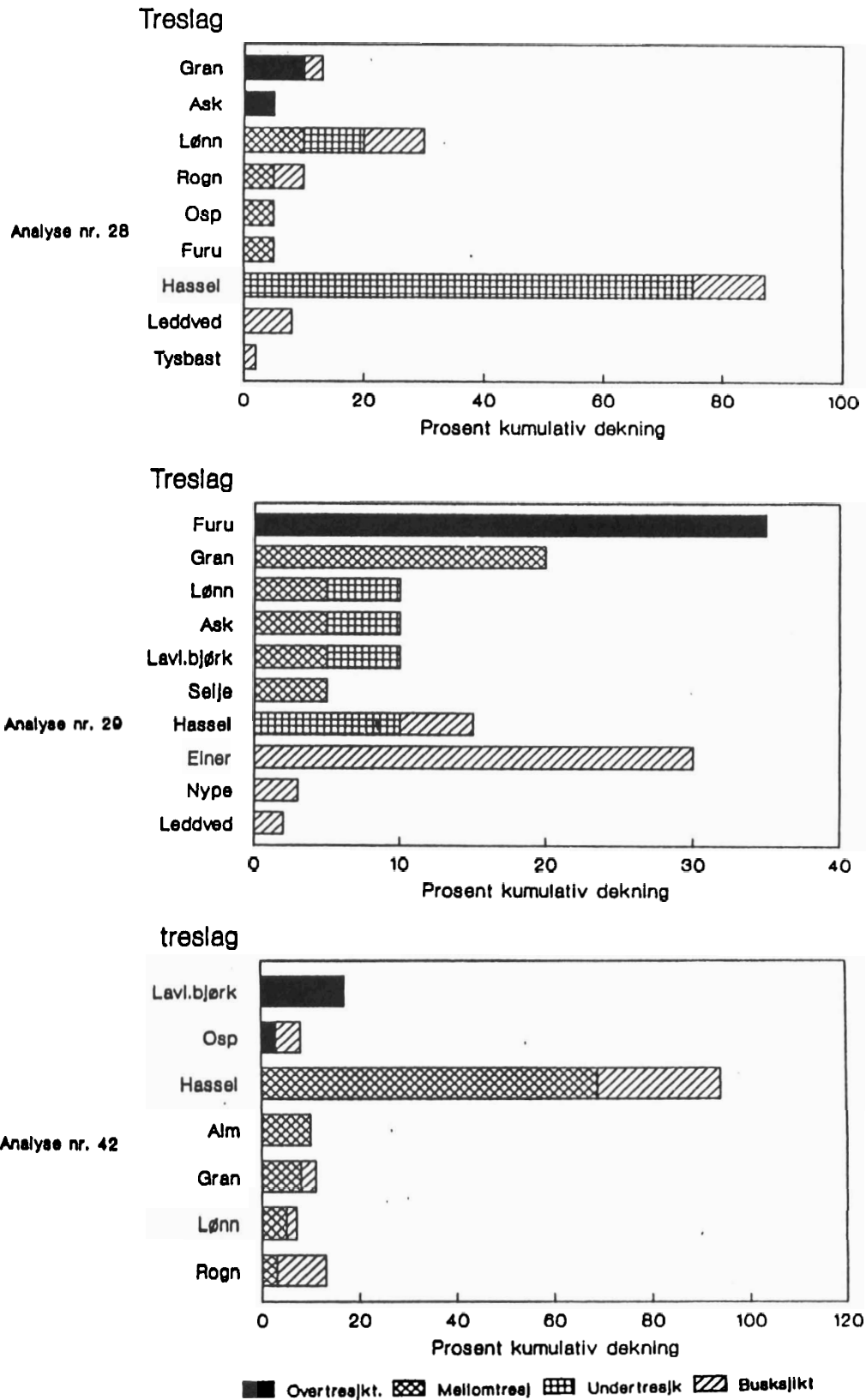
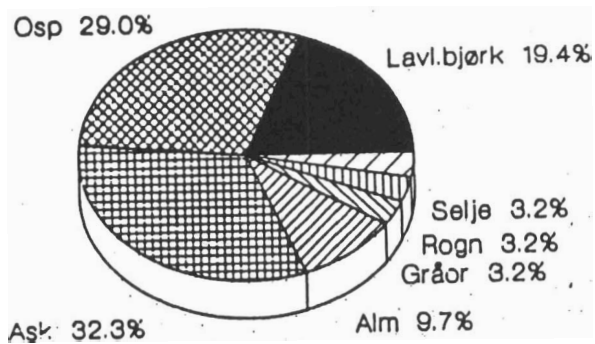


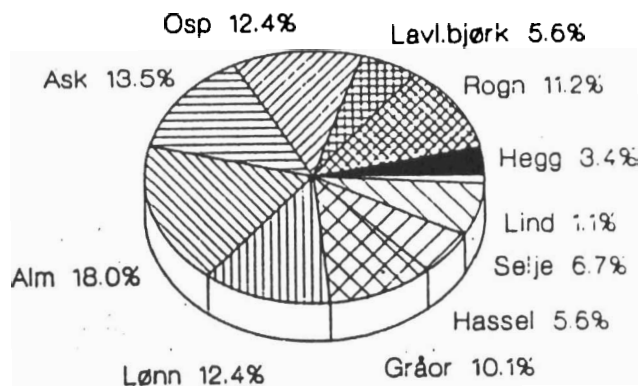
Fig. 5 Eksempel på kumulativ horisontaldekning i lågurtgranskog.

ALM-LINDESKOG

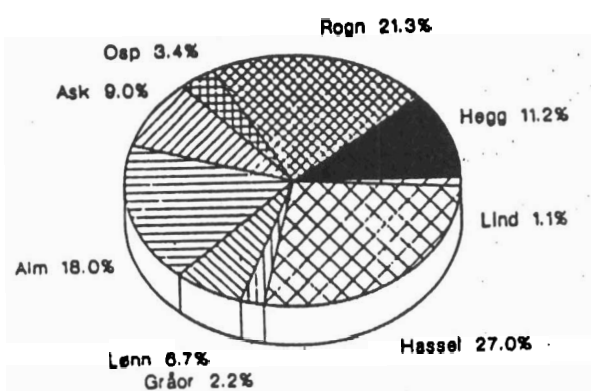
Overtresjikt



Mellomtresjikt



Undertresjikt



Busksjikt

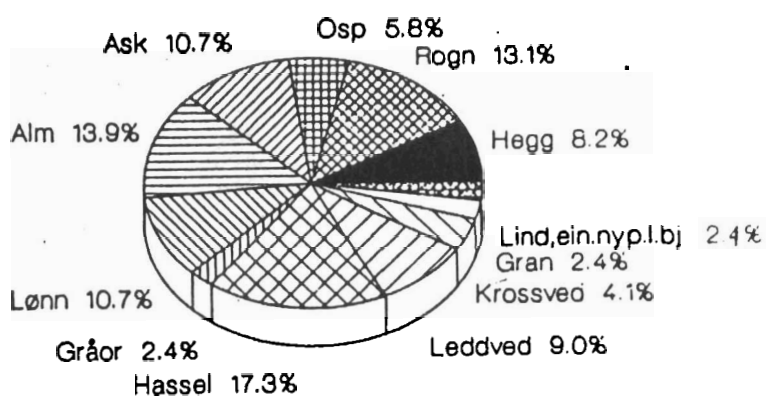
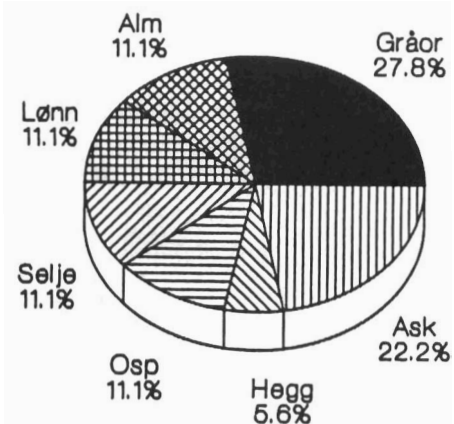


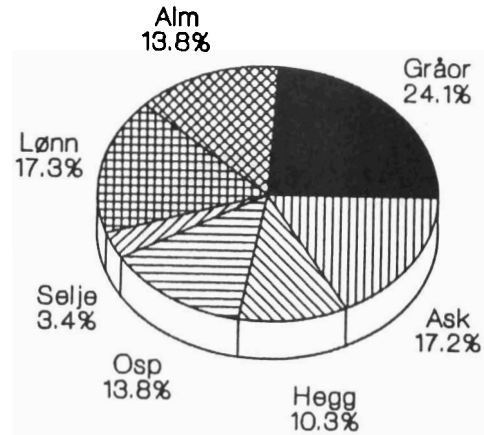
Fig. 6 Prosentisk fordeling av treslag på sjikt i alm-lindeskog.

GRÅOR-ASKESKOG

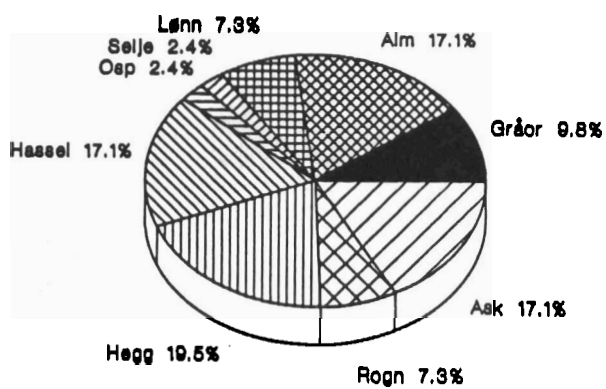
Overtresjikt



Mellomtresjikt



Undertresjikt



Busksjikt

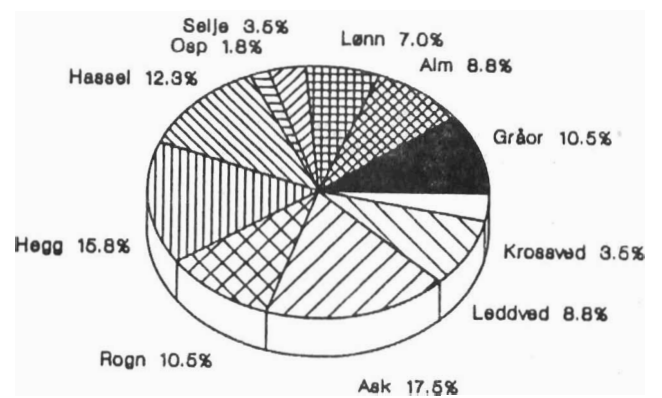


Fig. 7 Prosentisk fordeling av treslag på sjikt i gråor-askeskog.

C. Lågurtgranskog

Figur 8 viser at i den sterkt kulturpåvirkede lågurtgranskogen inntar osp og lavlandsbjørk rollen som de mest vanlige lauvtrærne ved siden av furu i det øvre tresjiktet. I tillegg har en gran og ask på 8%.

I T2 har representasjonen av furu, lavlandsbjørk og osp gått tilbake på bekostning av mer skyggetålende gran og lønn.

For T3 har hassel og gran økt sin andel i lågurtgranskogen til 20%. Deretter følger rogn, osp, lavlandsbjørk og lønn ned til 5,7%.

Busksjiktet er her representert med overvekt av osp, hassel og rogn, ca. 16% på hver. Leddved, einer, gran og lønn følger deretter. Innslaget av de meget skyggetålende edle lauvtrærne som ask og alm er sterkt redusert. Sistnevnte treslag er bare registrert i T2 og B.

3.3 Horisontaldekning

Det viste seg å være en markert forskjell i antall arter som hadde en horisontaldekning i de respektive sjikt på mer enn 20% og under denne verdien. Det var derfor naturlig å dele materialet i to grupper.

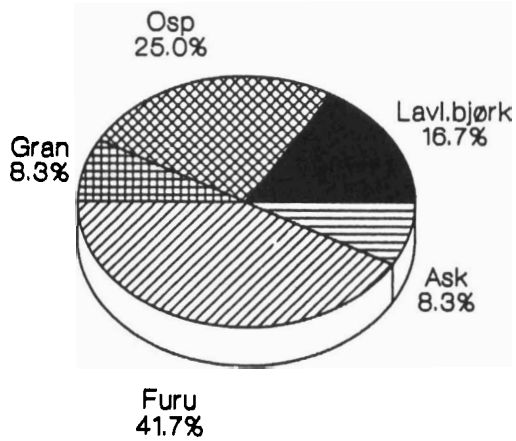
A. Mer enn 20% horisontaldekning

Ask er det treslag som er hyppigst representert i det øvre tresjiktet i alm-lindeskogen, deretter kommer lavlandsbjørk, osp og alm på samme nivå, figur 9. I T2 er alm den vanligste, og i T3 opptar hassel stor horisontaldekning på vel 80% av flatene. I busksjiktet er alm vanligst, dernest kommer hassel.

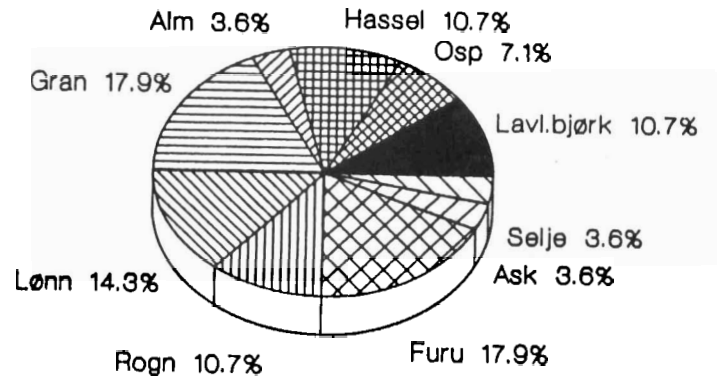
I gråor-askeskog er gråor, og noe mindre vanlig, ask de treslag som har størst dekning i T1. Går en til T2 er forholdet det samme, gråor er vanligere enn ask. I T3 derimot kommer hassel ut som den vanligste arten med horisontaldekning over 20%, mens hegg er enerådende i busksjiktet.

I lågurtgranskogen inntar furu de fleste flatene foran lavlandsbjørk i T1. I det mellomste tresjiktet er det like mye av hassel, lønn og osp. Det laveste tresjiktet har derimot hassel som det eneste treslag med horisontaldekning over 20%. I busksjiktet er hassel og einer like vanlig.

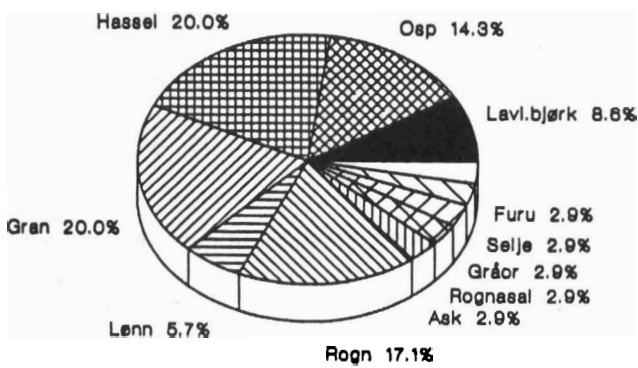
Overtresjikt



Mellomtresjikt



Undertresjikt



Busksjikt

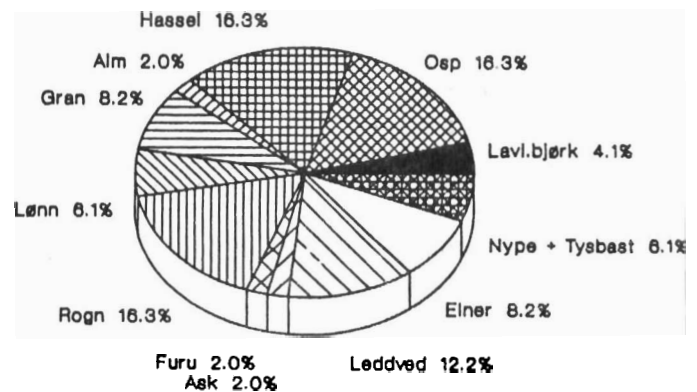
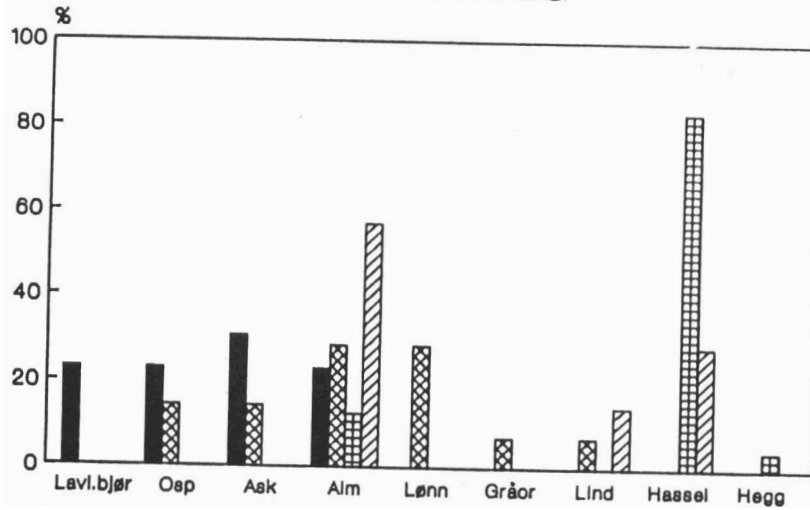
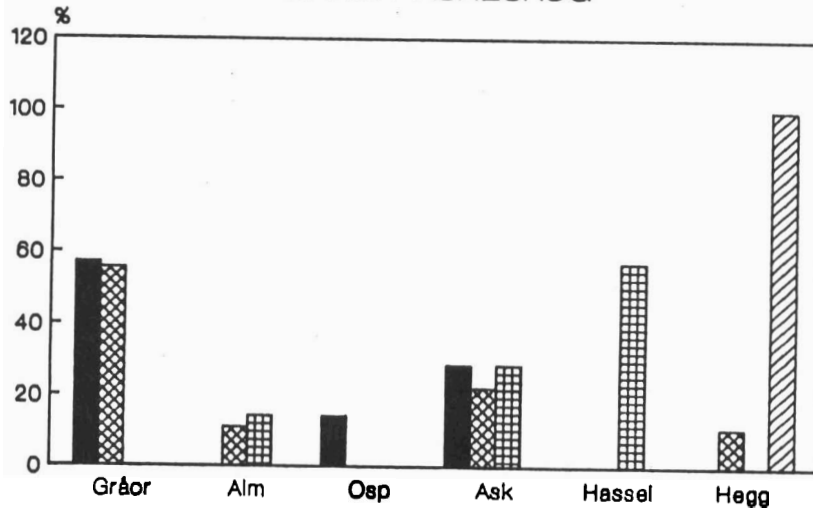


Fig. 8 Prosentisk fordeling av treslag på skilt i lågurtgranskog.

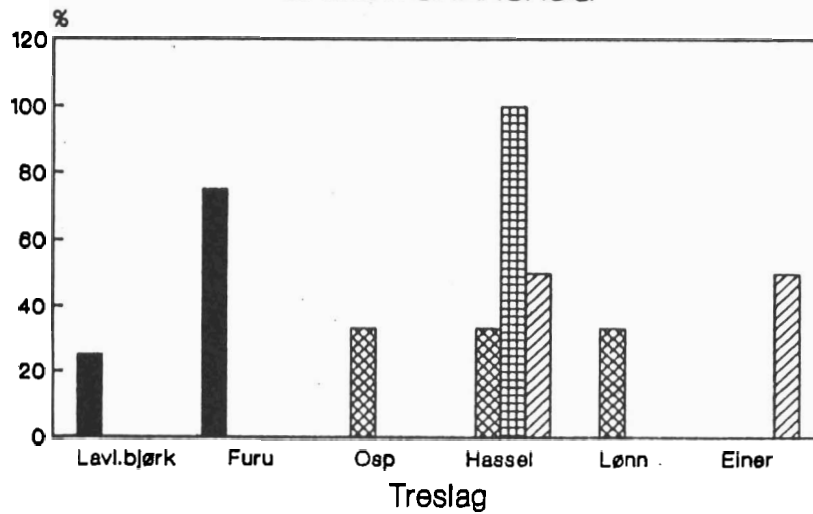
ALM-LINDESKOG



GRÅOR-ASKESKOG



LÅGURTGRANSKOG



O-tresjikt
 M-tresjikt
 U-tresjikt
 Busksjikt

Fig. 9 Treslag med mer enn 20% horisontaldekning.

B. Horisontaldekning under 20%

Det første en legger merke til, er at flere arter er representert, figur 10. Det følger logisk av suksesjonsforholdene.

I alm-lindeskog ser vi at ask og osp ligger klart over lavlandsbjørk og andre treslag i T1. Når det gjelder T2, ligger alm på topp fulgt av ask, rogn og osp. I T3 avtar hyppigheten fra rogn, alm, ask, hegg og hassel. Hassel, rogn, alm og ask er de vanligste i busksjiktet med horisontaldekning under 20%.

I gråor-askeskog opptrer alm, lønn, selje og ask med størst hyppighet på inntil 1/5 av prøveflatene i T1. Lønn, osp og ask er blant de vanligste i T2, mens hegg, alm og ask er de vanligste i T3. Når det gjelder busksjiktet er ask, hegg, hassel og rogn vanligst under 20% horisontaldekning.

Når det gjelder lågurtgranskogen, finner vi osp, furu, ask og lavlandsbjørk som de mest hyppige i T1. I T2 er furu, gran, lavlandsbjørk, lønn og rogn de vanligste, mens T3 har overvekt av gran, rogn og osp. Busksjiktet har særlig innslag av rogn, osp og hassel.

3.4 Gjennomsnittlig horisontaldekning

Den gjennomsnittlige horisontaldekningen er framstilt for grupper av treslag i vertikalprofil.

I figur 11 - 13 har en forsøkt å gruppere treslagene i edle lauvtrær og ikke edle lauvtrær og samtidig forsøkt å unngå å få for mange linjer i samme diagram som delvis dekker hverandre. Dette er gjort for å øke lesbarheten i diagrammene.

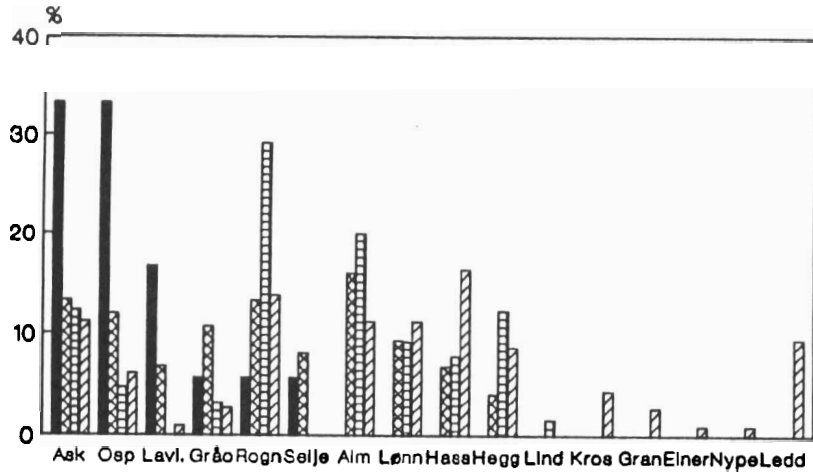
A. Alm-lindeskog

I figur 11 har de fleste treslag sin laveste verdi i det undre tresjiktet og sin største verdi i det øvre tresjiktet. Her danner hassel og hegg unntaket ved å forskyve sin maksimale dekning mot T3. Selje derimot stopper med størst gjennomsnittlig dekning i T2.

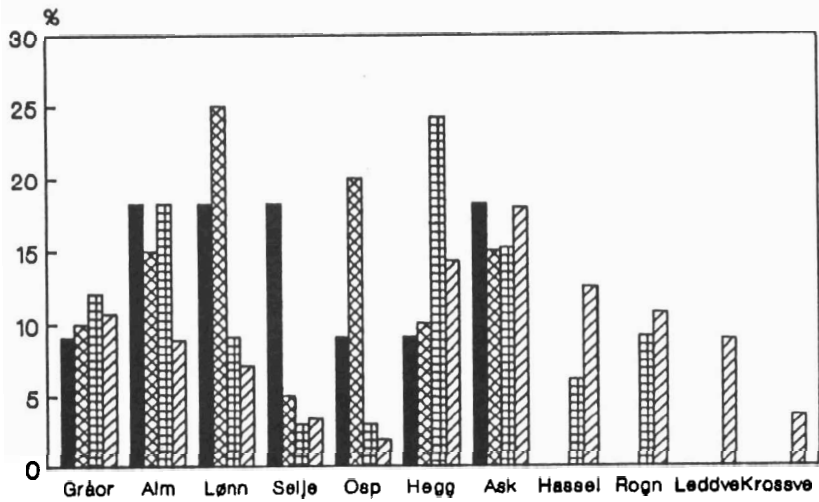
B. Gråor-askeskog

I figur 12 er ask og gråor sterkt fremtredende i de to øverste tresjiktene. I dette friske skogsamfunnet er busksjiktet det stratum - med få unntak - som har de laveste verdiene. Dette kan tyde på bl.a. at vekstfaktorene er enda bedre utnyttet her enn i

63
ALM-LINDESKOG



GRÅOR-ASKESKOG



LÅGURTGRANSKOG

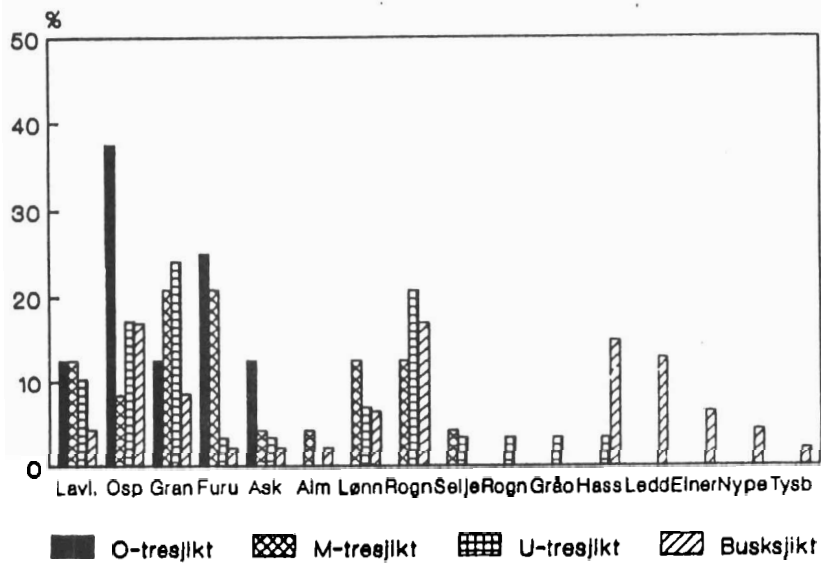


Fig. 10 Treslag med 0-20% horisontaldekning.

Alm-lindeskog

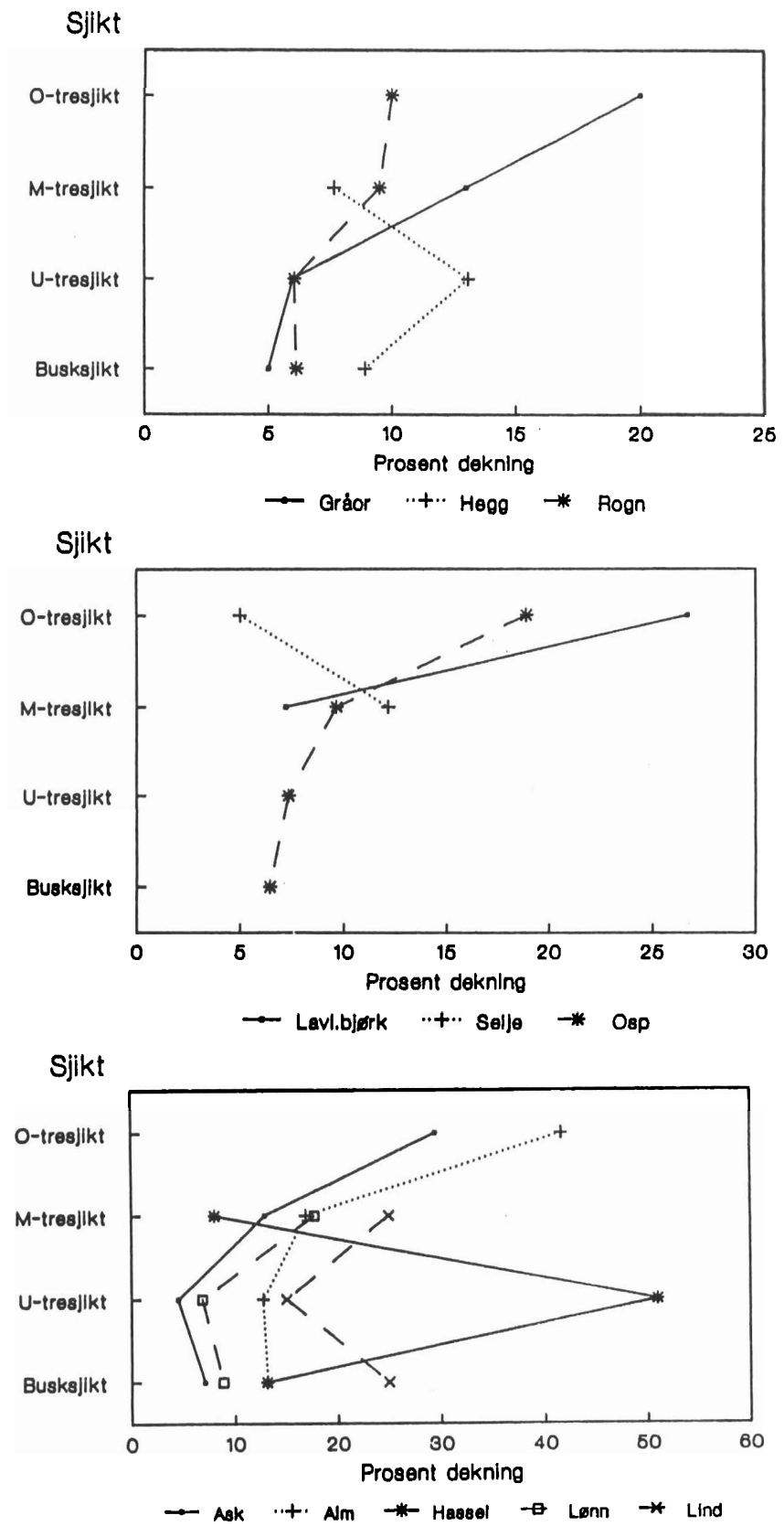


Fig. 11 Vertikaldekning som viser gjennomsnittlig horisontaldekning i alm-lindeskog.

Gråor-askeskog

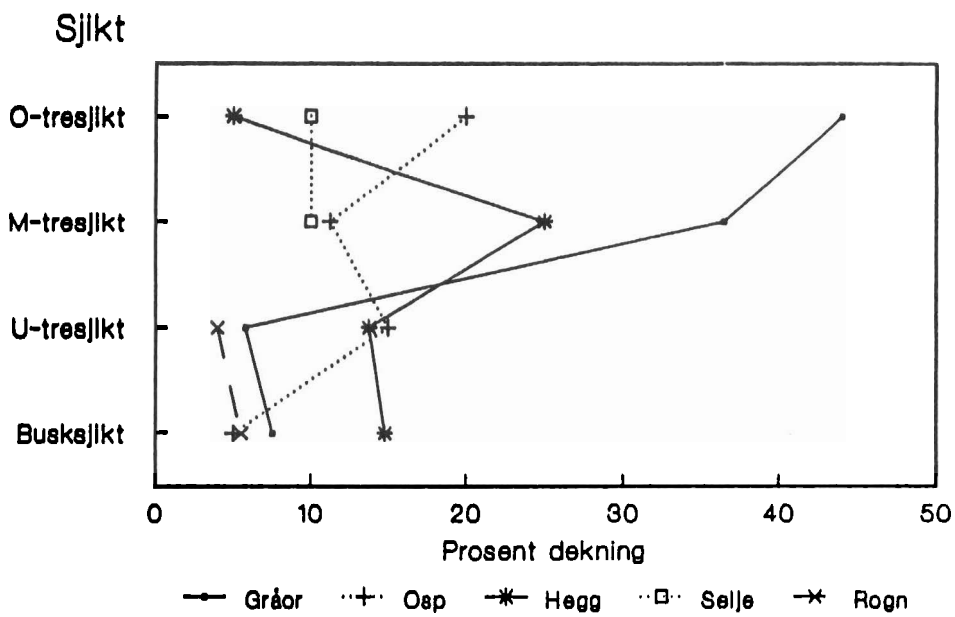
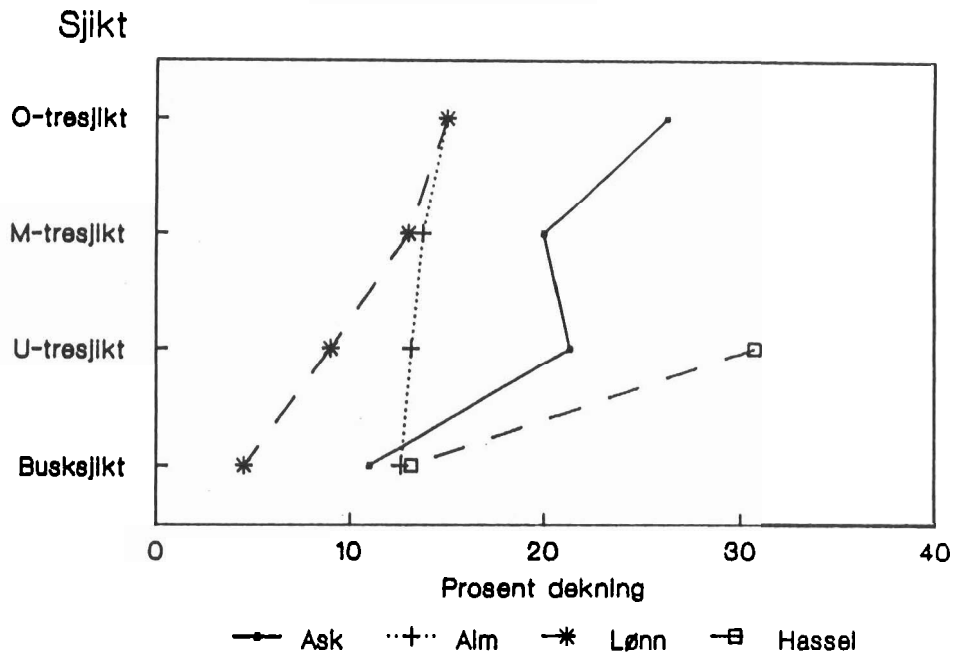
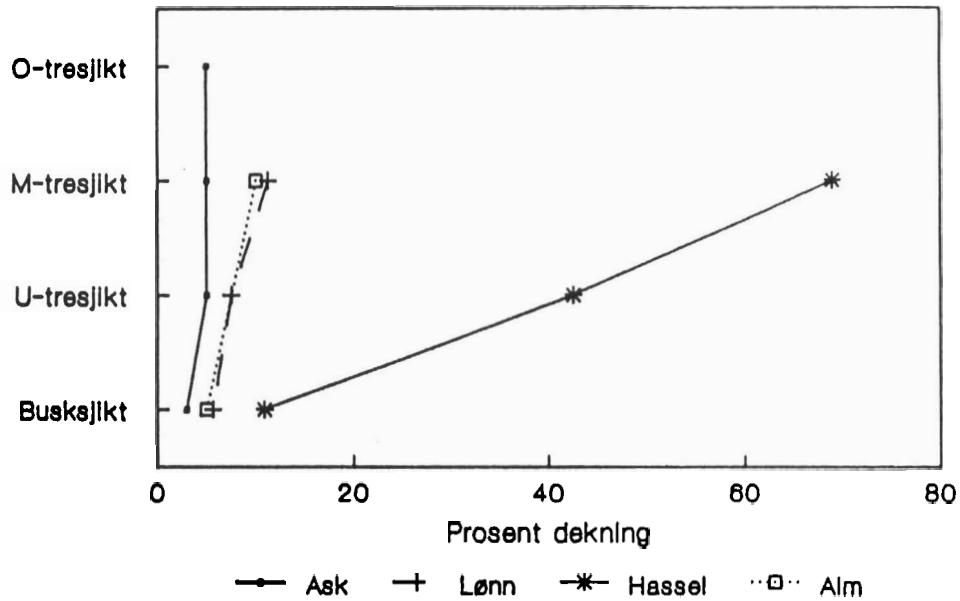


Fig. 12 Vertikaldekning som viser gjennomsnittlig horisontaldekning i gråor-askeskog.

Lågurtgranskog

Sjikt



Sjikt

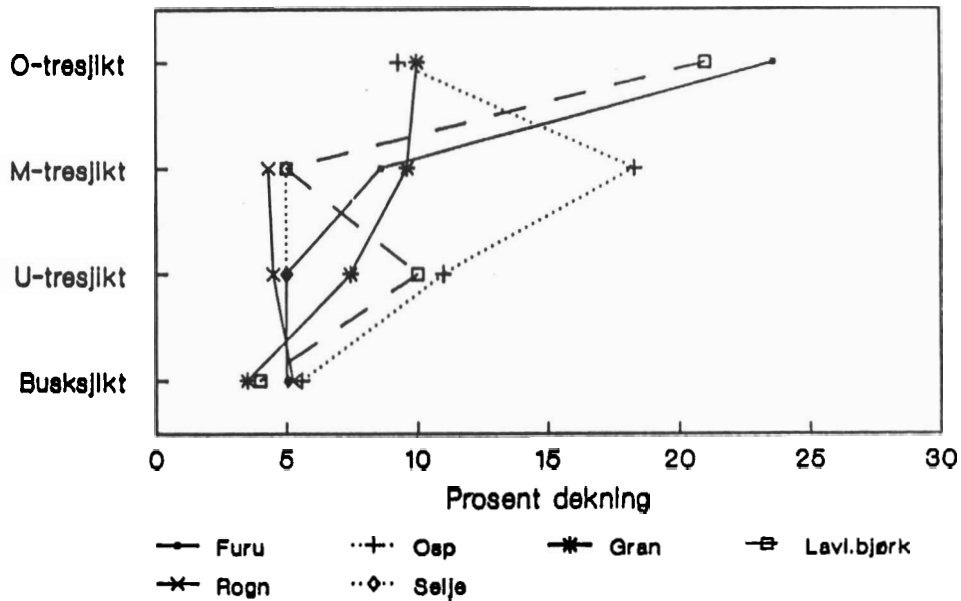


Fig. 13 Vertikaldekning som viser gjennomsnittlig horisontaldekning i lågurtgranskog.

alm-lindeskogen p.g.a. gunstigere hydrologi. Lyset utnyttes bedre på veien ned igjennom kronesjiktene. Dette kommer av at mer skyggetålende arter som hegg og hassel filtrerer lyset sterkt, når det passerer, fordi disse har sine respektive maksimalverdier i henholdsvis T2 og T3.

C. Lågurtgranskog

I figur 13 er mønsteret nokså likt det en finner i gråoraskeskogen, med en tendens til å ha de laveste verdiene i busksjiktet. Dette kan igjen skyldes en tettere vertikalstruktur hvor særlig gran skaper de mest skyggefulle betingelser nær skogbunnen.

4.0 DISKUSJON

Det skogbilde Rotlia viser i dag, vitner om et dynamisk system ute av likevekt. Den naturlige likevekt innstilles først når virkningen av all kulturpåvirkning har opphørt. Det kan ta tid, og endringene vil gå langsommere desto nærmere en kommer en økologisk balanse i utnyttelsen av vekstfaktorer og energi i reservatet.

Tidligere hadde en mer lysåpne forhold p.g.a. vedhogst og beiting. Det var i denne kulturpåvirkede fasen skogen ble "oppdaget" som en skogbotanisk severdighet. Det høye artsantallet skyldes en integrasjon av eng- og skogflora. Det store bestandet av gulveis (Anemone ranunculoides) i våraspektet er trolig det største i hele Syd-Norge. Populasjonen er ikke negativt påvirket av den sekundære suksesjonen av treslag. Av mer beiteavhengige arter er flere av disse likevel vanlige i bl.a. lågurtgranskogen. Andre arter som har vært sett i området, og som ikke ble påvist under inventeringene, behøver heller ikke ha vært årvisse tidligere. Det maksimale artsantall som Kielland-Lund (1971) fant, er samlet gjennom besøk i en årrekke, mens skogen befant seg i forskjellige fenologiske faser gjennom veksts sesongen. Lindquist (1938) undersøkte en edellauskog som ble totalfredet i 1918, Dalby søderskog i Skåne, og fant en økning i våraspektets arter og en nedgang i sommeraspektets arter på sine faste prøveflater gjennom en del år. Noe tilsvarende kunne en vente ville skje i Rotlia.

Vi vet i dag lite om hvilken rolle denne yngre generasjonen av phanerofytter vil spille for skogstruktur og artsmangfold, og om den vil overleve uten en sterk selvtynning eller selektive hogst-inngrep. Hvordan den naturlige seleksjonen m.h.t. arter i ulike sjikt vil oppføre seg, er bare mulig å få vite gjennom et referanseruteopplegg som revideres med visse års mellom. Siden noe slikt ikke ble gjort den gang da reservatet ble opprettet, er denne undersøkelsen i så måte et forsøk på å "nullstille" situa-

sjonen i dag, og så se hva som skjer heretter. Her har vi allerede gått glipp av kunnskaper om 20 års utvikling i edellauvskog.

De eldste trærne i reservatet er vel hundre år gamle. Dette er ingen høy alder for de mer konkurransesterke edle treslagene som ask, alm, lønn og lind. Disse kan bli minst 4 til 6 ganger den alder de har i dag. Jo eldre trærne får bli, desto mer øker skogens morfologiske variasjon, og en må forvente at også andre artsgrupper kommer inn under de helt spesielle økologiske betingelser som da vil inntreffe.

Den yngre generasjonen trær og busker vil etter all sannsynlighet gjennomgå sterk konkurranse fra de herskende sjiktene, foruten innbyrdes konkurranse og selvtytning, inntil en balansert tilpasning i utnyttelsen av vekstfaktorene er oppnådd. Deretter kan flere ting skje, men en langsom avdøding av enkelttrær, også fra det øverste kronesjiktet, ved maksimal fysiologisk oppnådd alder er logisk. Ledige kronerom erstattes raskt av trær fra lavere sjikt eller fra omkringstående individer i det stratum hvor plassen blir ledig. Fra dette nivå vil den store morfologiske forskjellen i individstørrelse, antagelig føre til mer lysåpne forhold i bestandet igjen, slik flere av de virkelig gamle edellauvskogene i Mellom-Europa viser (Ellenberg 1978, Olaczek 1974 og Trepp 1947). Busksjiktet vil under slike forhold opptre mer tilfeldig som oppslag i lysbrønner der større trær har falt. Forskning omkring denne dynamiske tilpasningen er ikke undersøkt under våre forhold.

5.0 KONKLUSJON

Foreløpige undersøkelser av den vertikale skogstruktur i Rotlia edellauvskogreservat viser at det skjer en økning i antall treslag i de lavere sjikt som følge av en sekundærsuksesjon, etter at kulturpåvirkningen opphørte for ca. 20 år siden. De arter som var med i det herskende kronesjiktet, viser lavere hyppighet og dekning nedover i vertikalprofilen. Lyskrevende treslag som hadde gode vekstvilkår den gang skogen var mer åpen som følge av en sterkere kulturpåvirkning, behersker det øvre tresjiktet også i dag. I alm-lindeskogen og delvis også i den friskere gråor-askeskogen, har dominante treslag som lavlandsbjørk og osp gått sterkt tilbake i de lavere sjiktene. Lavere tresjikt og busksjikt har en større dekning av hegg og hassel alt etter assosiasjon-/fuktighetsforhold. I den sterkt kulturpåvirkede lågurtgranskogen skjer det en rekruttering av gran. Oppfølging av undersøkelsen vil vise hvordan artsmangfold og sjiktning utvikler seg over tid. De konklusjoner en etterhvert kan trekke, vil støtte opp om den skjøtsel som kan vise seg nødvendig for å bevare Rotlia som en arts- og variasjonsrik edellauvskog.

7.0 LITTERATUR

- Austad, I. Lea, B.O, & Skogen, A. 1985. Kulturpåvirkete edellauvskog. Utprøving av et metodeopplegg for istandsetting og skjøtsel.- Økoforsk rapp. 1. 55 s.
- Ellenberg, H. 1978. Vegetation Mitteleuropas mit dem Alpen.- Stuttgart: Ulmer. 981 s.
- Hanssen, H. O.J. 1987. Skjøtselplan for Holtnesdalen naturreservat Hurum.- Økoforsk utr. nr. 3. 43 s.
- Kielland-Lund, J. 1971. Rotlia edellauvskogreservat. - Utgitt av Hedmark fylkeskontor for idrett, ungdom og friluftsliv. Hamar desember 1971. 32 s. + kart.
- Korsmo, H. 1974. Naturvernrådets landsplan for edel lauvskogreservater i Norge.- Del I. Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland . Ås-NLH. 111 s.
- Korsmo, H. 1988. Skjøtselplan for edellauvskog i Oslo og Akershus.- Økoforsk utred. nr. 4 in prep.
- Larsen, H.E. 1985. Botaniske registreringer i Hedmark 1984.- Rapport til Miljøvernavdelingen i Hedmark. 76 s.
- Lindquist, B. 1938. Dalby søderskog.- Acta Phytogeographica Suecica X. 273 s.
- Olaczek, R. 1974. Etapy pinetyzacji gradu. Phases of oak-linden-hornbeam forest pinetization.- Phytocoenosis 3.3/4:201-213
- Sigmond, E.M.O., Gustavson, M & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge M. 1:1 million.- Norges geologiske undersøkelse.
- Trepp, W. 1947. Der Lindenmischwald (Tilio-Asperuletum taurinae). - Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz Heft 27. 128 s + tabell.

ERFARINGER FRA RESTAURERING OG SKJØTSEL AV EN EDELLAUVSKOG I
LUSTER KOMMUNE, SOGN OG FJORDANE FYLKE.

Ingvild Austad, Sogn og Fjordane distriktshøgskule, Boks 39, 5801 Sogndal.

Arnfinn Skogen, Botanisk institutt, Boks 12, Universitetet i Bergen, 5027 Bergen.

1.0. INNLEDNING

1.1. Beliggenhet og størrelse.

Edellaauvskogen, LOI, er lokalisert til østsiden av Lusterfjorden mellom Kroken og Urnes. Skogen omfatter ca. 442 da., og ligger i en nord-vest vendt li fra ca. 25 m.o.h. til ca. 240 m.o.h.

Eksposisjonen er noe uvanlig for edellaauvskoger. Området har en bratt helning, noen steder stupbratt. Selv om eksposisjonen er avsolt, nyter området godt av det generelt varme klimaet i Sogn. Forholdene er derfor brukbare også for relativt termofile arter og vegetasjonstyper. Substratet er tildels ustabil, ofte med preg av storsteinet ur. Rasaktivitet og steinsprang forekommer ofte. Området må betegnes som lite tilgjengelig og vanskelig fremkommelig.

1.2. Problemstilling og målsetting.

Edellaauvskogen i Loi representerer en av de største sammenhengende edellaauvskoger vi har her i landet. Skogen er foreslått vernet som edellaauvskogsreservat. Loi er ellers omtalt av Blytt (1869), Hansen (1936), Korsmo (1976) og beskrevet i detalj av Lea (1984).

Skogen representerer er gammel **risingsskog** og er svært interessant både kulturhistorisk og økologisk. Skogen har også stor pedagogisk verdi.

Den tradisjonelle bruken av skogen har opphørt, og dermed også det store årlige uttaket av biomasse ved bl.a. rising, lauving, slått, beite og hogst. Resultatet har blitt at den tidligere, lysåpne høstingsskogen er grodd igjen med gråor. I feltsjiktet har nesle, bringebær og tyrihjelme kommet inn istedenfor gras og lågurter. Mellom og tildels over steinene bygges det opp et stadig mer næringsrikt, tett muldjordslag.

Styvingstrærne har fått overdimensjonerte kroner i forhold til rotsystemet. Dette skyldes den tidligere bruken hvor sterk skjæring nettopp skulle stimulere sterk skudd-dannelse. Trærne står i storsteinet ur i sterk helning og er utsatt for vindfall og rotvelt.

Styvingstrærne dør naturlig ut ved aldring. Det tillages ikke rekrutteringstrær av alm. Den kulturbetingete dynamikken i risingsskogen er opphørt.

Det var ønskelig med ny bruk av skogen og planting av 9000 granplanter ble foretatt i 1969. P.g.a. sterk skygge-effekt fra det tette tresjiktet og dårlig tilvekst på granplantene, ble det i 1982 foreslått ringbarking av de gamle almetrærne.

Dette førte til at det ble opprettet et kontaktnett mellom grunneier, skogreisingslederen i Luster, Miljøvern avdelingen i Sogn og Fjordane, Sogn og Fjordane distriktshøgskule (SFdh) og Botanisk institutt, Universitetet i Bergen (UiB). Det ble igangsatt et samarbeidsprosjekt mellom SFdh og Botanisk institutt (UiB) i 1983. Prosjektet ble videreført i ØKOFORSK-regi 1984-86, men avsluttes som et samarbeidsprosjekt mellom SFdh og UiB.

Hensikten med dette samarbeidsprosjektet var følgende:

- (1) Tilegne seg størst mulig kunnskap om denne skogstypen.
- (2) Vise faglig interesse og fremskaffe argumenter for at skogen burde beholdes som edellauvskogsreservat i den foreslåtte verneplanen for edellauvskoger i Sogn og Fjordane ved å:
 - a). Hindre ringbarking av de gamle styvingstrærne.
 - b). Stoppe forvandling til granskog.
- (3). Undersøke mulighetene av å bevare den kulturhistoriske risingsskogen ved å:
 - a). Gjennomføre forsøk med restaurering av tre-, busk- og feltsjikt.
 - b). Utarbeide en skjøtselsplan for å sikre dynamikken i risingsskogen ved en kulturhistorisk tilnærmet riktig skjøtsel.

Spørsmålene vi stilte oss:

- Var dette praktisk mulig?
- Hvor store ville de økonomiske utleggene være?
- Hvilke faglige resultat ville kunne oppnås, i forhold til omfang og tid?

2.0. EDELLAUVSKOGEN I LOI

2.1. Vegetasjon

Skogen er en rik lauvskog med betydelig innslag av edle lauvtrær som alm, lind og hassel, mens eik, ask og svartor glimrer med sitt fravær. Ellers finnes det en del gråor og hegg. Skogen omfatter flere skogstyper. Noen er ustabile regenerasjonsstadier etter tidligere inngrep. De største arealene tilhører Alno-Padion, dels assosiasjonen gråor-almeskog (Alno-Ulmetum glabrae) i den øvre delen av lia, dels gråor-heggeskog (Alno-Prunetum) i den nederste og sterkest påvirkete delen. Dette henger for en stor del sammen med at vegetasjonen representerer et tidlig regenerasjonsstadium, en gjengroing av gammel jordbruksmark. Såvel tresjiktet som en rekke innslag i felt- og moosesjiktet tyder på at også dette vil bli en gråor-almeskog. I mindre

arealer på tørrere mark opptrer en nokså fattig alm-lindeskog (Ulmo-Tiletum). Feltsjiktet er dominert av nitrogen- og fuktighetskrevende høgstauder, høge gras og bregner. Disse har utviklet seg på bekostning av lyskrevende og til dels tørketålende eng- og kantarter. Både selve skogen og kantene mangler helt oseaniske innslag, mens østlige og termofile arter spiller en viktig rolle. Vegetasjonen får dermed et klart "sørborealt" preg (sml. Meyer & Skogen 1984, Dahl m. fl. 1986).

2.2. Utnytting/bruk av skogen

-rising (alm). Dette ble betegnet som årvisst fôr, og ble ikke regnet for nødfôr. Gården utnyttet selv de lavereliggende partiene. Øvre deler av skogen ble høstet av andre, delvis mot vederlag. Barken ble flekket av og blandet med varmt vann (sørpe) og gitt til storfe. Tynne kvister (med knopper) ble gitt direkte til storfe.

- lauving (bjørk, rogn, selje, gråor, osp. lind,- senere også alm). Det ble tatt ut ca. 3-4000 kjerv pr. år. Siste systematiske lauving foregikk i 1965.

- beite. Vår- og høstbeite av 10 storfe og 70-100 småfe.

- hogst. Tidligere ble det hugget en del for salg, mest gråor.

- jakt (hjort).

Rising og lauving (avkutting av unge kvister) går særlig hardt ut over frøproduksjonen hos alm. Det blir en dårlig rekruttering av unge trær, og evt. oppslag beskattes også sterkt ved beite (husdyr og hjort). Dette til forskjell fra gråoren som sprer seg ved utløpere og som også er en dårlig likt beiteplante. Dette har ført til at særlig gråoren har hatt svært gode vokseforhold i de siste årene.

3.0. FELTFORSØK

3.1. Inventering og kartlegging.

Hele skogen ble registrert og kartlagt, beskrevet og inndelt i vegetasjonsøkologiske enheter (Lea 1984). Et representativt forsøksfelt på 3 da. ble valgt ut. Både tresjikt, busksjikt og feltsjikt ble detaljkartlagt og innmålt. For tresjiktet ble art, høyde, kroneutstrekning, høstingsspor og tilstand registrert. I feltsjiktet ble dominerende artskombinasjoner beskrevet og inntegnet. Moser på jord, trestammer og stein ble bestemt. Det ble tatt jordanalyser før restaurerings- og skjøtselsarbeidet startet (Austad & Lea & Skogen 1985).

3.2. Restaurering og skjøtsel.

Arbeidet omfattet følgende tiltak:

1.) Tilbakeskjæring av gamle styvingstrær.

Dette omfattet i første rekke de gamle risingstrærne av alm. Det var et hovedprinsipp at tilbakeskjæringen skulle gå 20-25 cm

ovenfor siste rising/lauvingsspor. Av og til ble det nødvendig å fravike dette. Trærne hadde en stor høyde, og var høstet i 8-10 meter over bakken. De hadde fått store dimensjonen og det måtte anvendes motorsag. Trærne ble hovedsakelig tilbakeskåret sent på høsten for å forenkle arbeidet med fjerning av biomasse (laukvvist). Ved restaureringen ble det tatt hensyn til at trærne vedvarende skal skjøttes med 6-7 års intervall. To skogsarbeidere beskar i gjennomsnitt 5 styvingstrær pr. dag. Også lind (med styvingsspor) ble skåret tilbake. Alt avskåret materiale ble fjernet fra forsøksfeltet.

2.) Tillaging av rekrutteringstrær.

Mange av styvingstrærne innen forsøksfeltet er svært gamle, og det vil være nødvendig på sikt gradvis å erstatte disse med unge styvingstrær av alm. Det er et brukbart oppslag av unge almetrær i forsøksfeltet, og trærne ble skåret i 2.5-3.5 m. høyde. Også her ble alt avskåret materiale fjernet fra feltet.

3.) Fjerning av uønskede trær og busker

Gråor, selje, rogn, osp og hegg ble konsekvent fjernet fra feltet sent på høsten etter lauvfall. Det samme gjaldt granen som var plantet inn. I tre- og busksjiktet ble hassel, nyperose og stikkelsbær beholdt i tillegg til alm og lind. Hasselbuskene ble skåret sterkt tilbake for å få en tilfredsstillende forynging.

4.) Slått av feltsjiktet

Feltsjiktet ble i 1985 slått to ganger i løpet av vekstsesongen, henholdsvis sist i juni (fjerning av brennesle) og medio august (slått av springfrø). Det samme gjentok seg i 1986. I 1987 ble feltsjiktet slått en gang i slutten av september. Også oppslag av gråor og hegg ble fjernet. Det ble brukt stutturv, sigd og lauvkniv (snidel). Alt avslått materiale ble fjernet fra forsøksfeltet. Det tar en person ca. 1 uke å gjennomføre denne slåtten.

4.0. RESULTAT

1.) Tre- og busksjikt

Da skjøtselen startet var området dominert av forvokste gamle styvingstrær og en kraftig underskog av gråor m.m. Til tross for meget sterk tilbakeskjæring har de gamle styvingstrærne utviklet seg utmerket og fått en stor og god tilvekst. Rekrutteringstrærne av alm, som ikke tidligere hadde vært beskåret, har også utviklet seg tilfredsstillende. Også hasselbuskene viser god forynging. Oppslag av ung alm er for en stor del utsatt for beitedyr, fortrinnsvis hjort. Tilslaget er likevel såpass stort at feltet vil sikres tilstrekkelig med rekrutteringstrær fremover. Oppslaget av gråor og hegg synes noe problematisk. Krattet må fjernes manuelt ennå en tid fremover.

2.) Feltsjikt

Da skjøtselen startet var feltsjiktet frodig, dominert av høgstauder og høge gras og bregner, dels med mye bringebær.

Lysforholdene var for det meste dårlige, og en høy produksjon førte til et stort strøfall og en betydelig påbygging av næringsrik, organisk jord.

Forholdene for lys- og varmekrevende, og ofte tørketålende arter var derfor blitt svært dårlige. De få individene som fantes vokste helst på tørre blokker eller i de små lysningene som fantes. De som vokste i sluttet skog hadde utviklet tydelige skyggeformer, med uvanlig store og tynne blad etc.

Ved tynningen av tresjiktet ble lys- og temperaturforholdene radikalt endret. I første omgang førte det til en rask nedbryting av strø, slik at mengde tilgjengelig nitrogen m.m. økte. De mange nitrofile artene i skogbunnen reagerte positivt på dette, og særlig arter som bringebær og nesle ekspanderte umiddelbart. Denne ekspansjonen ble imidlertid stanset av tidlig slått (1985). Etter slått "eksploderte" springfrø (Impatiens noli-tangere) som i store deler av feltet dannet et tett, 1/2m. høgt sjikt. De lave urtene og grasene fikk dermed aldri noen positiv effekt av tynningen. De ble hele tiden **skygget ut** av høge arter. Unntatt var plantene som vokste på høge blokker o.l. Her førte til gjengjeld innstrålingen til sterk uttørring, og arter som jordbær (Fragaria vesca), skogfiol (Viola riviniana), krattfiol (V. mirabilis) og andre lave urter tørket helt enkelt bort. Slik kom tynningen i første omgang **ikke** til å begunstige de urtene og grasene skjøtselen var siktet mot.

Også etter to år var det sterke oppslag av de samme høge urtene som første år, men nå tok noen gras til å ekspandere. Særlig gjaldt dette lundrapp (Poa nemoralis), hundekveke (Roegneria canina) og gulaks (Anthoxanthum odoratum). men også endel lavere urter ekspanderte og mosedekket ble både tettere og mer variert enn før inngrepene. Denne utviklingen har fortsatt frem til 1987.

Med nåværende skjøtselsintensitet (slått) blir de mest aggressive og ruderatpregete artene holdt i sjakk, slik at mose- og grasdekket får en sjanse til å ekspandere. Også en bregne som ormetelg (Dryopteris felix-mas) synes å reagere positivt. Men **ennå** har ikke de lavere urtene kommet til å spille den rollen vi går ut i fra at de spilte i den gamle slåtte- og risings-skogen. Noen av dem står fortsatt dårligere enn før skjøtselen startet. Dette henger trolig sammen med at de få som hadde overlevd, enten vokste på ekstreme voksesteder, eller individene var så bra tilpasset forholdene i den opprinnelige skogen, at de ikke klarte "omstillingen" til de nye lys-, nærings- og konkurranseforholdene.

Fordi vegetasjonen hadde fått utvikle seg svært langt bort fra risings- og slåtte-bruken, er det en **langsiktig** prosess å få reetablert en løveng-vegetasjon i feltsjiktet. Dette vanskeligjøres også ved at jorden er sterkt anrikt på organisk materiale gjennom gjengroingsfasen. Friggjøring av næringsemner p.g.a. bedre innstråling vil i lang tid gi et feltsjikt som er frodigere og rikere (på nitrofile arter) enn det som vi vil finne i en intensivt drevet lauvskog.

5.0. OPPSUMMERING

Den utviklingen som vi nå ser, viser at det er mulig å restaurere et slikt kulturlandskapselement selv under såpass vanskelige forhold som i Loi. det kreves imidlertid stor innsats og mye tålmodighet.

Ønsker vi å bevare det artsmangfold og det spesielle og varierte vegetasjonsbildet som er knyttet til våre gjenværende edellauvskogsfragmenter, er det **helt nødvendig** å gjenoppta en skjøtsel som opprettholder økosystemet i den funksjonelle tilstanden som tilsvare brukfasen. Hvis ikke vil vi miste de fleste karakterene vi til nå har forbundet med edellauvskog,- og som jo nettopp er **begrunnelsen** for at vi har vernet så mange av dem.

6.0. LITTERATUR

- Austad, I. & Lea, B.O. & Skogen, A. 1985. Kulturpåvirkete edellauvskoger. Utprøving av et metodeopplegg for istandsetting og skjøtsel. ØKOFORSK rapport 1985:01. 56 s. ill.
- Blytt, A. 1869. Om vegetasjonsforholdene langs Sognefjorden. Chra. 234 s.
- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1:1500000. Nasjonalatlas for Norge. Statens kartverk.
- Hansen, O. 1936. Almeskogen i Ytre-Kroken, Sogn. Naturen 60:279-285.
- Korsmo, H. 1976. Naturvernrådets landsplan for edellauvskogsreservater i Norge IV. Ås 213 s.
- Lea, B.O. 1984. Struktur og vegetasjonsdynamikk i en rik lauvskog i indre Sogn. Hovedfagsoppgave. Botanisk institutt, UiB. Upub.
- Meyer, O.B. & Skogen, A. 1984. Klimabetinget fordeling av vegetasjonssoner og -regioner i Vest-Norge. Bot. inst. Bergen 25 s.

EN ORIENTERING OM VERNEPLAN FOR BARSKOG

av

H. Korsmo

Økoforsk, Ås-NLH

1.0 Innledning

Arbeidet med en verneplan for barskog tok til i 1984 ved at Økoforsk fikk midler til et forprosjekt. Det skulle settes opp status for hva som var vernet og begynne undersøkelser i felt. Året etter startet feltarbeidet i Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag, og i 1987 avsluttet Økoforsk feltarbeidet for Trøndelagsfylkene og Nordland nord til Saltfjellet. Ved utgangen av 1987 ble det satt ned et utvalg for vern av barskog i Direktoratet for naturforvaltning. Barskogutvalget har representanter fra Miljøverndepartementet, Landbruksdepartementet, Fylkesskogetaten, Fylkesmannens miljøvernnavdeling og direktoratet. Utvalget vil være et informasjons- og kontaktsorgan mellom naturvernmyndighetene og landbrukets organisasjoner, og skal bl.a. utrede erstatningspørsmål og verneplanens omfang.

I Sverige er inventeringsarbeidene avsluttet, og det haster også der med å sikre et varig vern av de urskogrestene som er igjen, foruten andre naturnære barskoger i en samlet verneplan. Sammen med Sverige og Finland vil Norge gi et verdifullt bidrag med sine forekomster langs vegetasjonsgradienten fra oseaniske typer på vestkysten til suboseaniske og kontinentale typer i øst. I Norden har vi fremdeles noen av de minst påvirkede barskogene i Nord-Europa. Dette skulle tilsi et internasjonalt ansvar for å frede et representativt utvalg av barskog også i Norge, mens slike ennå fins (Korsmo 1987). Den økologiske forskning i tiden framover trenger også urørte barskoger som referanse mot arealer der det drives et kommersielt skogbruk og tradisjonell skogforskning. Miljømessige konsekvenser av et moderne skogbruk og uønskede virkninger av luftforurensninger vil kreve en styrking av kunnskapene om forvaltning av norsk natur.

2.0 Hva er vernet?

Økningen i barskogreservater fredet ved kongelig resolusjon er vist i figur 1. Det første barskogreservatet ble opprettet i 1914. Etter 1960 har tilveksten av nye reservater vært omtrent som fra begynnelsen av skogfredningen. Mellom 1925 og 1960 har det gått tregt med å frede barskog i Norge.

Kumulativ frekvens

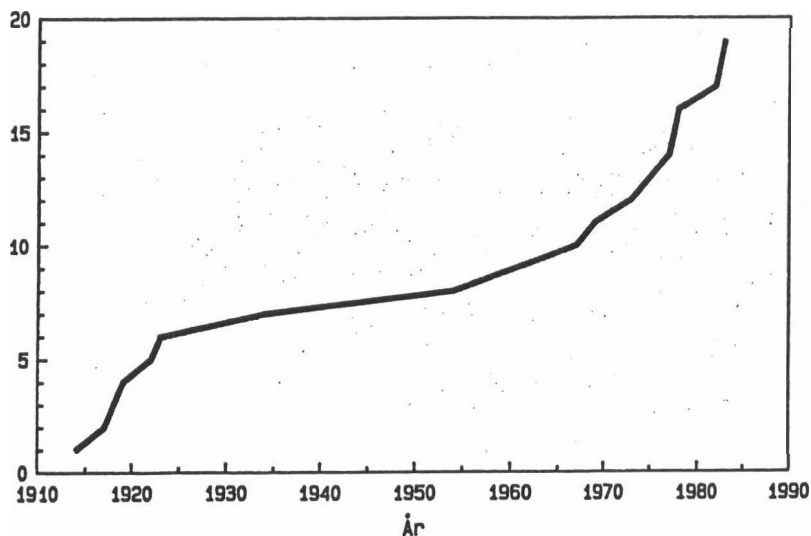


Fig. 1 Økning i antall barskogreservater fredet etter naturvernloven.

Tabell 1

Barskogreservat fredet etter naturvernloven (A) og administrativt fredet (B), fordelt på fylker; etter Berset (1979), Miljøverndepartementet (1985) og tilleggfredninger ved kongelig resolusjon i 1985. Reserves with coniferous forest protected by the Nature Conservation Act (A) and by voluntary agreements (B), by county.

Fylke County	(A) Antall Number	Areal (daa) Area	(B) Antall Number	Areal (daa) Area
Østfold	3	5.930	1	600
Akershus og Oslo	2	1.292	3	7.566
Hedmark	1	3	9	64.441
Oppland	9	9.540	4	12.000
Buskerud	6	10.120	2	8.870
Telemark	2	398	1	60
Aust-Agder	3	412	2	955
Rogaland	1	265	0	0
Hordaland	0	0	2	1.330
Sogn og Fjordane	1	50	0	0
Møre og Romsdal	0	0	1	500
Sør-Trøndelag	2	561	2	3.755
Nord-Trøndelag	0	0	9	2.546
Nordland	0	0	7	6.619
Troms	1	2.000	2	68
Finnmark	0	0	3	958
Sum	31	30.571	48	110.268

Tabell 2
Skogareal (daa) vernet innen nasjonalparkene pr. 1.1.81, utdrag etter Huse (1982). Protected forest area in National Parks.

Nasjonalpark	Barskog	Lauvskog	Sum
National Park	Coniferous forest	Deciduous forest	Total
Øvre Pasvik	33.400	-	33.400
Øvre Anarjåkka	20.000	500.000	520.000
Stabbursdalen	4.100	20.000	24.100
Ånderdalen	4.700	11.000	15.700
Øvre Dividal	4.000	62.000	66.000
Rago	4.000	16.000	20.000
Børgøfjell	7.600	51.000	58.600
Gressåmoen	18.000	-	18.000
Femundsmarka	90.000	6.500	96.500
Gutulia	7.600	-	7.600
Ormtjernkampen	2.600	500	3.100
Rondane	-	6.000	6.000
Sum	196.000	673.000	869.000

Kopiert fra Korsmo (1987)

Vi ser av tabell 1 og 2 at det er fredet noe barskog, men dette er arealer som ofte ligger på statsgrunn og er lågproduktiv mark nær fjellet. Regnet i prosent av det produktive skogareal utgjør barskog fredet etter naturvernloven bare 0,06%. Tilsvarende tall for administrativt fredet skog er 0,21%. I sum er dette sammen med barskog i nasjonalparkene ca. 0.63%. Dette gir ikke noe representativt bilde av våre naturskoger totalt sett, men det er et verdifulle utgangspunkt. En del av disse områdene er valgt ut etter meget strenge vernekriterier og representerer således noe av de fineste, ekte urskogrestene vi har igjen. Statens skoger har allerede gitt et verdifulle bidrag til en samlet verneplan. Spørsmålet er nå om det fins lite påvirkede, naturlige barskoger i lavlandet. Formålet med verneplanen må være å få representative områder av barskog fredet som skogreservater, fra alle høydelag og klimasoner, innenfor et nett som fanger opp den økologiske variasjonen en har innenfor hver enkelt underregion i de naturgeografiske hovedregionene (Påhlsson 1984).

3.0 Framdrift av registreringsarbeidet

Som nevnt innledningsvis er det utført inventeringer i begge Trøndelagsfylkene og søndre del av Nordland så langt nord som til Saltfjellet. En får da med de nordligste granskogene. Denne landsdelen utgjør regionen "Midt-Norge" i undersøkelsen. Regionen vil bli behandlet som en enhet basert på de fylkesvise inventeringene. Det er etablert et samarbeide med fylkesskogkontorene om å innhente aktuelle verneforslag. I tillegg vil også andre områder bli undersøkt.

Når det gjelder framdriften av registreringsarbeidet, har barskogutvalget og Økoforsk satt opp en tempoplan som innebærer at vi skal bli ferdig med feltarbeidene i løpet av 1989/1990. Saksbehandling og fredning vil starte fortløpende etterhvert som regionene blir ferdig undersøkt og prioritert.

Figur 2 viser status for inventert barskog, og disse regioner skal være avsluttet etter følgende tidsskjema:

- 1987 Midt-Norge
- 1988 Øst-Norge
- 1989/90 Vest-Norge og Nord-Norge

Framdriften avhenger av tilstrekkelig innsats av kvalifisert personell og økonomiske midler.



Fig. 2

Status for registreringsarbeidet i landsplanen for vern av barskog. Kopiert fra Huse & Korsmo (1987).

4.0 Feltarbeidet - rapportering

Før selve feltarbeidet begynner brukes småfly for å vurdere innkomne forslag, ofte kombinert med feltbefaringer. En del rekognoseringer foretas også med tanke på å finne fram til lokaliteter i områder som er lite undersøkt, eller hvor en har mangelfull kjennskap til lite påvirket barskog.

Det sier seg selv at noe nitid feltarbeid på hver lokalitet er det ikke tid til. Innenfor hvert enkelt område forsøker en å få oversikt over vegetasjonssamfunn, flora og skogstruktur, slik at påvirkningsgrad og verneverdi kan bedømmes. Forekomster med innslag av kulturskog unngås i det lengste, for det primære mål med en verneplan vil være å frede naturskog. Kulturskog vil vi stadig få mere av i motsetning til naturskogen som blir skiftet ut ved tilplanting av hogstflater. I lavlandet kan det likevel bli aktuelt å foreslå skog med noe innslag av kulturskog for å sikre at mer sjeldne og høyproduktive barskogsamfunn kommer med i verneplanen.

Ved utvelgelse av områder legges det særlig vekt på graden av urørthet, arealets størrelse, forekomsten av rike skogsamfunn (d.v.s. høy skogbonitet) og artsmangfoldet.

Områdene blir prioritert etter en tredelt skala:

Klasse 1: svært verneverdige (***)

Klasse 2: meget verneverdige (**)

Klasse 3: lokalt verneverdige (*)

Urskog har høy verneverdig uansett hvor det forekommer p.g.a. sjeldenhetskriteriet. I figur 3 er det vist en foreløpig oversikt over noen urskogforekomster og urskognære barskoger.

Mest mulig representative skoger skal inneholde de vegetasjonssamfunn som opptrer i barskog innenfor regionen. Før en kan si noe sikkert om dette, må en ha god oversikt over forekomstene. Spesielt sårbare og sjeldne arter i barskog opptrer svært spredt og uregelmessig. I lite påvirkede områder, d.v.s. i mer fjerntliggende områder, hvor det er meget dårlig skogsbilveidekning, ligger ennå de beste barskogene sett ut fra et miljøvernspunkt. Dette er forekomster som kan vise til lang skogkontinuitet med indikatorarter som urskoglav, urskoginsekter etc. Anmerkninger om fuglelivet blir også gjort når forholdene ligger til rette for det.

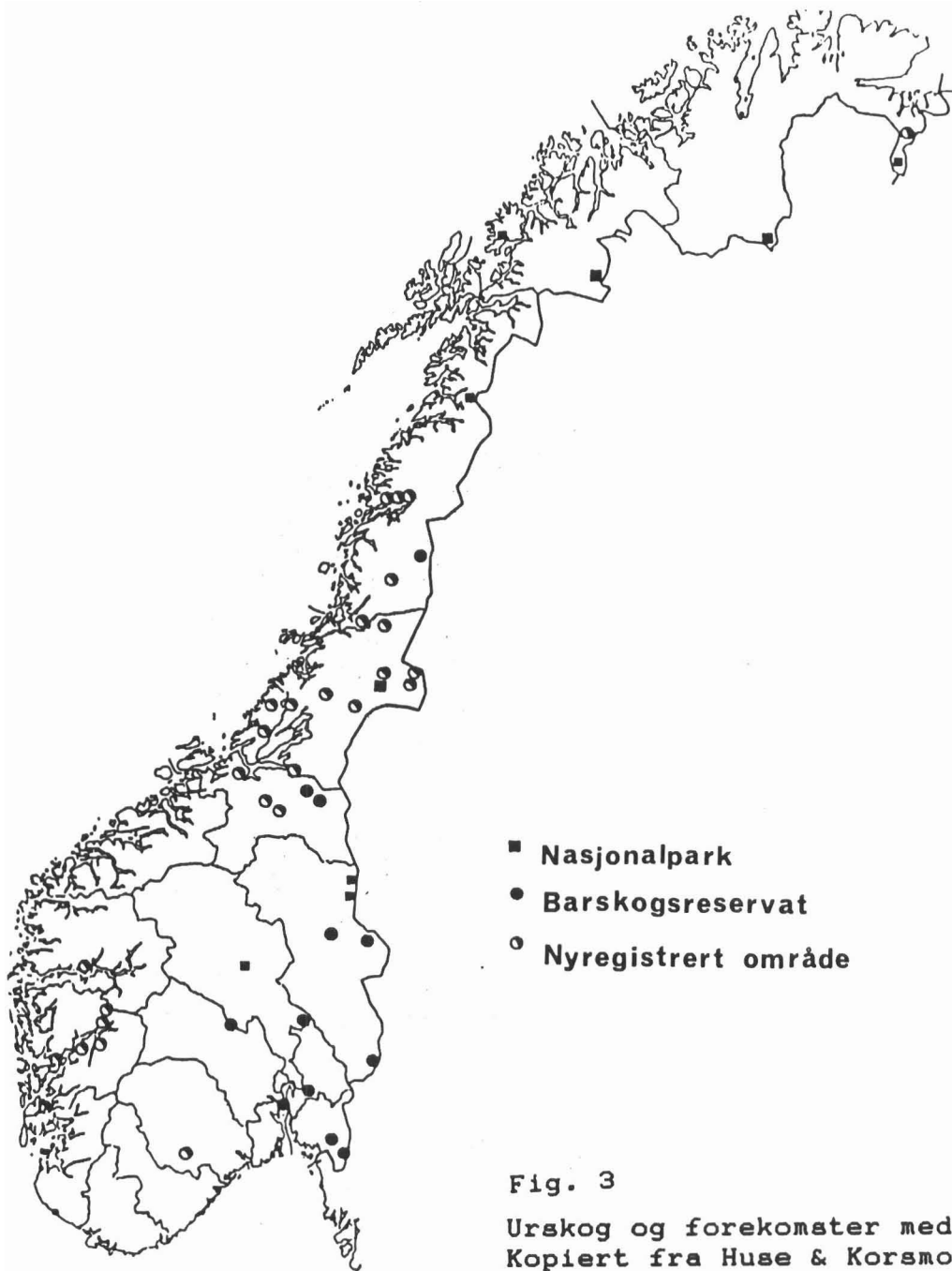


Fig. 3

Urskog og forekomster med urskogspreg.
 Kopiert fra Huse & Korsmo (1987).

Når det gjelder kalk-furuskogene, er disse inventert tidligere (Bjørndalen & Brandrud 1987). Økoforsk vil nøye seg med å supplere i områder hvor feltarbeid ikke har vært utført med tanke på denne skogtypen.

I den endelige prioriteringen for regionen blir det lagt vekt på å se alle de svært verneverdige områdene og de fleste meget verneverdige områdene i sammenheng.

5.0 Litteratur

- Bjørndalen, J.E. & Brandrud, T.E. 1987. Landsplan for verneverdige kalkfurskoger og beslektede skogtyper i Norge.- Rapport, 1. Generell del. Miljøverndepartementet.
- Huse, S. & Korsmo, H. 1987. Über den Schutz von naturnahem Wald in Norwegen. - s. 60-68 i H.Mayer (red.): IUFRO-gruppe URWALD, 2. österreichisches URWALD-SYMPOSIUM, Gmunden 1987. Wien.
- Korsmo, H. 1987. Status over vernet barskog i Norge.- Økoforsk utredning 1987, 5:1-41.
- Påhlsson, L. 1984. Naturgeografisk regionindelning av Norden. - Nordiska ministerrådet. 289 s., kart, bilag.

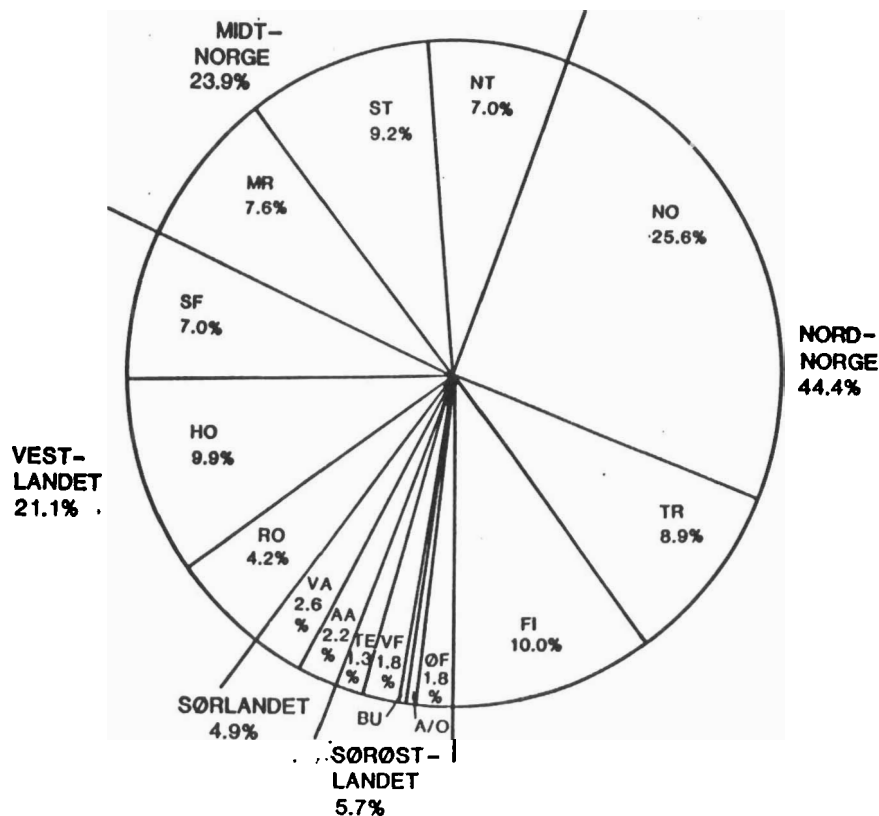
UTBREDELSESTYPER OG GRADIENTER I HAVSTRANDVEGETASJON I NORDLAND

Reidar Elven
Institutt for biologi og geologi
Universitetet i Tromsø

INNLEDNING

Sommeren 1987 avsluttet vi ti års arbeid med analyse og kartlegging av vegetasjonen på havstrendene i Nord-Norge, de siste 5 årene i Nordland. På grunnlag av arbeid langs en betydelig del av de 24.000 km strandlinje som landsdelen har, og vegetasjonsregistreringer og arbeid på oppunder 1000 lokaliteter, har vi etter hvert skaffet oss et rimelig godt inntrykk av den geografiske variasjonen på strendene i landsdelen. De geografiske aspektene har da også stått sentralt i arbeidet vårt.

I strandsammenheng er Nordland det dominerende fylket i landsdelen (og landet). Fylket har 57 % av den nordnorske kystlinja (ca. 25 % av den norske, fig. 1), og 67 % av de lokalitetene vi har besøkt (se fig. 2). Det er også i Nordland vi finner de store geografiske forskjellene; strandlinja i fylket strekker seg fra 65°N til 69°20'N, og fra 11°E til 18°E. Dette gir grunnlag for betydelige klimatiske forskjeller mellom ytterpunktene i fylket, både i sør/nord-retning og fra ytterkysten inn i fjordene.



Figur 1. Fordeling av strandlinje på regioner og fylker i Norge.

Resultatene fra undersøkelsene i Nordland blir presentert hos Elven et al. (1988a, b).

På tidligere Kongsvoll-møter har det gjentatte ganger vært diskusjon om verdien av gradient-analyse, sammenliknet med "klassiske", typologiske tilnæringsmater (se spesielt Halvorsen & Bendiksen 1982). Hovedspørsmålene har kanskje vært: (1) om en gradient-modell erstatter eller utdyper en klassisk typologisk modell; (2) om en gradient-modell kan sees som uavhengig av en typologisk modell, eller om den forutsetter typer slik den foreløpig er anvendt i Norge, og bare kan oppfattes som en avledning av plantesosiologien slik vi anvender den i dag; og (3) om størstedelen av variasjonen i hovedtyper av vegetasjon (f.eks. skog, fjell og havstrand) meningsfylt kan reduseres til 2-3 gradienter slik bl.a. Halvorsen & Bendiksen (1982) gjør.

En av våre målsetninger har vært: a) klarlegge de økologiske variasjonsretningene (gradientene) som synes ha størst betydning for variasjonen i strandvegetasjonen, og å få et grovt mål på hvilken betydning hver av dem har. Dette siste er gjort ved å finne ut hvor god korrelasjon det er mellom fordelingen (utbredelsen) av de enkelte vegetasjonstypene og gradientene. Vi har derfor tatt utgangspunkt parallelt i et gradient-system og en klassifikasjon, og ønsker spesielt å se hovedspørsmål (3) ovafor.

VARIASJONSRETNINGER

Vi har gruppert de seks økologiske gradientene vi anser at har størst betydning i to hovedgrupper, og korrelerer disse med to klimatiske (stor-geografiske) gradienter, se tab. 1. Tre av de økologiske gradientene er sterkt koplet til de klimatiske, og varierer dermed både regionalt og lokalt. De tre andre varierer stort sett bare lokalt.

Tabell 1. Variasjonsretninger (gradienter) som antas ha stor betydning for variasjonen i havstrandvegetasjon i Nordland.

-
- A. Stor-geografiske gradienter
1. Sone-gradienten (sør/nord-gradienten)
 2. Seksjons-gradienten (ytterkyst/fjordbotn-gradienten)
- B. Økologiske gradienter
- Regional-lokal målestokk
3. Eksponerings-gradienten
 4. Substrat-gradienten
 5. Stabilitets-gradienten
- Lokal målestokk
6. Sjø/land-gradienten
 7. Salinitets-gradienten
 8. Vassbevegelses-gradienten
-

Stor-geografiske gradienter

De to stor-geografiske gradientene er begge klimatiske, men ikke bare det.

I et område som strekker seg mer enn 4° i sør/nord-retning, er en viss termisk betinget variasjon å vente. I plantegeografiske sammenhenger uttrykkes denne oftest som "soner", f.eks. som hos Dahl et al. (1986). Der faller strandområdene i Nordland i sin helhet i **boreal hovedsone**, men omfatter alle de tre undersonene. **Sør-boreal undersone** er representert nokså sammenhengende på de varmeste stedene langs leia nord til Bodø-området. Områdene nordafor Bodø, og en stor del av fjordområdene lenger sør, føres stort sett til **mellomboreal undersone**. De kjøligste områdene lengst nord i ytre Lofoten og Vesterålen, og nordvendte fjordlier, har et ganske klart preg av **nordboreal undersone**. Denne gradienten betegnes som "sone-gradienten".

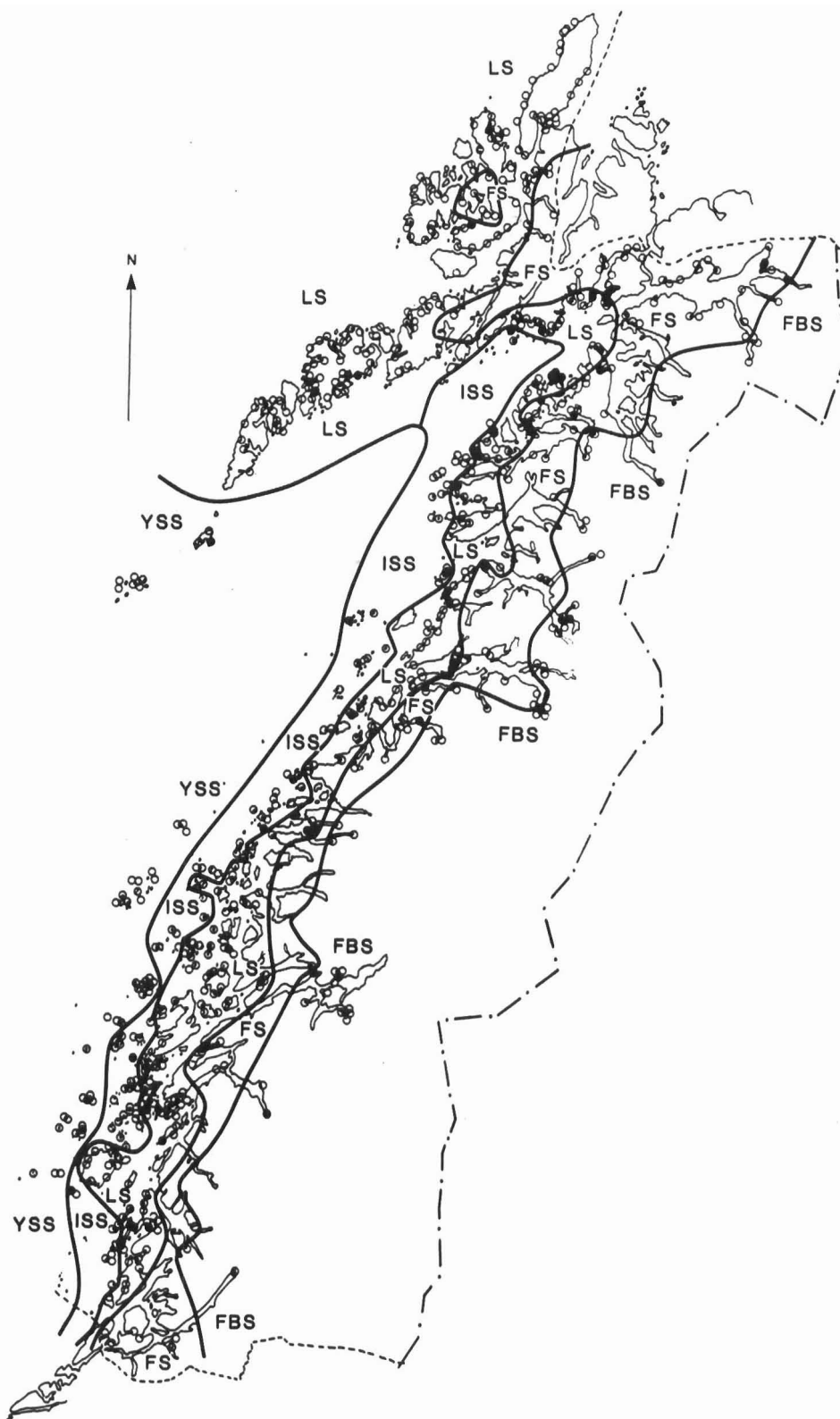
Den klimatiske variasjonen er også betydelig fra de ytterste øyene og inn i fjordbotnene. Ytterkysten nord til ytre Lofoten er meget vintermild (0-1°C i januar), sommerkjølig (11-12.5°C i juli) og med midlere nedbør. Områdene rundt leia har noe kjøligere vinter, 1-2° høyere sommertemperaturer, og vesentlig mer nedbør. Fjordområdene er vesentlig kaldere om vinteren (-4 til -7°C), litt varmere om sommeren, og har stort sett mye mindre nedbør. Nedbørsmaksimum faller i fjella, noe innafor leia, og områdene rundt leia er generelt de gunstigste for biologisk produksjon. Denne gradienten betegnes som "seksjons-gradienten".

Men seksjons-gradienten er ikke bare klimatisk. De ytre områdene er mye mer eksponert for vind og bølger, og substrattypene er forskjellige i ytre og indre deler. Innafor leia har også islegging om vinteren stor økologisk betydning: som stressfaktor der isdekket ikke er stabilt, og som beskyttelse der det er stabilt og årvisst. Gradienten er dermed en kompleks-gradient.

Det er foreløpig ikke laget noe tilfredsstillende plantegeografisk seksjonskart over Norge, ett som viser hovedtrekkene i variasjonen langs en oseanisk/kontinental-gradient. På grunnlag av strandmaterialet og klimadata fra Nordland har vi forsøkt å dele opp kystområdene i fylket på fem slike seksjoner (fig. 2). Meget kort representerer de enkelte seksjonene dette:

- YSS - Ytre skjærgårdseksjonen. Markert termisk oseanisk, og klima bestemmes hovedsakelig av havet. Kystlynghei.
- ISS - Indre skjærgårdseksjonen. Termisk oseanisk, og klima bestemmes i stor grad av havet. Kystlynghei dominerer.
- LS - Leiaseksjonen. "Optimalt" klima, modifisert av havet, men bestemt av landformene. Variert vegetasjon, med mosaikk av kystlynghei og kystmyrer og varmekrevende skogtyper.
- FS - Fjordseksjonen. Svakt termisk kontinentalt klima, hovedsakelig bestemt av landformene. Varmekrevende og mindre krevende skog- og myrtyper. Strendene preget av iserosjon.
- FBS - Fjordbotnseksjon. Termisk noe kontinentalt klima, bestemt av landformene. Mindre varmekrevende skog- og myrtyper. Strendene preget av isbeskyttelse.

Figur 2. Fordeling av kystområdene i Nordland på seksjoner langs ytterkyst/fjordbotn-gradienten. Forklaring, se tekst. Ringene angir de ca. 660 strandlokalitetene som er undersøkt, og som vurderingen bygger på.



Regional/lokal-økologiske gradienter

Tre av de økologiske gradientene varierer sterkt både regionalt og lokalt (dvs. innen lokaliteter). Den regionale variasjonen er knyttet til den stor-geografiske seksjons-gradienten.

Eksponerings-gradienten går på hvor utsatt en lokalitet, eller deler av en lokalitet, er for vind, bølger og is. Lokalitetene på ytterkysten er ofte i sin helhet sterkt eksponerte, mens fjordbotn-lokalitetene ofte bare har mindre partier som er eksponert. Grad av eksponering virker igjen inn på substrattyper og stabilitet, og kan dermed være avgjørende for hvilke hovedgrupper og typer av vegetasjon som forekommer.

Substratet er nokså vesentlig for hvilken type av strandvegetasjon man får utviklet. Et hovedskille går mellom organisk substrat (dvs. "tang") og ikke-organisk; et annet mellom stabilt substrat og ustabil. Fordelingen av substrattyper varierer langs seksjons-gradienten. Utover på kysten erstattes f.eks. silt/leire for en stor del av skjellsand. Men også stabiliteten i substratet varierer langs denne gradienten. Under eksponerte forhold er sand, grus og stein ustabile substrat, med tilhørende ustabil vegetasjon. Inne i fjordene kan de samme substratene være stabile og ha avsluttet strandeng. Med unntak for tangvoller er derfor korrelasjoner mellom substrat og vegetasjon bare gyldige innen områder med samme grad av eksponering. Dette gjør at rene substrat-kart (f.eks. Klokk et al. 1984) har begrenset verdi som grunnlag for kartering av strandvegetasjon.

Stabilitets-gradienten er et resultat av hvordan eksponeringen virker på substratet.

Lokal-økologiske gradienter

De tre siste økologiske gradientene forårsaker en hoveddel av variasjonen innen den enkelte lokaliteten, stort sett uansett hvor den befinner seg langs de stor-geografiske gradientene.

Sjø/land-gradienten er representert på alle lokaliteter, og er ansvarlig for en hoveddel av den biologiske variasjonen, uansett om vatnet er salint, brakt eller ferskt. Gradienten har samme "form", uansett hvor på kysten man er. Utstrekningen øker imidlertid noe med økt tidevassamplitude (dvs. mot nord og innover i fjordene) og med økt eksponering (ytterst på kysten).

Salinitets-gradienten er sterkt knyttet til sjø/land-gradienten i de fleste typer av strand. Men også andre faktorer er med på å avgjøre hvor salin en vegetasjonsflekk er, f.eks. substratet gjennom dreneringsforholdene, og temperaturen. I brakke fjordområder kan være en omvendt sammenheng mellom vertikal avstand fra sjøen og salinitet; de mest saline delene av stranda er de øvre, der hvor saltdeponering og anriking skjer etter storflo med særlig salint vatn.

Salinitets-gradienten er den eneste økologiske gradienten som i betydelig grad er koplet sammen med den stor-geografiske sone-gradienten. Temperatursenkningen nordover fører med seg nedsatt fordampning og generelt mer brakkvasspreg.

Vassbevegelses-gradienten, dvs. forskjellene mellom veldrenerte og stagnerende forhold, er koplet til substrattyper og påvirker saliniteten sterkt.

* * * * *

Figur 3 viser et relasjons-diagram, bygd på vurderingene ovafor. Dette antyder at vi kan skille ut to viktige økologiske faktor-komplekser, som sammen bestemmer mye av den variasjonen vi finner på havstrendene:

- I Kompleks av gradientene: seksjon, eksponering, substrat og stabilitet.
- II Kompleks av gradientene: sjø/land, salinitet, substrat, vassbevegelse og sone.

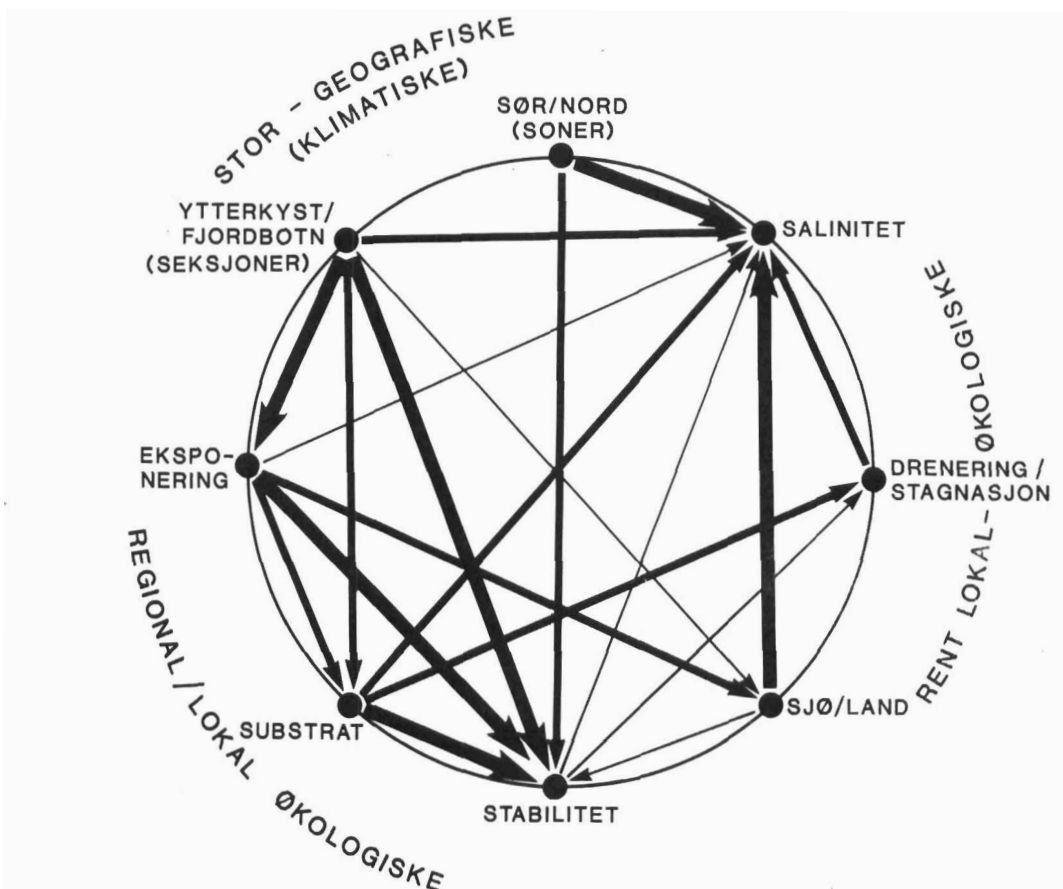


Fig. 3. Relasjonsdiagram for stor-geografiske (A-B), regional/lokal-økologiske (C-E) og rent lokaløkologiske gradienter på havstrand i Nordland. Piler angir hvilke faktorer som påvirker andre, og tykkelsen på pilene den antatte betydningen. Se ellers tekst.

Dette mønsteret av økologiske og geografiske gradienter er rammen for vurderingen av utbredelsesmønstrene i vegetasjonen. Et problem med systemet er at bare en del av parametrene er målbare, og at til og med de målbare kan variere så mye over tid at realistiske målinger er vanskelige (f.eks. salinitet og stabilitet).

En siste mulig variasjonsfaktor er den vegetasjonshistoriske, dvs. tidspunkt og retning for innvandringen av artene. Denne er enda mindre målbar enn noen av de andre, og denne bør vi bare ty til i de tilfellene der utbredelsesmønstrene ikke kan gis en tilfredsstillende økologisk tolkning.

UTBREDELSESMØNSTRE

Vi har gruppert strandvegetasjonen (unntatt strandberg) i 11 grupper, fordelt på fem komplekser som hver har sin karakteristiske artsgruppe og relativt liten overlapping med andre komplekser, tab. 2. Utbredelsen av noen disse er vist på fig. 4-5. Mønstrene er noenlunde de samme for de fleste andre.

Tabell 2. Hovedgrupper av havstrandvegetasjon (unntatt strandberg) i Nordland. Oppdelingen i fem angir komplekser mer hver sin karakteristiske artsgruppe, og liten overlapping med andre.

I	A	Undervasseng (± permanent neddykket)
II	B	Salin forstrand (åpen, erosjonspreget)
	C	Salteng
	D	Grusstrand (åpen, men med ± stabilt substrat)
III	E	Brakk forstrand (åpen, erosjonspreget)
	F	Brakkvasseng
	G	Brakkvasspøl (stagnerende)
	H	Strandsump og strandmyr (overgang til land)
IV	I	Tang-forstrand (åpen, erosjonspreget)
	J	Tangvoll
	V	K Sandstrand/sanddyne

Graden av korrelasjon med de enkelte gradientene er vist i tab. 3. Med unntak for sanddyner og tang-forstrand (som er knyttet til sanddyne-systemer), er hovedgruppene av strand utbredt langs hele sone-gradienten fra sør til nord, og langs omtrent hele seksjons-gradienten fra ytterkysten til fjordbotnene. Det er stor grad av korrelasjon med de regional/lokal-økologiske gradientene (og disse er jo også koplet sammen). Korrelasjonen med de rent lokal-økologiske gradientene er ujamn. Noe over halvparten av vegetasjonsgruppene er sterkt korrelert, fordi de er knyttet til bestemte belter og salinitetsnivåer på stranda. Noe under halvparten er ikke korrelert, enten fordi de forekommer langs hele gradienten (salteng, brakkvasseng og tangvoll), eller fordi de er epilittorale (sandstrand/sanddyne), slik at gradienten er irrelevant.

I tabell 4 er de enkelte vegetasjonstypene (navngitt med dominantere) korrelert med gradientene. Bildet her er et helt annet enn for vegetasjonsgruppene.

Tabell 3. Subjektiv grad av korrelasjon mellom hovedgrupper av strandvegetasjon og geografiske og økologiske gradienter i Nordland. Stor-geografiske gradienter: SO - sone, SE-seksjon. Regional/lokal-økologiske gradienter: EK - eksponering, SU - substrat, ST - stabilitet. Lokal-økologiske gradienter: SL - sjø/land, SA - salinitet, VB - vassbevegelse. Grad av korrelasjon: ingen markering - liten, + - noe, ● - stor.

	G R A D I E N T E R								
	Geogr		Reg.-lok			Lokale			
	SO	SE	EK	SU	ST	SL	SA	VB	
A Undervasseng	+	+	●	●	+	●			+
B Salin forstrand	+	+	●	+	●	●	●		
C Salteng			+	●	●		●		●
D Grusstrand			●	●	●	●	+		
E Brakk forstrand		+	●	+	●	●	●		
F Brakkvasseng	+	+	+	●	●		●		+
G Brakkvasspøl	+	+	+	●	●	+	●		●
H Strandsump og strandmyr		+	●	●	●	●	●		●
I Tang-forstrand		●	●	●	●	●			
J Tangvoll			+	●	+				+
K Sandstrand/sanddyne		●	●	●	●				
Ingen eller liten betydning	7	3	0	0	0	4	4	5	
Noe betydning	4	6	4	2	2	1	1	3	
Stor betydning	0	2	7	9	9	6	6	3	

Utbredelsen til en hoveddel av vegetasjonstypene er klart korrelert med de stor-geografiske gradientene, og spesielt med seksjons-gradienten. Hele 58 % viser korrelasjon med begge gradientene (11 % noe korrelasjon med begge, 33 % noe korrelasjon med den ene, sterk med den andre, og 14 % sterk korrelasjon med begge). Slike "dobbelkorrelerte" vegetasjonstyper er, med få unntak, sørlige (mange) eller nordlige typer knyttet til ytterkysten.

Det er sterke korrelasjoner mellom et flertall av vegetasjonstypene og alle de regional/lokal-økologiske gradientene, spesielt med stabilitets-gradienten. Substratets stabilitet synes, som ventet, å være av større betydning enn sjølve substrattypen. Tendensen forsterkes hvis vi holder de rent substrat-bestemte tangvollene utafør. Da blir 39 % sterkt korrelert med substrat, 68 % med stabilitet (og 61 % med eksponering).

De aller fleste vegetasjonstypene har sin klare plass i de lokal-økologiske sjø/land-gradientene, som ventet. Graden av korrelasjon med salinitets-gradienten er svakere, men dette skyldes at gradienten ikke er særlig relevant for sanddyner og tangstrender. Svært få vegetasjonstyper er direkte korrelert med drenering/stagnasjon. Dette skyldes at gradienten bare er relevant innen strandeng, og her berører forholdsvis få typer.

Tabell 4. Subjektiv grad av korrelasjon mellom enkelte vegetasjonstyper og geografiske og økologiske gradienter i Nordland. Noen grupper er slått sammen i forhold til hva som anvendes hos Elven et al. (1988a). Samme symbolbruk som i tabell 3.

	G R A D I E N T E R								
	Geogr		Reg.-lok			Lokale			
	SO	SE	EK	SU	ST	SL	SA	VB	
A Undervasseng									
<u>Zostera</u> samf.	+	+	●	+	+	●	●		
<u>Ruppia maritima</u> samf.	●	●	●	+	●	●	●		+
<u>Potamogeton filiformis</u> samf.			●	+	●	●	●		+
B Salin forstrand									
<u>Salicornia</u> samf.	●	●	●	+	●	●	●		
<u>Glaux</u> samf.	+	●	●	+	●	●	●		
<u>Aster tripolium</u> samf.	●	●	●	+	●	●	●		
<u>Plantago maritima</u> samf.	+	+	+	+	●	+	+		
<u>Spergularia salina</u> samf.	●	+	●	+	+	●	+		
<u>Suaeda maritima</u> samf.	●	●	●	+	●	●	●		
C Salteng									
<u>Puccinellia maritima</u> samf.		+	+	+	●	●	●		
- <u>Plantago-Glaux</u> samf.		●	●	+	●	●	●		
<u>Carex subspathacea</u> samf.	+	+	+	+	+	●	●		
- <u>Plantago-Glaux</u> samf.	+	●	●	+	●	●	●		
<u>Juncus gerardi</u> samf.				+	+	●	●		
- <u>Plantago-Glaux</u> samf.		●	●	+	●	●	●		
<u>Festuca rubra</u> samf.		●		+	+	●	●		
-urte samf.	●	+		+	+	●	●		
- <u>Carex glareosa</u> samf.	●	●	+	+	+	●	●		
- <u>Carex maritima</u> samf.	●	+	●	+	●	●	●		
D Grusstrand									
<u>Puccinellia capillaris</u> samf.			●	+	●	●	+		
- <u>Sagina maritima</u> samf.	+	●	●	●	+	+	+		
<u>Spergularia maritima</u> samf.		●	●	●	●	●	●		
E Brakk forstrand									
<u>Triglochin</u> samf.	+	●	●	+	●	●	●		
<u>Limosella-Callitriche</u> samf.		●	●	●	●	●	●		
<u>Juncus bufonius-ranarius</u> samf.		+	●	+	●	●	+		
<u>Cochlearia "norvegica"</u> samf.		●	●	●	●	●	●		
F Brakkvasseng									
<u>Eleocharis uniglumis</u> samf.				+	+		●		+
<u>Blysmus rufus</u> samf.		●	+	+	+	+	●	●	●
<u>Carex salina</u> samf.	+	+	+	+	+	●	●		+
<u>Carex paleacea</u> samf.	+	●	+	+	+	●	●		+
<u>Juncus balticus</u> samf.	+	●	+	●	+	+	●		
G Brakkvasspøl									
<u>Carex mackenziei</u> samf.	+		+	●	●	●	●	●	●

Tabell 4 (forts.).

	G R A D I E N T E R								
	Geogr		Reg.-lok			Lokale			
	SO	SE	EK	SU	ST	SL	SA	VB	
H Strandmyr og strandsump									
"Strandmyr" samf.	●	+	●	●	●	●	●	●	●
<u>Calamagrostis stricta</u> samf.	+	+	+	+	●	●	●	+	
I Tang-forstrand									
<u>Cakile</u> samf.	+	●	●	●	●	●			
<u>Polygonum norvegicum</u> samf.	+	+	●	●	●	●			
J Tangvoll									
<u>Atriplex prostrata</u> samf.				●	●	●			
<u>Atriplex littoralis</u> samf.		●	+	●	●	●			
<u>Atriplex praecox</u> samf.	●	+	●	●	●	●			
<u>Potentilla anserina</u> samf.		●	+	●	●	●			
<u>Galium-Galeopsis</u> samf.	+	●	●	●	●	●			
<u>Valeriana-Rumex</u> samf.				●	●	●			
<u>Elymus arenarius</u> samf.			+	●	●	●			
<u>Arrhenatherum elatius</u> samf.	+	●	+	●	●	●			
<u>Elytrigia repens</u> samf.		●	+	●	●	●			
<u>Phalaris arundinacea</u> samf.	+	●	+	●	●	●			+
<u>Alopecurus arundinaceus</u> samf.	●	+	+	●	●	●			
<u>Catabrosa-Ranunculus</u> samf.		●	+	●	●	●	+	●	●
<u>Mertensia maritima</u> samf.		+	●	+	●	●	+		
K Sandstrand/sanddyne									
<u>Honkenya fordyne</u> -samf.	+	●	●	●	●	●			
<u>Elymus primærdyne</u> -samf.		●	●	●	●	●			
<u>Festuca sekundærdyne</u> -samf.		●	●	●	●	●			
Sørlig etablert dyne-samf.	●	●	+	●	●	●			
Nordlig etablert dyne-samf.	●	●	+	●	●	●			
Helgelandtype dyne-samf.	●	●	+	●	●	●	+		
<u>Juncus balticus dynetrau</u> -samf.	+	●	●	●	+	●			+
Erodert dyne-samf.	+	●	●	●	●	●	+		

	G R A D I E N T E R								
	Geogr		Reg.-lok			Lokale			
	SO	SE	EK	SU	ST	SL	SA	VB	
Liten betydning eller irrelevant	23	8	6	0	0	1	22	45	
Noe betydning	20	15	21	28	14	8	5	8	
Stor betydning	14	34	30	29	43	48	30	4	
Prosent liten betydning	40	14	11	0	0	2	39	79	
noe betydning	35	26	37	49	25	14	9	14	
stor betydning	25	60	53	51	75	84	53	7	

Åoen eksempel på utbredelsen av enkelte vegetasjonstyper er vist på fig. 6.



Fig. 4. Utbredelsen av vegetasjonsgruppene salteng (A) og tangvoll (B) i Nordland. Store prikker angir at vegetasjonsgruppen utgjør en vesentlig del av vegetasjonen på lokaliteten, små prikker at den utgjør en underordnet del.

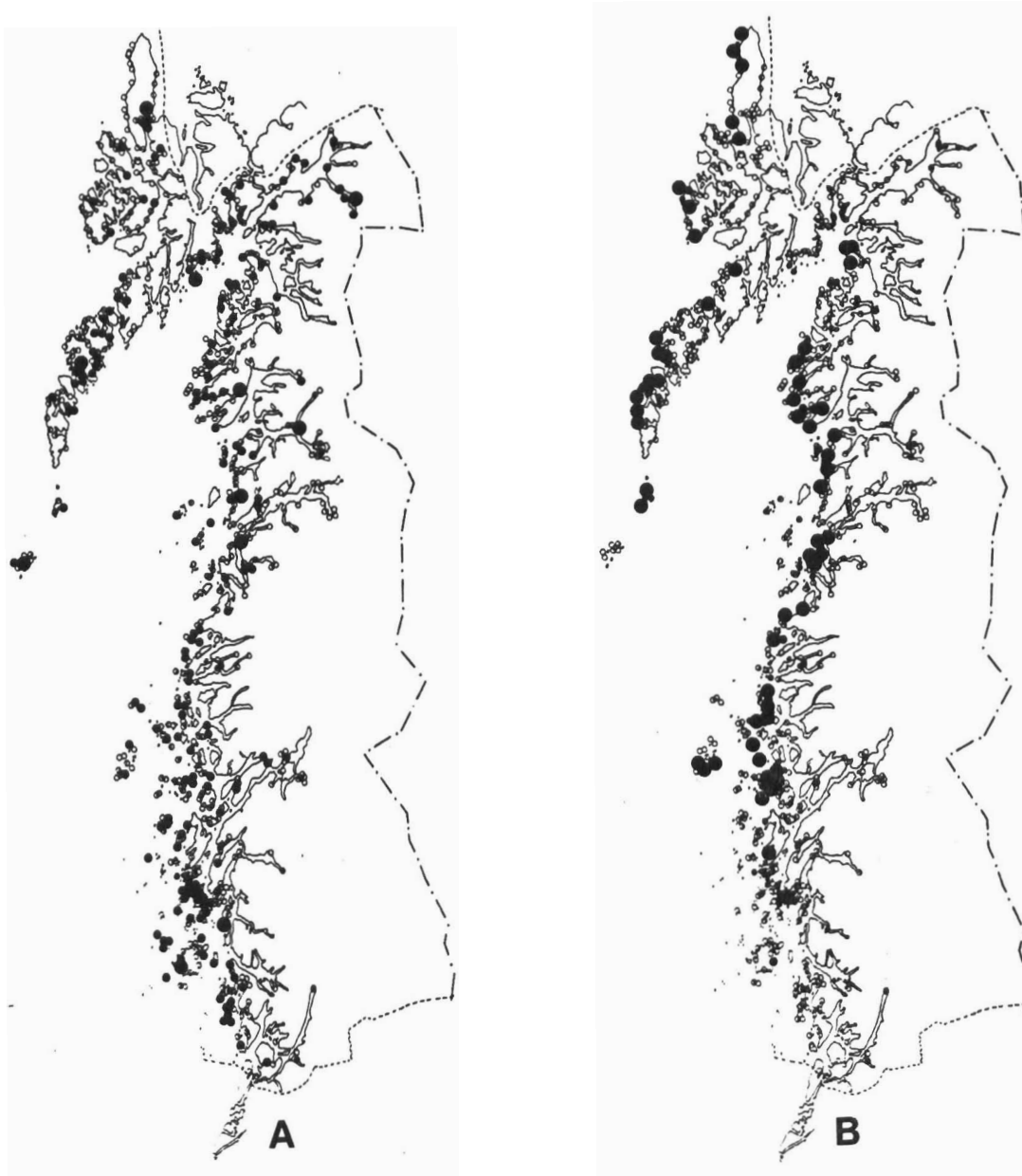


Fig. 5. Utbredelsen av vegetasjonsgruppene "stabil" grusstrand (A) og sandstrand/dyne i Nordland. Se fig. 4.



Fig. 6. Utbredelse av noen vegetasjonstyper med klare geografiske mønster i Nordland. A - salin Salicornia forstrand, med noe sørlig ytterkyst-utbredelse. B - brakk Cochlearia "norvegica" (prikker) og Honkenya (firkanter) forstrand med fjordbotn-utbredelse. C - Cakile tang-forstrand med nordlig ytterkyst-utbredelse, knyttet til aktive sanddyner.

OPPSUMMERING

(1) Variasjonen i havstrandvegetasjonen i Nordland kan tolkes som variasjon langs et begrenset antall klimatiske (stor-geografiske) og økologiske gradienter. De stor-geografiske er en sør/nord-gradient (vegetasjons-soner) og en ytterkyst/fjordbotn-gradient (vegetasjons-seksjoner).

(2) Gradientene kan delvis grupperes i to komplekser: (a) ett vesentlig geografisk, knyttet til seksjons-gradienten, med variasjon i grad av eksponering, substrat og stabilitet; og (b) ett vesentlig lokalt, knyttet til sjø/land-, salinitets- og substrat-gradientene, men med en viss korrelasjon med sone-gradienten.

(3) De overordnede vegetasjonsgruppene er, med unntak for de knyttet til aktive sanddyner, nokså jamt utbredt langs de stor-geografiske gradientene. Sanddyner er begrenset til ytterkysten. Hoved-differensieringen skjer langs de økologiske gradientene.

(4) De enkelte vegetasjonstypene er i mye større grad korrelert både med stor-geografiske og lokal-økologiske gradienter.

(5) Variasjonen langs seksjons-gradienten (ytterkyst til fjordbotner) er vesentlig større enn langs sone-gradienten (sør/nord). Seksjons-variasjonen skyldes hovedsakelig forskjell i habitater, mens sone-variasjonen mer skyldes vikarierende samfunn i samme typer habitater.

(6) Praktisk talt alle vegetasjonstyper viser noen grad av korrelasjon med de regional/lokale og lokale gradientene substrat, stabilitet og sjø/land, de fleste også med eksponering.

(7) Størstedelen av vegetasjonstypene er sterkt korrelert med sjø/land- og stabilitets-gradientene, og over halvparten er også korrelert med eksponerings-, substrat- og salinitets-gradientene.

(8) Ingen vegetasjonstype er korrelert med færre enn tre økologiske gradienter, og et sett på ca. sju gradienter synes være nødvendig og tilstrekkelig til å beskrive den økologiske og geografiske variasjonen på havstrendene i fylket.

(9) Gradient-analysen synes utdjupe den økologiske tolkningen og forståelsen av de utskilte vegetasjonstypene, men kan neppe erstatte en type-orientert vegetasjons-klassifisering. Dette skyldes primært at betydningen av den enkelte gradient påvirkes sterkt (og forskjellig) av de andre gradientene.

LITTERATUR

- Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge M 1:1.500.000. Nasjonalatlas for Norge. - Statens kartverk.
- Elven, R. et al. 1988a. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. - Økoforsk Rapp. 1988,2A-D. I trykk.
- Elven, R. et al. 1988b. Flora and vegetation on seashores, Nordland county, N Norway. - Økoforsk Rapp. 1988,3. Under forb.
- Halvorsen, R. & Bendiksen, E. 1982. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser i Grunningsdalen, Telemark med henblikk på økologiske gradienter i Sør-Norges skog- og fjellvegetasjon. I Regionale og lokale gradienter. II Anvendelse av et klassifikasjonssystem basert på økologiske gradienter. - K norske Videns. Selsk. Rapp. Bot. Ser. 1982,8: 166-221.
- Klokk, T., Sindre, E., Sendstad, E., Tømmerås, P., Hoddø, T., Østebrot, A. & Danielsen, A. 1984. Kystkartlegging Nordland. - SINTEF Rapp. STF 21 A8 4004. 216 s. + kart.

FUGLEFJELLSVEGETASJON PÅ VARANGERHALVØYA - HEMIARKTISK NORGE.

Andy Sortland

Institutt for biologi og geologi
 Universitetet i Tromsø
 Boks 3085 Guleng
 9001 Tromsø

INNLEDNING

Feltsesongen 1986-87 har jeg i forbindelse med min hovedfagsoppgave arbeidet med fuglefjellsvegetasjon i to større fuglekolonier på nordøst-siden av Varangerhalvøya. De to fuglekoloniene er Syltefjordstauran i Båtsfjord kommune og Hornøya ved Vardø.

Syltefjordstauran er et sammenhengende, 4 km langt og ca. 200 m høyt fuglefjell. Her finnes Norges største koloni av krykkje (Rissa tridactyla), bestanden er anslått til 150 000 par. Ellers hekker her rundt 9 000 par lomvi (Uria aalge), 1 200 par alke (Alca torda) (Barret & Vader 1983). Her finnes dessuten verdens nordligste koloni av havsule (Sula bassana) med vel 250 par.

Berggrunnen består av fattig senkambrisk sandstein. Den bratte klippekysten er dannet av havets erosjon og flere steder står det igjen staurer og næringer.

Hornøya er ca. 800 X 700 meter og den huser Norges østligste fuglekoloni. I vest er det bratte fuglefjellet, mens øya i øst flater ut. Hornøya har en bestand på 20 000 par krykkje, 5 000 par lunde (Fratercula arctica) og ca. 4 000 par lomvi (Barret & Vader 1983). Sammen med Reinøya danner Hornøya en av de største måkekoloniene i Europa, på de to øyene tilsammen hekker det 40 000-50 000 par stormåke, hvor gråmåke (Larus argentatus) er den tallrikste (Fylkesmannen i Finnmark 1984). Berggrunnen er den samme sandsteinen som i Syltefjorden.

Klimatisk skiller de to fuglekoloniene seg mere fra hverandre enn den korte geografiske avstanden skulle tilsi. Hornøya har noe lavere sommertemperatur og litt høyere gjennomsnittlig årsnedbør enn Syltefjordstauran. Nærmeste metrologiske stasjon til Syltefjordstauran er Makkaur. Makkaur har sommertemperatur (juli) på 9,8°C og gjennomsnittlig årsnedbør på 554mm, mot 9,1°C og 615mm for Hornøya. Men den viktigste årsaken til at Syltefjordstauran har et gunstigere sommerklima enn Hornøya, er den tette havtåka som ofte kan ligge lokalt over Vardø-området i ukesvis om sommeren. Dette gjør at Hornøya får et svært rått og kalt sommerklima. Syltefjordstauran bare litt lengre vest unngår det meste av denne havtåka og innstrålingen blir derfor mye høyere her. I tillegg har fuglebergene i Syltefjordstauran en variert eksposisjon og morfologi. Hele fuglefjellet på Hornøya har vestlig eksposisjon og det er lite variert habitatmessig.

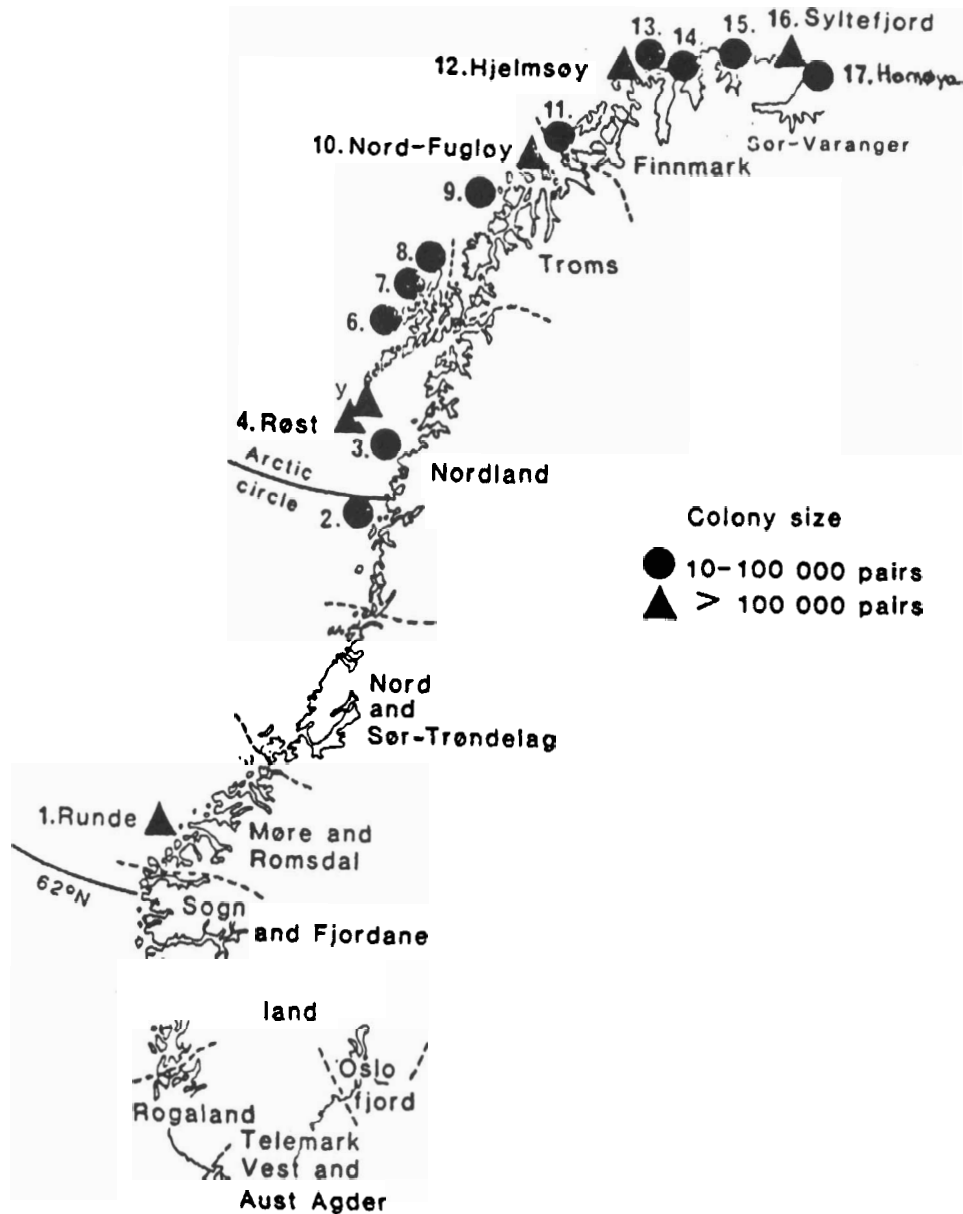


Figure 1: The distribution of the main cliff-breeding seabird colonies in Norway

Etter BARRETT & VADER (1984).

FUGLEFJELLSVEGETASJONEN

Jeg har med unntak for strøsonen delt fuglefjellsvegetasjonen inn i typer etter hvilken art som er den dominerende. Dette har vært mulig av to årsaker; vegetasjonen er ekstremt artsfattig, og de spesielle forholdene gjør at noen få arter dominerer fullstendig.

Hornøya har fire hovedtyper fuglefjellsvegetasjon;

1) "Strøsonen"

Denne sonen finner en rett under og like inntil fugleberget i vest. Det er en stort sett vegetasjonsfri sone av 1-4 meters bredde. Denne sonen er foruten det sparsomme plantedekket, karakterisert av og oppstått på grunn av, et stadig "regn" av fallende stein og reirmateriale. Denne sonen er selvfølgelig også

intenst fuglegjødslet. Av disse årsakene er dekningsgraden av planter lav i strøsonen, men her er alltid planter til stede slik at den ikke kan karakteriseres som steril. Vanligste plante er grønnalgen Prasiola crispa, men en finner ofte også enkeltindivider av skjorbuksurt (Cochlearia officinalis), som oftest småplanter. Strøsonen er på Hornøya fuktig vegetasjonsperioden igjennom.

2) "Cochlearia-typen"

Denne vegetasjonstypen finnes i et belte utenfor strøsonen under fuglefjellet i vest, og den er dominerende på den forholdsvis flate avsnoringen av øya i øst. Typen finnes dessuten fragmentarisk over hele øya, f.eks. i lundekolonien. Som navner antyder er den dominerende art i denne vegetasjonstypen skjorbuksurt (Cochlearia officinalis). Dette er en svært frodig og tett vegetasjonstype som i sin typiske og mest ekstreme utforming bare inneholder to arter, skjorbuksurt og Prasiola crispa. Vegetasjonstypen finnes der hvor fuglegjødslingen er sterkest og fuktigheten tilstrekkelig. Enkelte steder bærer denne typen preg av slitasje på grunn av fugletrakk. Det ble ikke funnet mose i denne vegetasjonstypen på Hornøya.

3) "Festuca-typen"

Denne vegetasjonstypen er dominert av rødsvingel (Festuca rubra). Typen finnes i overkant av fuglefjellet, i lundekolonien og i skråningene i nordøst. Dessuten finnes den som "øyer" i andre vegetasjonstyper, på toppen av tuer og rygger hvor dreneringen er god. Den varianten av rødsvingel som finnes i fuglekolonien på Hornøya er svært spesiell. Den har lange breie blad og en nedliggende eller hengende vekstform. Denne fuglefjellsvarianten av rødsvingel er beskrevet fra Færøyene som var. Fraterculae (Rasmussen 1928). Den finnes også i fuglefjell på Røst i Lofoten (Grønlie 1948). Men til tross for den spesielle blad og vekstform er det underarten arctica eller mutica det er snakk om på Hornøya. Denne vegetasjonstypen synes å være den mest slitesterke av alle når det gjelder trakk, graving og annen mekanisk påvirkning fra fuglenes side. I tillegg tåler den fuglegjødsling svært godt. "Festuca-typen" er svært artsfattig, men foruten rødsvingel finnes her alltid strandbalderbrå (Matricaria maritima) og skjorbuksurt (Cochlearia officinalis), oftest i form av sterile småplanter. Kryptogamer ble ikke funnet i denne typen.

4) "Rumex-typen"

Den resterende del av øya er for det meste dekket av frodige urte-enger dominert av engsyre (Rumex acetosa). Dette er en vegetasjonstype på friskt jordsmonn, oftest torv, og den har mer eller mindre tuestruktur. Også denne vegetasjonstypen er tildels sterkt gjødslet, særlig på lavere nivåer i vest. Den er noe mere artsrik enn de andre typene. Foruten engsyre finnes alltid skjorbuksurt (Cochlearia officinalis) og oftest strandbalderbrå (Matricaria maritima) og Prasiola crispa. På de laveste og sterkest gjødslete nivåer av øya er kvann (Angelica archangelica) et vanlig innslag, vanligst i form av småplanter. På de høyere nivåer er rød jonsokblom (Silene dioica), rødsvingel (Festuca rubra) og molte (Rubus chamaemorus) et vanlig innslag i denne typen. Mellom tuene av engsyre finnes det sparsomt med mose, oftest av slektene Brachythecium, Plagiomnium og Plagiothecium.

SAMLATABELL — FUGLEFJELLSVEGETASJON

	Strosone			Cochlearia			Rumex			Festuca			Matricaria			Sumpveg.			Stellaria			Litegjøds.								
	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy	F	D	Sy						
<i>Cochlearia officinalis</i>	10	10	7	10	95	10	90	10	20	4	5	10	15	4	15	10	5	10	5	10	5	10								
<i>Rumex acetosa</i>	3	3	4	10	+	4	10	10	80	10	90	5	20	9	10	10	10		3	5	9	10								
<i>Matricaria maritima</i>	9	5	5	+	6	5	9	10	7	2	10	5	4	5	10	70		4	35	9	60									
<i>Stellaria media</i>	5	5	+	+	6	15	+	+	6	5	+	+	4	5	8	5		+	+	3	2									
<i>Poa alpigena</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	4	5	+	+		7	55	5	10									
<i>Angelica archangelica</i>							3	5	+	+	10	85	10	85	+	+		+	+	+	+									
<i>Festuca rubra</i>							6	10	+	+	5	10			+	+														
<i>Rubus chamaemorus</i>							4	5																						
<i>Silene dioica</i>							3	3			3	3																		
<i>Trifolium europaeum</i>							+	+			4	3																		
<i>Euphrasia frigida</i>							+	+			5	2																		
<i>Cerastium fontanum</i>							3	3			3	3																		
<i>Epiobium angustifolium</i>							+	+			4	20																		
<i>Sedum rosea</i>																														
<i>Caltha palustris</i>																														
<i>Stellaria nemorum</i>																														
<i>Polygonum viviparum</i>																														
<i>Cornus suecica</i>																														
<i>Solidago virgaurea</i>																														
<i>Vaccinium myrtillus</i>																														
<i>Salix herbacea</i>																														
<i>Campanula rotundifolia</i>																														
<i>Deschampsia flexuosa</i>																														
<i>Hieracium spp.</i>																														
<i>Vaccinium vitis-idea</i>																														
<i>Lichnis alpina</i>																														
Moser																														
Alger	10	20	10	5	10	5	5	15	5	20	5	2	7	20	8	10		5	15	3	10									
Karplanter pr.							6	2	10	5										8	5									
4m: rute	1,2		2,9		1,8	2,9	5,5		4,0		4,3	4,8			3,8			3,7		4,3						12,3				

Lavfrekvente arter er utelatt.

F = frekvens, 1-10.
 + = frekvens lavere enn 3.
 D = dekningsgrad, %

Ho = Hornøya
 Sy = Syltefjordstauran

Foruten disse fire hovedtypene av fuglefjellsvegetasjon finnes det på Hornøya noen andre typer fuglegjødset vegetasjon som dekker mindre arealer. I fuktige sig og drag finnes det en nærmest sumpaktig vegetasjon. Denne er dominert av kvann (Angelica archangelica) og/eller bekkeblom (Caltha palustris) og har et stort innslag av skjorbuksurt (Cochlearia officinalis) og vassarve (Stellaria media). Dessuten finnes her sterkt gjødsete dammer helt dekket av kildegras (Catabrosa aquatica) eller setersoleie (Ranunculus hyperboreus). På toppen av øya hvor fuglegjødsetingen er minst er store deler dominert av molte (Rubus chamaemorus).

I Syltefjordstauran finnes fem hovedtyper fuglefjellsvegetasjon. De samme fire som på Hornøya samt en femte, "Matricaria-typen".

1) "Strøsonen"

I dette fuglefjellet er strøsonen enda bredere enn i det foregående, opptil 6-8 meter. Deponeringen av nedfaltt stein og reirmateriale er også mye større, siden fuglefjellet er det. Dybden av strølaget kan sikkert enkelte steder komme opp i et par meter. Grunnet en mere variert topografi og eksposisjon i dette fuglefjellet er strøsonen mere variabel når det gjelder hydrologi enn tilfellet er på Hornøya. På sørvendte lokaliteter kan det øverste laget i godvårs-perioder være knastort, for så i perioder med mye nedbør å forvandles til et sleipt gjørmehav. Som på Hornøya finner en alltid algen Prasiola crispa her, og nesten alltid strandbalderbrå (Matricaria maritima) og skjorbuksurt (Cochlearia officinalis). Dessuten ofte vassarve (Stellaria media) og engsyre (Rumex acetosa). Men dekningsgraden av planter er svært lav grunnet det kontinuerlige strøfallet.

2) "Cochlearia-typen"

Denne vegetasjonstypen er ikke like dominerende i Syltefjordstauran som på Hornøya. Men den er svært vanlig også her, spesielt i de nordligste delene av fuglefjellet og på hyller i sjønære lokaliteter. Det vil si at typen har en tydelig preferanse til skyggefulle eller nordvendte lokaliteter. Disse er fuktige vegetasjonsperioden igjennom. Innslaget av andre arter enn skjorbuksurt er større i denne typen her enn det var på Hornøya. Vanligst er strandbalderbrå (Matricaria maritima) og vassarve (Stellaria media). Dessuten finner en alltid Prasiola crispa. Moser påtreffes ytterst sjelden. På en spesielt skyggefull lokalitet finnes en snøleiepreget og litt ustabil utforming av denne typen, hvor fjellsyre (Oxyria digyna) kommer inn som kodominant.

3) "Festuca-typen"

I dette fuglefjellet har denne typen en noe annen utforming enn på Hornøya, og lokalitetene den finnes på skiller seg noe fra de på Hornøya. Her finnes ingen lundekoloni og typen opptrer mye mer fragmentarisk, og på skrynnere grunn. Ofte hengende i selve berget, eller i svært bratte skråninger. Og generelt på noe mindre gjødsete lokaliteter enn på Hornøya. Ved siden av rødsvingelen er engsyre (Rumex acetosa), vassarve (Stellaria media) og vanlig arve (Cerastium fontanum) de vanligste artene i denne typen i Syltefjordstauran. Seterrapp (Poa alpigena) er også hyppig forekommende, av og til som codominant. Moser er ganske vanlig mellom gresstuene, og også her er det slektene Brachythecium, Plagiomnium og Plagiothecium som hyppigst er

representert.

4) "Rumex-typen"

De frodige urte-engene av storvokst engsyre, er uten tvil den vegetasjonstype som dekker de største arealene i dette store fuglefjellet. Og arten er også den vanligste og mest utbredte når en ser all fuglefjellsvegetasjon under ett. Ofte dekker disse urte-engene hele skråningene, fra kanten av strøsonen og helt ned til havet. Disse engene er åpenbart sterkt fuglegjødslet, selv om gjødselintensiteten kan variere sterkt fra lokalitet til lokalitet, noe de kjemiske jordanalysene viste. Sammenligner en med Hornøya, har utformingen i Syltefjorden mest til felles med "Rumex-typen" under fugleberget i vest på Hornøya. Med andre ord den mest artsfattige utformingen. Engsyra dominerer totalt over alle andre arter og disse oppnår sjelden dekningsgrader utover noen få prosent. Skjørbuksurt (Cochlearia officinalis), strandbalderbrå (Matricaria maritima) og vassarve (Stellaria media) er allikevel som oftest til stede, sammen med Prasiola crispa. Denne algen finnes overalt på gjødslete lokaliteter, men hvis ikke fuktigheten er tilstrekkelig vil en ikke oppdage den med det blotte øye. Det finnes en del mose mellom tuene i denne vegetasjonstypen, det er de samme slektene som går igjen.

5) "Matricaria-typen"

Denne typen dekker forholdsvis begrensede arealer, men må allikevel regnes som en hovedtype da den i motsetning til andre typer som også bare dekker mindre arealer, finnes overalt hvor det er egnede lokaliteter. Arten er jo også vanlig på Hornøya særlig i "Rumex-typen", men som vegetasjonstype finnes den ikke her. "Matricaria-typen" er totalt dominert av strandbalderbrå, ofte er det snakk om nærmest renbestander. Typen finnes på sterkt gjødslete og samtidig veldrenerte, ja ofte helt tørre lokaliteter. Dette vil som oftest si like inntil strøsonen der hvor denne har en sørlig eksposisjon, og substratet under er grovt materiale. Noe forenklet kan en si at denne typen inntar samme plass i fuglefjellet på tørre lokaliteter, som "Cochlearia-typen" gjør på fuktige. Oftest er det i form av et smalt belte mellom strøsonen og den andre vegetasjonen.

Dette er en ekstremt artsfattig type hvor andre arter utenom balderbråen bare oppnår dekningsgrader på noen få prosent. Men det inngår alltid skjorbuksurt (Cochlearia officinalis) og engsyre (Rumex acetosa), og som oftest vassarve (Stellaria media) og Prasiola crispa. Moser ble ikke funnet i typen.

I tillegg til disse hovedtypene finnes det i Syltefjordstauran fuglegjødslet vegetasjon i sørvendte rasmarker, på noe ustabil substrat. Vegetasjonen er her dominert av henholdsvis skogørkvein (Calamagrostis purpurea) og geitrams (Epilobium angustifolium). Dette er store, tilnærmet renbestander, og planteindividene er i mannshøyde eller mer. Disse bestandene står godt gjødslet i umiddelbar nærhet av fugleberget, og begge artene ser ut til å profitere på fuglegjødslingen.

Dessuten finnes her i fuktige, gjødslete bekkesik og drag, en vegetasjon dominert av vassarve (Stellaria media) og skogstjerneblom (Stellaria nemorum). I motsetning til på Hornøya spiller ikke kvann (Angelica archangelica) noen fremtredende rolle i fuktig vegetasjon i dette fuglefjellet. Her står arten slik en ellers finner den i fjellet. Spredt der hvor det er nok fuktighet

og jord til at den kan trives.

Foruten disse vegetasjonstypene dominert av høyere planter, finnes her også interessante lavsamfunn på fuglegjødslet berg og stein. Her dominerer arter av slektene Candelariella, Lecanora, Phycia, Umbilicaria og Xanthoria. Spesielt interessant er enkelte samfunn i moderat gjødslet ur, hvor fjellnavlelav (Umbilicaria virginis), inngår som en av dominantene. Foruten at arten her er ny for Finnmark fylke, er det så vidt jeg kjenner til første gang den er registrert på havnivå utenom Arktis.

Særtrekk ved fuglefjellsvegetasjonen

Hvis en summerer opp særtrekkene, og det som skiller denne fuglefjellsvegetasjonen fra andre vegetasjonstyper, blir de viktigste momentene;

- 1) Vegetasjonen er ekstremt artsfattig, og det er vanlig med tilnærmet renbestander.
- 2) Oftest dominerer en eller noen få arter fullstendig.
- 3) Det er knivskarpe grenser mellom dominantene.
- 4) Følgene av dette er en mosaikkpreget vegetasjon.
- 5) Karplantedekket er meget tett, noe som gjør at kryptogamer spiller en underordnet rolle, unntatt på berg.

ARTS OG VEGETASJONSFORDELING

Det er fremdeles mye ugjort når det gjelder å finne en dekkende forklaring på mange av de botaniske fenomener i fuglefjellsvegetasjonen. Personer som bare har oppholdt seg en kort tid i et fuglefjell, her kanskje vært litt for rask til å forklare all botanisk variasjon ut fra en eneste faktor, nemlig fuglegjødslingen. Men det er vel temmelig klart at det er en hel rekke faktorer eller hypoteser som må vurderes, når en leter etter en forklaring på variasjonen i, og utformingen av fuglefjellsvegetasjonen. Av disse er kanskje de viktigste;

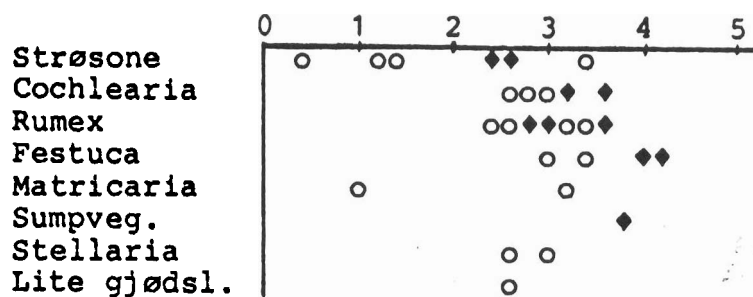
- 1) Gjødsling
- 2) Hydrologi
- 3) Mikroklimate
- 4) Tråkk, graving og annen mekanisk påvirkning fra fuglenes side
- 5) Beiting og slått
- 6) Substratstabilitet

Når det gjelder artsinventaret i fuglefjellsvegetasjonen, så er det nokså klart at gjødseleffekten spiller en hovedrolle. Det ser ut til at mange arter ikke tåler selv små konsentrasjoner av fuglegjødsel. Lyngartene f.eks. forsvinner med en gang et område blir fuglegjødslet. Det ble da heller ikke funnet et eneste individ av noen lyngart på Hornøya. En mulig forklaring kan være at de fleste lyngarter har blad som sitter på over flere sesonger, og som derfor er mere utsatt for for negative langtidsvirkninger av fuglegjødslingen, enn arter som spirer opp fra frø eller rot hver vår. Andre arter igjen, fjellplanter og kryptogamer særlig, er ganske konkurransesvake. De taper derfor i konkurransen om lys og næring, mot de artene som har større evne til raskt å utnytte den forbedrede næringstilgangen til omfattende vegetativ vekst. Konsekvensen av dette er et raskt synkende artsantall med økt gjødsling.

Men når det kommer til å forklare fordelingen av de få, svært gjødsetolerante artene innad i selve fuglefjellet, er det min oppfatning at en må legge vekt på flere faktorer enn bare gjødslingen. Spesielt tror jeg at hydrologi, og mekanisk påvirkning fra fuglenes side, også spiller en avgjørende rolle.

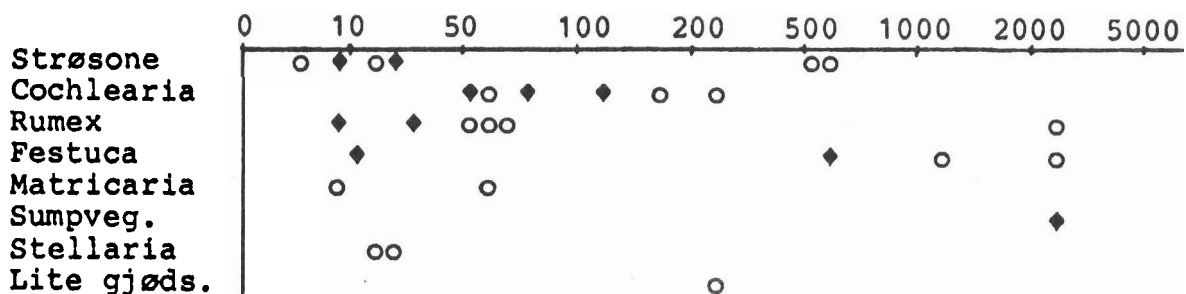
Det er f.eks. ikke mulig å forklare hvorfor rødsvingel (Festuca rubra) er den absolutt dominerende plante i alle botanisk undersøkte lundekolonier i Nordøst-Atlanteren, (Grønlie 1948, Nordhagen 1925, Goksøyr 1938, Rasmussen 1946, Petch 1933, Poore & Robertson 1948, Gillham 1956) bare ut fra gjødslingsfaktoren. Oppholder en seg derimot en stund i en lundekoloni, som Hornøya, går det opp for en at fuglene påfører vegetasjonen en voldsom slitasje. For det første gjennomhuller de bakken med sine reirhuler, og dessuten trækker og sklir tusener av fugler rundt i kolonien hele dagen. Lunda er en notorisk buklander! På Hornøya var ofte vegetasjonen helt flattråkket mange steder, og dette går særlig ut over frodige, saftige planter som f.eks. skjorbuksurt (Cochlearia officinalis). Den nedliggende rødsvingelen med sitt svært tette og sammenfiltrete rotsystem er uten tvil den art som tåler slik tråkk og graving best. Andre arter ville raskt bli tråkket flate eller gravd opp, og offer for erosjon. Dessuten påvirker utvilsomt lundas ganger og reirhuler hydrologien i jorda. En kan ikke se bort fra at rødsvingelen, som jo foretrekker veldrenert grunn, har en konkurranse fordel fremfor mere fuktighetskrevene arter når bakken blir gjennomluftet av utallige reirhull. På Hornøya var rødsvingelens hydrologi-preferanse helt tydelig ved at den i tillegg til lundekolonien også stod som "øyer" på toppen av rygger og tuer i friskere urteeng.

TOTAL NITROGEN (KJELDAL), ‰



o Syltefj. ♦ Horn

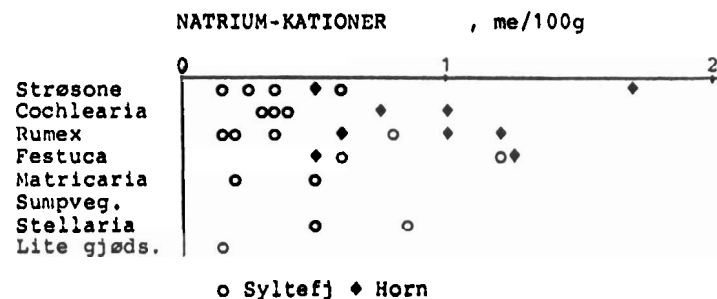
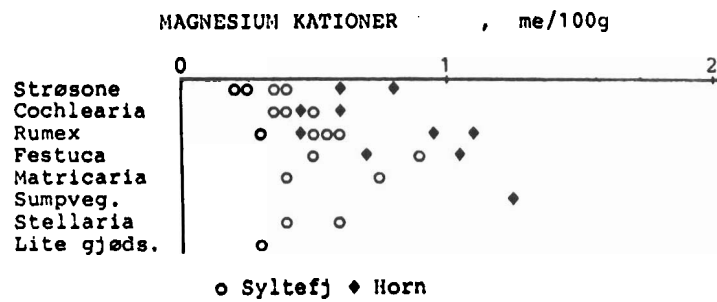
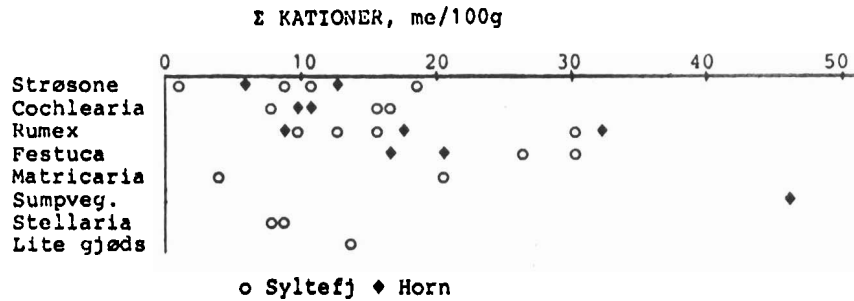
LETTLØSELIG FOSFAT-PO⁴⁻, mg/100g



o Syltefj. ♦ Horn

Også i Syltefjordstauran må en ty til andre faktorer enn bare gjødslingen når en skal forklare fordelingsmønsteret for vegetasjonstypene. "Cochlearia-typen" som på Hornøya er allestedsnærværende, har her en tydelig preferanse til nordvendte eller skyggefulle lokaliteter, uavhengig av gjødslingen. På fuktige lokaliteter er det "Cochlearia-typen" som står sterkt

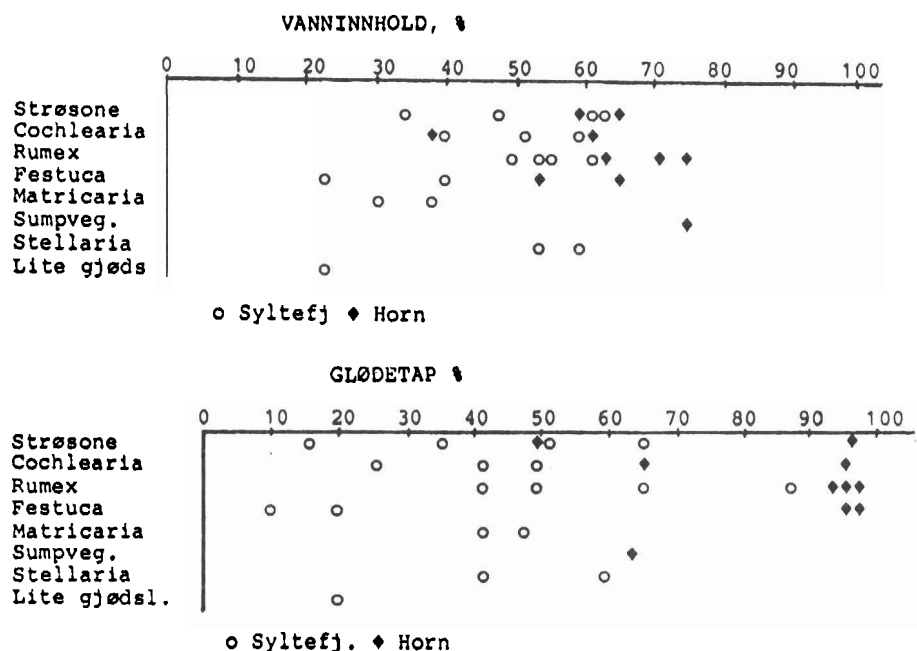
gjødslet inntil strøsonen. Er fugleberget derimot sørvendt og dreneringen god, overtar "Matricaria-typen" i sonen inntil strøsonen. Og er lokaliteten spesielt skyggefull og klimatisk ugunstig, får en en snøleiepreget vegetasjon, hvor fjellsyre (Oxyria digyna) går inn som dominant sammen med skjorbuksurt (Cochlearia officinalis). Disse typene skilte seg ikke klart fra hverandre når det gjelder gjødselkonsentrasjon, i de riktignok altfor få jordprøvene.



Derimot var det en ganske klar forskjell på vanninnhold i jorda disse typene imellom. Når det gjelder den så godt som vegetasjonsfrie sonen rett under selve fugleberget, strøsonen som jeg har kalt den, mener jeg at den hovedsaklig er oppstått grunnet det kontinuerlige "regnet" av fallende stein og reirmateriale. Plantene blir rett og slett begravd. I løpet av høsten og vinteren faller de aller fleste, av de titusener av fuglereir ned. Og at deponeringen av reirmateriale kan være betydelig er det ingen tvil om. Tykkelsen av dette strølaget kan nok i Syltefjordstauran komme opp i et par meter enkelte steder. Denne strøsonen rett under berget blir fra andre fuglefjell, eksempelvis Røst, kalt sterilsonen på grunn av det ytterst sparsomme plantedekket. Og den blir forklart som en følge av overgjødning (Nordhagen 1925 og Grønlie 1948). Men hittil er ikke denne overgjødningsteorien bevist vitenskapelig, hverken ved

kjemiske jordanalyser eller dyrkingsforsøk. I allefall når det gjelder de to fuglekoloniene på Varangerhalvøya kan det ikke være tvil om at det er strøfallet som er hovedårsaken til det manglende plantedekket. Riktignok er dekningsgraden av planter svært liten, men det var det alltid planter tilstede i denne strøsonen. Ofte var det en smal vegetasjonsstripe helt inne ved bergrota der hvor overheng ga ly for strøfallet selv om bergveggen forøvrig var kvitkalket av fugleskitt. De jordprøvene som ble tatt fra denne strøsonen ga svært varierende resultater når det gjelder gjødselkonsentrasjon, og de høyeste verdiene ble ikke målt i denne sonen, men i vegetasjonen like inntil. At det ble målt enkelte svært lave gjødselkonsentrasjoner i denne strøsonen skyldtes sannsynligvis at det forut for prøvetakingen hadde vært uvær og mye nedbør. Det er nemlig ikke usannsynlig at denne sonen, med manglende plantedekke og ofte ustabilitet, er mere utsatt for utvasking enn de tett vegeterte områdene. Men uansett er denne strøsonen et svært vanskelig habitat for planter, på grunn av strøfallet, den utvilsomt sterke gjødslingen og det faktum at hydrologien varierer sterkt med været. I regnvær blir den til et gjørmehav, og i perioder med sol blir overflaten så knastørr at det støver når en går der.

I Syltefjordstauran må dessuten vegetasjonstyper som "Cochlearia"- og "Rumex-typen" vike plass for rasmarkspreget vegetasjon, eksempelvis av den typen hvor geitrams (Epilobium angustifolium) dominerer, når substratet blir for ustabil. Dette skjer uavhengig av gjødslingen.



Så konklusjonen av de kjemiske jordanalysene fra fuglefjellsvegetasjon på Hornøya og i Syltefjorden er at gjødselkonsentrasjonen varierte like mye innad i de enkelte vegetasjonstypene som typene imellom. Og likeledes at arts- og vegetasjonsfordelingsmønsteret ikke lar seg forklare ut fra disse analysene. Et annet interessant trekk ved fuglefjellsvegetasjonen på Hornøya og i Syltefjordstauran, er den beskjedne rollen som gressartene egentlig spiller her. Dette i kontrast til hva tilfellet er

f.eks. på Røst (Grønlie 1948), Rundøy (Goksøyr 1938) og Færøyene (Rasmussen 1946). Dette tror jeg må komme av at det overhode ikke finnes beitedyr i disse to fuglefjellene i Varanger.

På Røst ble engene i fuglefjellet slått i august, og ellers sauebeitet mesteparten av året. Denne sterke sauebeitingen er uten tvil den mest forstyrrende faktor i nesten alle større fuglefjell i hele Nord-Europa, når en skal forsøke å trekke en grense mellom fuglefjellsvegetasjon og annen vegetasjon. For utvilsomt fører beiting og slått til at gressengene blir opprettholdt på bekostning av urtetyper. Og diversiteten blir kanskje større enn den ellers ville ha vært.

Som en oppsummering av vegetasjonsvariasjonen i fuglefjell kan en si at;

- 1) økende fuglegjødsling fører til fallende artsantall, altså er gjødslingen den viktigste faktor som begrenser artsantallet.
- 2) men fordelingen av de gjødseltolerante artene/vegetasjonstypene innad i fuglefjellet er i høy grad også avhengig av andre faktorer som; mikroklima, hydrologi, mekanisk påvirkning og substratstabilitet.

PLANTEGEOGRAFISK Plassering

Svært grovt kan en si at disse to fuglefjellene ligger geografisk og klimatisk midt mellom de vegetasjonsmessig best kjente fuglefjellene vi har, nemlig de på Røst i den boreale sone og de på Svalbard i Arktis. Fra Røst har en jo Grønlies arbeide (1948), og fra Svalbard en del eldre materiale, samt Eurola & Hakalas (1977), og pågående og upubliserte arbeider fra miljøet ved Universitetet i Tromsø.

Det har lenge vært diskusjon om den plantegeografiske plasseringen av de nordligste delene av Fennoskandia generelt, og den ytterste kyststripa på nordsida av Varangerhalvøya spesielt (Hustich 1960, Sjörs 1963, Ahti et al 1968, Young 1971 og Elvebakk 1985). Jeg mener jeg at fuglehekkings-området ytterst på Varangerhalvøya oppfyller en del arktiske/hemiarktiske kriterier;

- 1) Det ligger nord for 10°C-isoterme for middeltemperatur for juli. Makkaur, som er nærmeste meteorologiske stasjon til Syltefjorden har et juli-middel på 9,8°C, Vardø bare 9,1°C.
- 2) Området ligger nord for den polare skoggrensen. Her finnes ikke engang kratt, bare spredte enkeltindivider av gråvier på spesielt gunstige lokaliteter.
- 3) Når det gjelder høyere planter er innslaget av nordlig/alpinearter eller underarter markant. Her er en; nordlig-alpin underart av rødsvingel (Festuca rubra), en nordlig underart av strandbalderbrå (Matricaria maritima), en nordlig-alpin art av gulaks, nemlig fjellgulaks (Anthoxanthum alpinum), en nordlig-alpin art/underart av engrapp, nemlig seterrapp (Poa alpigena).
- 4) Likeså gir tilstedeværelsen av setersoleie (Ranunculus hyperboreus) og ishavsstjerneblom (Stellaria humifusa), fuglefjellsvegetasjonen et klart nordlig/hemiarktisk preg.
- 5) En del boreale arter som ellers er svært vanlig i fuglefjell i Finnmark mangler her, eller forekommer bare svært sparsomt; strandsmelle (Silene maritima) mangler på Hornøya, og finnes bare ytterst sparsomt på sørvendte lokaliteter i Syltefjorden,

vendelrot (*Valeriana* sp.) mangler i begge fuglefjell,
 dåearter (*Galeopsis* spp.) mangler i begge fuglefjell,
 og arter som rød jonsokblom (*Silene dioica*) og geitrams
 (*Epilobium angustifolium*) finnes nesten bare sørvendt.

- 6) Når det gjelder lav er innslaget av nordlige/alpine arter her det største for noen plantegruppe. *Candelariella arctica*, som er den mest utbredte dominant blant lavene, er jo en ren "nordlending" i norsk sammenheng. Og Umbilicaria-samfunnene i gjødslet ur, hvor fjellnavlelav (*U. virginis*) inngår som dominant, er uten parallell utenfor Arktis.
- 7) Når det gjelder moser er bildet noe mere blandet. Men tilstedeværelsen, voksestedene og forholdet til fuglegjødslingen for arter som kadavermose (*Aplodon wormskioldii*), myrfiltmose (*Aulacomnium palustre*) og fjellfiltmose (*A. turgidum*) er ikke ulikt det en finner i fuglefjell på Svalbard.
- 8) Et annet fenomen som er svært tydelig i Syltefjordstauran, er den markante forskjellen på vegetasjonen i sør- og nordvendte fugleberg. En slik forskjell finnes ikke beskrevet fra noe fuglefjell i den boreale sone. Derimot er det et karaktertrekk for fuglefjell i lavarktisk, og er meget godt beskrevet fra SV-Grønland (Salomonsen 1979).

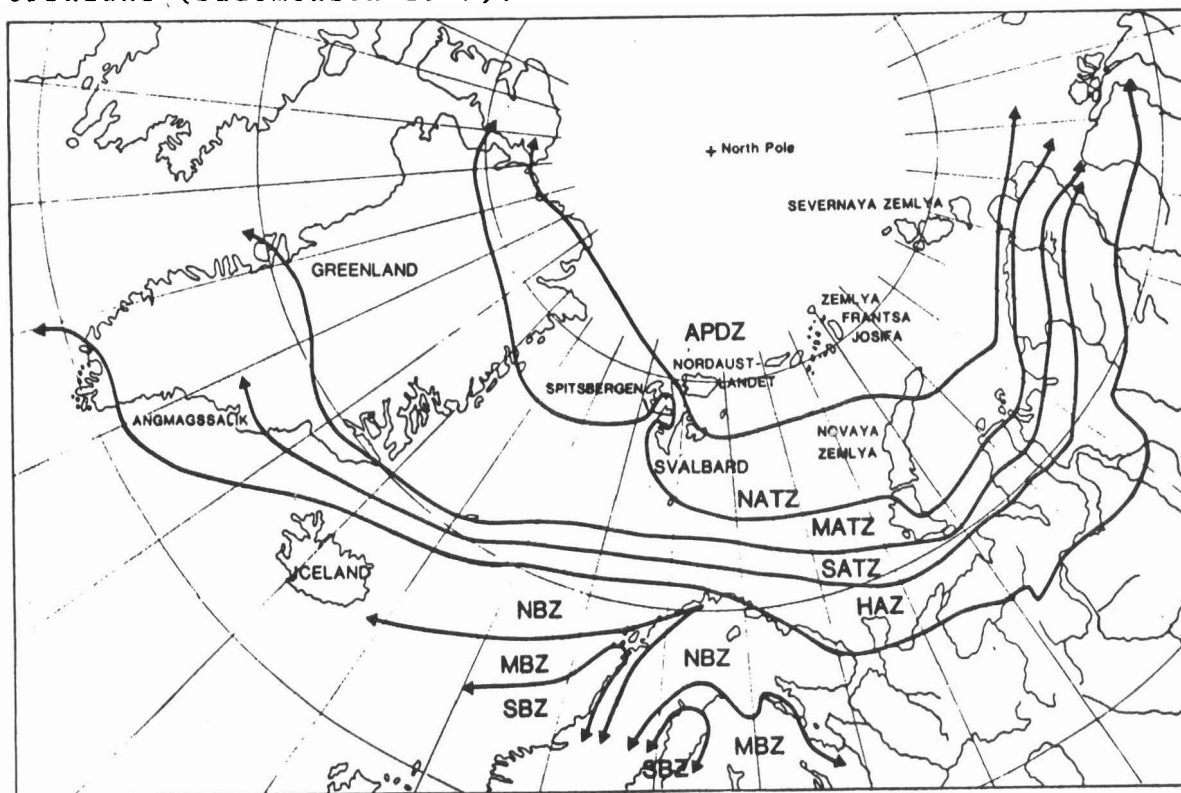


Fig. 3. Subdivision of the European Arctic and adjacent areas. APDZ = Arctic polar desert zone. NATZ = Northern arctic tundra zone. MATZ = Middle arctic tundra zone. SATZ = Southern arctic tundra zone. HAZ = Hemiarctic zone. NBZ = Northern boreal zone. MBZ = Middle boreal zone. SBZ = Southern boreal zone. The borders drawn at sea do not represent a classification of marine areas.

Etter ELVEBAKK (1985).

Alt dette tatt i betraktning mener jeg det er så mange arktiske trekk i klima og vegetasjon, at fuglefjellsvegetasjonen på Hornøya og i Syltefjordstauran kan karakteriseres som hemiarktisk (Elvebakk 1985). Denne ytterste kyststripen på Varangerhalvøya ligger i en overgangssone mellom den boreale og den arktiske sone. Og i en slik overgangssone vil det boreale innslaget i

vegetasjonen være dominerende på lokalklimatisk gunstige lokaliteter, og det arktiske på tilsvarende ugunstige lokaliteter.

LITTERATUR

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northern Europe. *Ann. bot. fenn.* 5: 169-211.
- Barrett, R. T. & Vader, W. 1984. The status and conservation of breeding seabirds in Norway. ICBP Technical Publication No. 2: 323-333.
- Bruun, I. 1967. Standard normals 1931-60 of the air temperature in Norway. Climatological summaries for Norway. 270 s. Oslo.
- Dahl, O. 1934. Floraen i Finnmark fylke. *Nytt Mag. for Naturv.* 69.
- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, Vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndept. Rapport T-541: 1-357.
- Eurola, S. & Hakala, A. 1977. The bird cliff vegetation of Svalbard. *Aquilo, Ser. Bot.* 15: 1-18.
- Gillham, M. E., 1956. Ecology of the Pembrokeshire Islands. IV. Effects of Treading and Burrowing by birds and Mammals. *Journ. Ecol.* 44: 51-82.
- Goksøyr, H., 1938. Das Pflanzenleben auf Rundøy, Sunnmøre in Norwegen. Det Norske Vitenskaps-Akademi. Oslo.
- Grønlie, A. M., 1948. The Ornithocoprophilous Vegetation of the Birdcliffs of Røst in the Lofoten Islands, Northern Norway. *Nytt Mag. for Naturv.* 86: 117-243.
- Hustich, I. 1960. Plant geographical regions.-I: Sömme, A.(ed.) *A Geography of Norden*, p. 54-62. Oslo.
- Kristensen, T. 1979. En plantegeografisk undersøkelse av Nordkyn halvøya i Finnmark. Hovedfagsoppg. ved Univ. Trondheim. 315 s.
- Nordhagen, R., 1925. Om sammenhængen mellem fuglelivet og vegetationen paa Røst i Lofoten. *Naturen*. Bergen.
- Petch, C. P., 1933. The vegetation of St. Kilda. *Journ. Ecol.* 21: 92-100.
- Poore, M. E. D. & Robertson, V. C. 1949. The Vegetation of St. Kilda in 1948. *Journ. Ecol.* 37: 82-89.
- Rasmussen, R., 1928. *Festuca rubra* L. var. *Fraterculae* nov. var., a remarkable Variety from Færøes. *Nyt Mag. for Naturv.* 66.
- 1946. Vegetationen i de færøske Fuglebjerge og deres nærmeste Omgivelser. *Botanisk Tidsskrift* 48: 46-70.
- Salomonsen, F., 1979. Ornithological and ecological studies in S. W. Greenland (59°46'-62°27'N.lat.) *Meddr. Grønland* 204, 6.
- Sjörs, H. 1963. Amphi-Atlantic zonation, nemoral to Arctic.-I: Löve, A. & Löve, D.(ed.) *North Atlantic biota and their history*, 109-125. Oxford etc.
- Summerhayes, V. S. & Elton, C. S., 1928. Further Contributions to the Ecology of Spitsbergen. *Journ. Ecol.* 16: 193-268.
- Young, S. B. 1971. The vascular flora of St. Lawrence Island with special reference to floristic zonation in the arctic regions. *Contrib.Gray Herb.Harvard Univ.* 201: 11-115.

POPULATION BIOLOGY AND ECOLOGY OF THE HERBACEOUS PERENNIAL
PEDICULARIS DASYANTHA, (SCROPULARIACEAE) BRØGGERHALVØYA, SVALBARD
ARCHIPELAGO.

Ann Marie Odasz
Botany Department
Institute of Biology and Geology
University of Tromsø
N-9000 Tromsø, Norway.

Abstract

Population structure of the arctic herbaceous perennial, Pedicularis dasyantha, was analysed in five communities of 3 Dryadion association types on dolomitic limestone ridges, Brøggerhalvøya, Svalbard. An investigation of 549 individuals of this rare and protected species in a total of 93 m² showed highest frequency of vegetative leaf-rosettes (16), generative shoots (2.4) and total leaf number (146) meter⁻² in the Nardino-Dryadetum association, middle values in the three Rupestri-Dryadetum sites (means = 8, 1.3 and 59, respectively) and lowest in Tetragano-Dryadetum site (2.9, 0.5 and 27 respectively). Significant difference in the population life state spectrums of P. dasyantha was detected between sites with differing slope and mesotopography within Rupestri-Dryadetum vegetation. P. dasyantha in Nardino-Dryadetum vegetation, on well-drained south-facing slopes of 18-45%, had a higher regeneration capacity than Tetragano-Dryadetum by 3-fold. Correspondingly, in the site classification model of favorability, the proportion of standing-dead individuals decreased from 53% in the limiting Tetragano-Dryadetum vegetation to 13% in the most favorable Nardino-Dryadetum site.

Slope is an important site factor influencing P. dasyantha demographics and growth. Favorable environments are the well-drained steep slopes, which are early free of snow and not affected by local reindeer grazing. Difference in life states typical of r- and K- selection were significant ($p < 0.001$); abundant small juvenile leaf rosettes, products of high reproductive effort, (r-selection), were in sites with high numbers of dead plants which produced only one generative shoot.

Introduction

Few population biology investigations focus on northern herbaceous perennials in their natural habitat (e.g. Spiranthes spiralis; Wells, 1967, Phleum alpinum; Callaghan, 1973; and Carex bigelowii; Callaghan 1976). Any scheme of management for arctic herbaceous perennials in natural variable and severe environments requires a knowledge of population dynamics of concerned species. Much of the present knowledge of population biology is based on the experimental approach and often on horticultural and forestry species with agri-economic implications, therefore, a large number of grassland and woodland species have been studied (Harper and Sagar, 1953; Wells, 1967; Kerster, 1968; Williams, 1970; Tamm, 1972; Sarukhan and Harper, 1973; Sarukhan, 1974; Sarukhan and Gadgil, 1974; Harper, 1977).

The preservation of population history of overlapping generations typical of herbaceous perennials in the arctic is enhanced by the slow decomposition rates. Population structure can be recorded using the Russian method of grouping individuals by life states which is an alternative to recording formal age, often a poor predictor of size or reproductive activity of a plant. This system is particularly useful for perennial species which may persist in a dormant stage through unfavorable years, resuming productive growth when conditions ameliorate (Rabotnov, 1969).

Perennial life forms, which have large subterranean organs, storing rich energy reserves, dominate the limited arctic flora (Billings, 1974). They quickly produce new leaves at the beginning of the season by rapid relocation of the food reserves from the extensive roots. The leaf rosettes accumulate energy over many seasons before producing flowers. Such strategies have clear survival advantage for herbaceous plants in the periglacial environment.

Rabotnov (1969) terms the sum of the individuals of a community a coenopopulation within which life state proportions and reproductive capacity indicate site favorability for species growth. Coenopopulation spectrums in favorable and stable sites are expected to have a K-selection pattern whereas those in tenuous habitats and pioneer sites have greater reproductive effort, the r-selection pattern, maintaining population of individuals with shorter life expectancy.

Demographic status of plant populations, which are subjected to various combinations of environmental conditions, elucidates optimal conditions for species reproduction and growth. The Russian method, using life states to define establishment, maintenance or degeneration, is a sensitive means of detecting environmental change (Rabotnov, 1969). Although this method is not yet commonly used outside Russia (Harper, 1977), it provides information on long term ecosystem change required for environmental monitoring and management of protected and threatened rare species.

The protected arctic herbaceous perennial, Pedicularis dasvantha (Trautv.) Hadac, is an attractive species for population studies because, although it is uncommon and has a narrow ecological amplitude, populations are relatively large where it does occur. In addition, it has well-defined individuals which are readily grouped into life states with no confounding vegetative cloning dispersing of energy reserves and making distinction of individuals difficult.

Pedicularis dasvantha is probably the most striking vascular plant on Svalbard on account of the densely flowering inflorescence, and has been mentioned in the literature for over 100 years (Aurivillius, 1883). Authorities are many for this pubescent arctic species; Pedicularis dasvantha Hadac sp. nova (Hadac, 1944), P. dasvantha (Trautv.) Hadac (Love and Love, 1961, 1975), Pedicularis lanata (Aurivillius, 1883; Resvoll-Holmsen, 1909, 1927), P. lanata var. dasvantha (Scholander, 1934; Hadac 1944), P. lanata var. dasvantha Trautv. (Hulten, 1968), P. lanata (Willd.) Cham + Schlecht. (forma dasvantha) (Mathiesen, 1921), P. lanata (Willd.) Cham + Schlecht. subsp. dasvantha (Trautr.) Hulten (Engelskjøn, 1979).

In 1921 Mathiesen wrote: "the first vegetative stage of the sympodial hemicryptophyte, P. dasvantha, may be confined to two years so that the main axis of the young plant, after the formation of two consecutive leaf rosettes, forms an inflorescence in the third year, a shoot portion with elongated internodes. During the winters, buds are protected by the abundant withered leaves, the enlarged leaf bases and the pubescence along the leaf margins". However, observations in the present investigation indicate that a longer period is required before reaching the generative stage.

This paper presents a comparative population biology study of 549 P. dasyantha individuals under field conditions in five permanently located quadrats of three Dryadion vegetation types; Tetragano-Dryadetum (1), Nardino-Dryadetum (1) and Rupestri-Dryadetum (3) (Rønning, 1965), and aims to answer the following questions:

1. What are the essential demographic features of P. dasyantha coenopopulations on Svalbard?
2. Which of the Dryadion communities on Svalbard are most favorable for P. dasyantha growth? Which environmental and vegetational factors influence proportions of life states, regenerative capacity and the aboveground:belowground biomass ratio?
3. Does the perennial life strategy in addition to phytogeographical evidence make persistence of P. dasyantha on Svalbard likely through the late Weichselian glaciation, and possibly earlier?

Study Area

Investigations were conducted on Brøggerhalvøya and Blomstrandhalvøya in the inner Kongsfjorden (Figure 1). Sites are located between 10 and 20 km from the Ny Alesund weather station (78° 55'N, 11° 56'E) where mean annual temperature is -5.8, mean July temperature is 5.2 and annual precipitation is 38 cm with less than 50% falling as rain (Aune, 1982). July 1985 was warm. Mean temperature was 6.2 and maximum temperature was 13.5. P. dasyantha began flowering in favorable sites July 6. By August 2 the majority of generative plants had produced seed capsules.

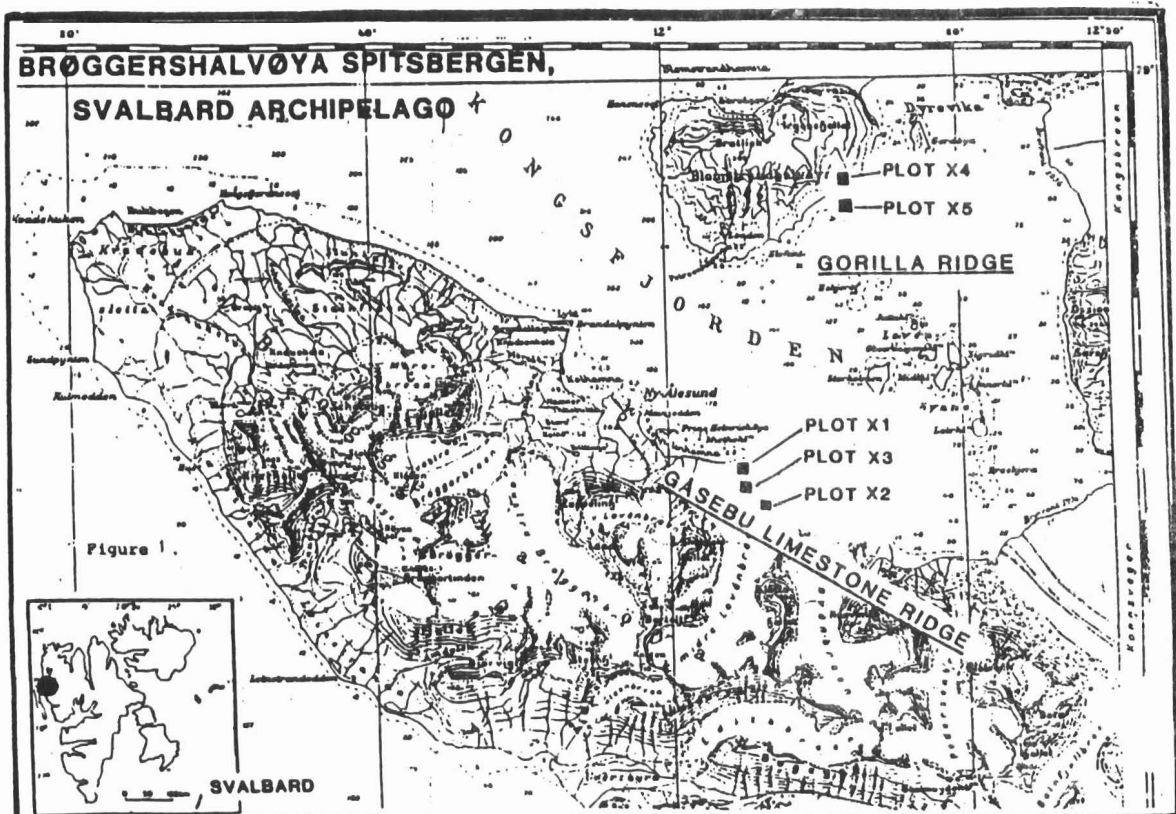


Figure 1. Study site location Spitzbergen, Svalbard Archipelago.

Geology of the area is dominated by the Hecla Hoek formation. Bedrock consists of Carboniferous to lower Permian dolomitic limestones, siltstones, and conglomerates (Hjelle and Lauritzen, 1982). Glaciers extend through valleys and fill mountain cirques. Ice distribution was limited in this region during the late Weichselian. Large granitic erratics are positioned on the dolomitic limestone ridges close to study plots and must have been deposited at least 12 ka when the Kongsvegen glacier receded up the fjord. Amino acid data and ^{14}C dated samples for the Brøggerhalvøya peninsula indicate that it was more than 90 ka that the shallow Forlandsundet, between the peninsula and Prins Karls Forland, was filled with glacier ice (Miller, 1982). Pedogenic processes have continued since at least 12 ka and up to 130-290 ka in ice-free sites on Brøggerhalvøya (Forman and Miller, 1984). Of the predominating vegetation types in the area Dryadion has the lowest average soil moisture content and the highest average summer temperature at ground surface and 2 cm depth (Sendstad and Sveum, 1985). Local Dryadion vegetation soil profiles have pH 7.2 - 7.5 and, while other communities have soil nitrogen content of 2.1 - 3.1%, the Dryadion have 3.9 - 4.4% (Hermansen, 1979).

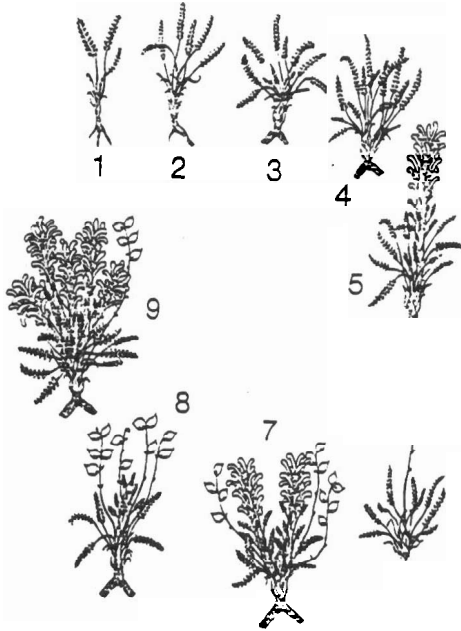
Phytosociology on the peninsula has been described, mapped, and analysed extensively (Brossard, 1977, 1980a, 1980b; Brattbakk, 1979, 1981, 1985; Hermansen, 1982; Elvebakk, 1985; Øritsland, 1985). Dryadion associations; Tetragano-Dryadetum, Nardino-Dryadetum, and Rupestri-Dryadetum dominate dry tundra and raised beach ridges. Saxifraga oppositifolia-Cetraria delisei communities cover extensive moist areas and delta systems. Deschampsia alpina communities are common in better-drained sites and Oxyria digyna and Drepanocladus uncinatus vegetation cover snow accumulation sites. Other moss-dominated communities; Calliergon obtusifolium, Catoscopium nigratum and Tomenthypnum nitens are in very wet habitats. Coastal meadow vegetation is composed of Puccinellietum phryganodis, Caricetum ursinae, Caricetum subspathaceae, Bryo-Dupontietum Fischeri, and Dupontia pelligera community types (Rønning, 1965; Brattbakk, 1979; Elvebakk, 1979; Hermansen, 1979). Reindeer, and a variety of birds; snowbunting and Ptarmigan, graze on the vegetation.

Methods

Life states

The demographic investigation of P. dasyantha coenopopulations was initiated in early July, 1985. At each site quadrats were permanently marked on the ground in adjacent 1m^2 sections. A total of 93 m^2 were marked in Tetragano-Dryadetum, Nardino-Dryadetum and Rupestri-Dryadetum. All living and dead individuals were located, permanently marked with a numbered stake and mapped for future reference.

Life states (Table 1), based on a modification of the Rabotnov (1969) system for herbaceous perennials, were recorded for all 549 individuals.

Table 1. Life states of *P. dasyantha*.**Living individuals****Vegetative stages**

- Life state-1 Juvenile plants, small sterile leaf rosettes with 3-10 leaves
 Life state-2 Immature plants, medium size sterile leaf rosettes with 8-12 leaves
 Life state-3 Mature virginile plants, robust sterile leaf rosettes with 14-27 leaves
 Life state-4 Multiple sterile leaf rosettes

Generative stages

- Life state-5 First flowering generative shoot
 Life state-6 One old shoot, no present flowers
 Life state-7 Flowering generative shoot(s) and 2-4 old shoots
 Life state-8 2-4 old shoots, no present flowers
 Life state-9 Flowering generative shoot(s) and >4 old shoots
 Life state-10 >4 old shoots, no present flowers

Dead individuals

- Dead state-11 one generative shoot before death
 Dead state-12 two generative shoots before death
 Dead state-13 3-4 generative shoots before death
 Dead state-14 >4 to maximum 27 generative shoots before death

In addition, total number of sterile leaf-rosettes on each individual, rosette size and leaf number were recorded. Old generative stalks on all individuals were counted and, based on field experience and observations, estimated an age of 1,2,3,4 or >4 years.

Reproductive capacity

In calculating reproductive capacity, number of generative stalks and number of flowers m^{-2} , grazed plants were assigned the population mean values for sterile rosette leaf number, for inflorescence flower number, leaf number and height. Random grazing of plants is assumed.

Aboveground:belowground Biomass

A:B biomass partitioning was determined for 18 plants collected July 25, 1985 in Rupestri-Dryadetum vegetation. Percent dry weight per plant and dry weight of plant parts; shoots, leaves and roots, was determined. In the attempt to excavate all below-ground parts some tiny roots and haustoria may have remained intact with host plants.

Results and Discussion**Local Distribution**

In the Brøggerhalvøya area, *P. dasyantha* is restricted to southern exposures on dolomitic limestone ridges and is an extreme thermophillic species. Consequently, the *P. dasyantha* distribution parallels the slight

increase in mean temperature due to exposure and slope. Mean July 1985 temperatures along a transect crossing a limestone ridge, were between 9.34 and 9.80°C except on the south-facing slope where P. dasyantha was abundant. Here mean temperature was 10.05°C (D. Joly pers. comm.). Furthermore, average summer temperatures for good weather, mediocre weather and bad weather days are consistently higher on this south-facing side of the ridge, where population plots X1, X2 and X3 are located, even when north winds from the ice bearing fjord or when south winds from the Loven glaciers are considerable (Joly, 1982).

The well-drained limestone ridges were covered with tundra-like Dryadion vegetation and, although a rare plant on Svalbard, P. dasyantha was abundant in these Dryadion associations; Rupestri-Dryadetum, Nardino-Dryadetum and Tetragano-Dryadetum. Rupestri-Dryadetum is widespread with a high cover of Drvas octopetala and Carex rupestris and lesser amounts of Silene acaulis, Saxifraga oppositifolia and Polygonum viviparum. Rønning (1965) and Hermansen (1979) also report the presence of P. dasyantha in this community. Although Elvebakk (1979) includes this association in his vegetation tables he shows no record of P. dasyantha cover. Nardino-Dryadetum and Tetragano-Dryadetum are limited in areal distribution but have good cover of P. dasyantha. The former is on steeper wind-blown sites often free of snow during winter and snow-free early in spring and the latter in shallow depressions and on snow accumulation sides of raised features.

This basophilous-circumneutral ridge vegetation is included in the syntaxon Kobresio-Dryadion Nodh. 36 of the middle arctic tundra zone and belongs to the circumarctic order Kobresio-Dryadetalia Br.-Bl.48. The class is circumarctic-alpine, named Carici rupestris-Kobresietea bellardii by Ohba in 1974 (Elvebakk, 1985).

Although a semiparasite (Mathiesen, 1921) and numerous haustoria were found connecting it to Drvas, Salix and Carex spp., P. dasyantha's common occurrence on bare limestone gravels suggest it is also capable of leading an independent existence.

Life States

Of the 549 P. dasyantha individuals recorded in 93 m² 356, or 65%, were living and 193 were dead and well preserved in original position. Although demographic records (Table 2) include survivors in all life states, recorded standing dead have reached generative stage at least once because these are identified by old flowering stalks which remain upright and decompose slowly. One dead individual had 27 old upright stalks.

The observed life state spectrum contradicts Mathiesens (1921) statement above and suggests a vegetative period of at least many years before

Table 2. Population structure statistics of the five plots in m-2.

PLOT	Plants	Rosettes	Leaves	Flower Stalks	Dead Stalks	Live
X1	3.4	3.7	29.7	0.4	7.0	2.0
X2	4.7	2.9	26.7	0.5	9.9	2.2
X3	11.6	12.9	92.2	1.4	23.9	8.2
X4	6.6	16.0	145.8	2.4	13.0	5.8
X5	8.0	7.6	54.9	2.2	15.2	6.0
TOTAL	34.3	43.1	349.3	6.9	69.0	24.2
MEAN	6.86	8.62	69.86	1.38	13.8	4.8
SD	3.18	5.71	49.91	0.93	6.44	2.67

PLOT	% Living	% Dead	% of Total Stalks		
			Sterile	Flowering	Dead
X1	59	41	33.0	3.6	63.4
X2	47	53	21.7	3.5	74.7
X3	71	29	34.4	1.9	63.6
X4	87	13	50.9	7.8	41.3
X5	75	25	30.2	8.9	60.9
TOTAL	341.0	159.0	170.0	25.7	303.9
MEAN	68.2	31.8	34.0	5.1	60.8
SD	15.3	15.3	10.6	3.0	12.1

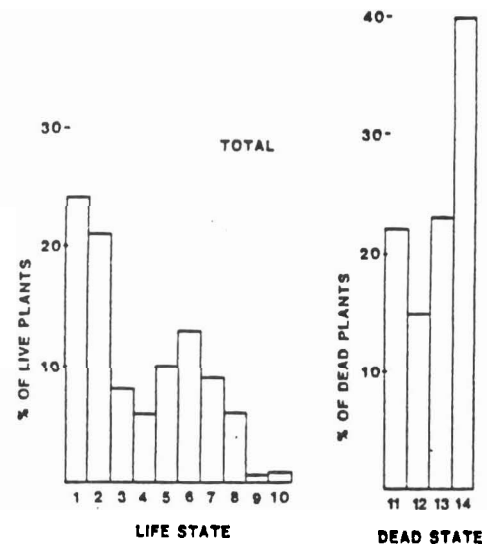


Figure 2. Histogram showing the percent plants in each life state for 549 *P. dasycantha* sampled.

flowering. Three size classes of single juvenile sterile rosettes were distinguished; life state-1, small (1-5 leaves); life state-2, medium size (5-12 leaves) and life state-3, large pubescent rosettes (12-28 leaves), which likely produce a generative stalk the following year. Life state-4 is a vegetative stage with multiple rosettes which has never bloomed. Production of these successive vegetative stages extends the time necessary for the accumulation of sufficient energy for flowering and is the significant evolutionary adaptation of the perennial. The relationship between size of rosette before flowering and flower production has been shown by Newman (1965).

Peaks in life states of the overlapping generations (e.g. life state-6, Figure 2) represents good establishment during lengthly or favorable growing seasons as indicated in Plot X3 (Figure 3). Length of growing season in the arctic is the major limiting factor for the fitness of a species and is independent of the other limiting factors; temperature, water and nutrient availability and incoming radiation. If the season is too short the individuals cannot replentish expended resources used earlier in the season for leaf-growth (Chapin, 1986).

Accordingly, the early life states are most sensitive and the common fate of these plants under natural conditions is to die before reaching maturity. Consequently, population explosions are often followed by high mortality rates. Such, a basic tenet of Darwins natural selection, is illustrated by the overall decline in numbers of individuals reaching the advanced life states (Figure 2).

The depletion rates vary among the five populations. Figure 3 population structure histograms are placed along the r- to K- selection continuum with Plot X2 and Plot X4 representing extremes of the gradient. Such variation has been observed in Primula veris (Tamm, 1972) and Hieracium floribundum (Thomas and Dale, 1974). Different populations of these species also exhibit life state spectrums typical of r- and K- selection (Pianka, 1978).

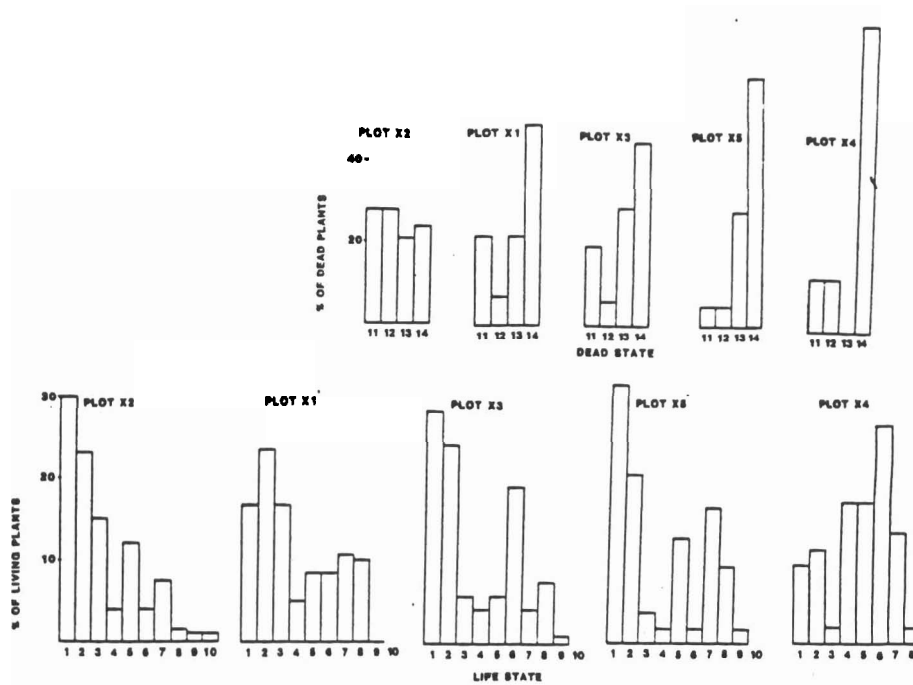


Figure 3. Histograms showing the numbers of individuals in each life state in each population plot.

Table 3. Life state no. n-2 and proportion of total for the five population plots. See Table 1 for life state description.

PLOT (no. n-2 / % of living)	LIFE STATE										DEAD STATE			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
X1	0.33	0.47	0.33	0.10	0.17	0.17	0.23	0.20	-	-	0.30	0.10	0.30	0.70
X1	16.7	23.3	16.7	5.0	8.3	8.3	11.7	10.0	-	-	22.0	7.0	22.0	49.0
X2	0.66	0.50	0.33	0.10	0.27	0.10	0.17	0.03	0.03	0.03	0.70	0.70	0.50	0.60
X2	29.9	22.4	15.0	4.0	11.9	4.0	7.5	1.5	1.5	1.5	28.0	28.0	21.0	24.0
X3	2.27	1.93	0.47	0.33	0.47	1.50	0.33	0.60	-	0.07	0.70	0.20	1.00	1.50
X3	28.3	24.2	5.8	4.2	5.8	19.2	4.2	7.5	-	.8	19.6	5.9	29.0	45.0
X4	0.55	0.66	0.11	1.00	1.00	1.60	0.77	0.11	-	-	0.10	0.10	-	0.70
X4	9.6	11.5	2.0	17.3	17.3	26.9	13.5	2.0	-	-	12.5	12.5	-	75.0
X5	1.89	1.20	0.22	0.11	0.77	0.11	1.00	0.55	-	0.11	0.10	0.10	0.60	1.20
X5	31.5	20.4	3.7	1.9	12.9	1.9	16.7	9.3	-	1.9	5.0	5.0	28.0	61.0
<hr/>														
Juvenile leaf-rossette Totals (Life states 1-4)					Generative stage Totals (Life states 5-10)									
X1	1.2				0.77									
X1	57.2				38.3									
X2	1.59				0.63									
X2	71.3				27.9									
X3	5.00				2.97									
X3	62.5				37.5									
X4	2.32				4.38									
X4	40.4				59.7									
X5	3.42				2.54									
X5	57.5				42.7									

Difference between life states typical of r- and K- selection was significant ($p < 0.001$). Small juvenile leaf rosettes, products of high reproductive effort, were abundant in sites with high numbers of dead plants which produced only one generative shoot. Plot X3 was extreme with 2.27 life state-1 individuals, sterile small leaf-rosettes m^{-2} and 0.7 dead state-11 individuals m^{-2} (Table 3). The relative location of populations along the continuum of r- and K- selection strategies leads to a site classification where higher reproductive effort and shorter half-life (r-selection) (Harper, 1977) indicates severe sites and pioneer zones while abundant longer-living individuals indicate ameliorated and more stable sites (K-selection).

For example, comparison of total individuals m^{-2} and life state distributions of populations (Table 3) leads to the site classification (Figure 4) with Tetragano-Dryadetum in Plot X2 as having the most variable and threatening environmental conditions. Appropriately, Tetragano-Dryadetum (Plot X2) has 71% sterile rosettes and only 28% generative shoots, which is typical of r-selection (Table 3). The majority of plants die early and few individuals reach advanced life states before conditions inhibit further growth. In agreement, the proportion of standing dead increases with environmental severity in the site classification model and is highest, 53%, in Tetragano-Dryadetum, suggesting a pattern of possible good years for seed germination and plant establishment followed by environmental variability and extremes which are detrimental to young plants.

In addition, Plot X2 has a favorable microtopography for seed lodgement. Cracks of hummocks form in frost susceptible soils by upward cell-like displacement of material resulting from freeze-thaw processes (Mackay, 1980). P. dasyantha plants were established on the upper surface and south-facing side of these hummocks. Such sites are snow-free earlier than the lower, surrounding surfaces. Dead individuals, with many old generative stalks, were on lower sides of hummocks, and often on mounds of dead Dryas leaves. Direct solar radiation is required for optimal effective warmth accumulation within the pubescent flowers (Odasz, 1988) and is probably negatively influenced by shading from the relatively dense vegetation of Cassiope in this plot. In addition, Plot X2 (Figure 4) is in a snow accumulation site where a snowbed persists into the early growing season as indicated by a high cover (30%) of Cassiope tetragona, a chionophyll species. This plot is situated lower on the ridge than X1 and X3 and it faces the middle Loven Glacier, and is therefore, vulnerable to direct cold-air drainage. During slightly cooler summers this site probably experiences prohibitively short growing seasons due to persisting snow and, in combination with the cold winds, younger sensitive plants die.

In contrast, the Nardino-Dryadetum has a K-Selection life state spectrum with low recolonization. This site (Plot X4) has 40% sterile leaf-

rosettes and 60% plants which have reached generative stages. Proportion of standing dead is only 13% (Figure 4). The maximum number of stalks observed flowering on one individual was 7, attaining a height of 12 cm, whereas Tetragano-Dryadeton (Plot X2) has 68% sterile rosettes and 32% generative shoots (Table 3). Plot X4 is up above the fjord on a glacial scoured knoll facing due south. The site is often wind-blown snow-free during winter and early spring as indicated by the exposed position and by 40% cover of the moderately chionophobic lichen, *Cetraria nivalis*. Low number of sterile leaf-rosettes probably results from poor germination in the wind-blown, exposed site with only slight topographical variation. If seedlings are produced high mortality is probable but when seedlings do establish, and survive initial life stages, the favorable growth conditions lead to the long life-expectancy.

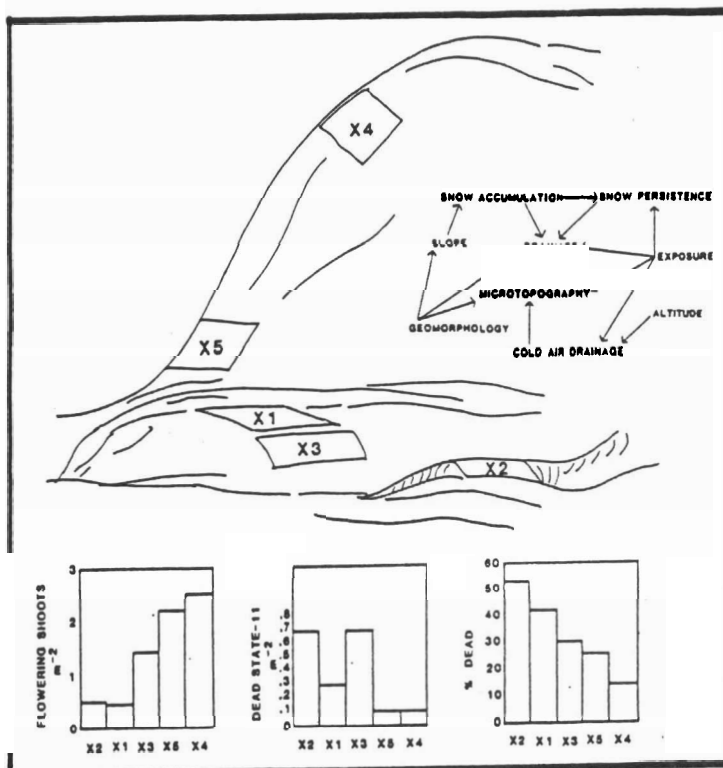


Figure 4. Model of abiotic factors influencing demographics in 5 populations of *Pedicularis oasyantha* in the Kongsfjorden area. See Table 3 for site classification data.

PLOT	Leaves	Flowers	Flowering Stalk (cm)
X1	* 5.85	* 2.75	* 1.65
X2	7.30	4.43	3.25
X3	* 9.83	* 4.88	* 2.93
X4	*32.01	*17.10	14.68
X5	28.89	*18.05	14.83
TOTAL	83.88	47.2	33.39
MEAN	16.77	9.44	7.47
SD	12.6	7.47	6.68

Table 4. Generative plant part statistics.

Plot X4 and X5 are located on Blomstrandhalvøya, 50 and 30 meters, respectively, above glaciers and fjord (Figure 4), and probably receive only limited influence from cold-air drainage. Snow accumulation is slight on these gradients of 45% and 35%, respectively. Plot X5 is below X4, closer to cold-air influence from the fjord. The shallower slope and lower position on the knoll is conducive for slight increase in snow accumulation and greater soil moisture. Such is confirmed by the denser vascular vegetation dominated by *Carex rupestris* and lower cover of *Cetraria nivalis* in Plot X5 than X4.

Table 5. Site characteristics for plots in the site classification model in Figure 5. * a scalar system. 1-10, indicates prominence of characteristics.

Plot	X2	X1	X3	X5	X4
Dryadetum Association	Tetragono	Rupestri	Rupestri	Rupestri	Nardino
Slope (%)	14	11	18	35	55
Exposure	S	S	S	S	S
Altitude mm	9	10	8	30	50
Geomorphology	beachridge side	b-ridge top	b-ridge side	knoll side	knoll top
* Microtopography	8	1	4	3	1
Snow accumulation	7	4	4	3	1
Snow persistence	9	5	5	3	1
Cold-air drainage	9	3	4	2	1
Soil drainage	3	7	5	7	9

Plots X1 and X3 are located higher on the ridge than Plot X2 on Brøggerhalvøya and also receive less cold-air influence from the glacier. The convex mesotopography allows for less snow accumulation than X2. The higher slope in Plot X3, 18%, in contrast to 11% in Plot X1, exhibits a marked increase in the living population density of 8.2 m^{-2} , and 2.0 m^{-2} , (Table 2). In Plot X3, the steep well-drained slope with the direct southern exposure to the low arctic sun, and the irregular topography, enhancing seedling establishment, appear to be the favorable factors influencing the population density. The life state structure in Plot X3 is significantly different than the other plots ($p < 0.001$) with high abundance of life states -1 and -2 (Table 3).

Reproductive Capacity

All life states are components of the coenopopulation unit and consume valuable resources of the site. Here, individuals that stay in the struggle for existence for a long time but don't contribute to reproduction are evolutionarily sterile members of the population, whereas the fitness of this unit is measure by the capacity of the individuals to reproduce. Plots X4 and X5 have ca. twice the number of generative stalks compared to the other 3 plots (Table 2), this indicates the number of generative stalks m^{-2} increases with environmental favorability (Figure 4). This agrees well with previous reports of the relationship (Callaghan, 1974). Accordingly, Plots X4 and X5 have a greater number of flowers m^{-2} than the other plots by 3-4 fold (Table 4) indicating greater fitness which also agrees with the site classification.

Plants in poorer site conditions, even with long growing seasons have limited sexual reproduction. However, in a more favorable site, Plot X4, once individuals become established, the probability of their survival through multiple regenerative stages is high.

The number of leaf-rosettes also increases with the number of generative shoots (and site favorability) in the five plots. This agrees with Tamm (1972), who found a direct relationship between % of rosette living per square meter and percent of flowers forming buds.

In addition, a few larger rosettes aborted blooming in Plot X2 (Figure 4). This site is low and directly exposed to cold-air drainage from the Loven Glacier. Adverse conditions late in the growing season combined with cold-air drainage or drought which can cause an early cessation of flowering (Table 5).

Aboveground:belowground Biomass

In Figure 6, 18 P. dasyantha plants A:B biomass ratios are shown. Individuals are arranged along a gradient of increased dry plant weight. Root weight is plotted as percent of total plant and A:B ratios are shown. Fresh plant weights ranged 0.087 to 2.44 gm, dry plant weights ranged 0.024 to 0.704 gm averaging 32% of the fresh weight. Root weight percentage ranged 22 to 44% with a mean of 35.9% (sd=7.04). A:B ratios of individuals ranged 1:0.28 to 1:0.75.

Substantial belowground storage organs are required for energy storage, water and nutrient absorption and support in the limiting arctic environment. The belowground organs must store energy for more than one resting season in case an occasional growing season is too short or harsh for sufficient photosynthesis to replenish expended reserves. The belowground biomass accumulates during the progression through life states and is buffered from extreme environmental conditions. In contrast, aboveground parts; leaf-rosettes and generative shoots, and to a lesser extent, preformed leaf and bud premordia, are exposed to the climate of the immediate growing season. However, dead aboveground plant tissues accumulate and protect the latter.

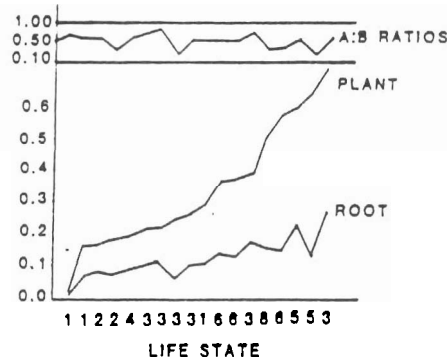


Figure 6. Plant and root dry weights and aboveground:belowground biomass ratio.

Lower belowground biomass in P. dasvantha, average = 1:0.58 (sd=0.16) than the typical for arctic vegetation, 1:5-1:15 (Dennis and Johnson, 1970) may be due in part to the efficiency of attached haustoria which mitigate dependency of the plant on roots parts for water and nutrient uptake. Such low values may also be a result of collecting, July 25th, plants were in peak bloom and large amounts of stored reserves may have been used for plant growth. In addition, species in dry arctic sites generally have lower belowground biomass than those in moister sites (Webber, 1977). However P. dasyantha ratios overlap the A:B ratios of 1:0.6 to 1:3.01 for perennial herbaceous species in the Venezuelan Andes reported by Smith and Klingler (1985) where the nonseasonal cold environments of high tropical mountains are not dependent on large carbohydrate reserves.

Prepleistocene Persistence

The Pedicularis genus origin and highest species number is in the asian mountains with likely migration to the arctic during pre-miocene. A continuous prepleistocene circumpolar distribution, subsequently separated by glacial activity is suggested by the polymorphic forms; four subspecies of the arctic circumpolar P. lanata; adamsii (Siberia), dasyantha (Svalbard), kanei (Alaska), and pallasii (Kamchatka) which are distinguished by glabrous or nonglabrous helmet, lip and filament (Hulten, 1970).

Fossil P. lanata pollen was found in cores of Pleistocene valley-fill sediments in the Koyukuk River Valley, Alaska indicating the species ability to persist in the arctic during Weichselian times. The pollen was found at depths dated to between 29 and 19,7 ka with a pollen complex representing a variety of floodplain communities, meadow-type vegetation and a sedge dominated tundra vegetation with local Salix stands. Climate was colder than present with warm continental summers over much of the Beringia Land Bridge area between 18 and 8 ka; the Bering Chukchi platform, Alaska, north of Alaska Range and north and central Yukon Territories (Young, 1982). A mosaic of vegetation types with depauperate floras is the suggested reconstruction from paleontological, phytogeographical, and ecological studies with P. lanata as part of the flora.

Therefore, existence of P. dasvantha (and associated species) in the ice-free sites on Svalbard during the Weichselian glaciation and possibly earlier is likely. The perennial life cycle would be favored under such limiting conditions because plants may survive severe periods in a dormant state and revert to an active reproductive stage when environmental conditions become favorable.

As shown in Orchids (Tamm, 1972), perennials may disappear from the aboveground population for a year or two. Others have also recorded this phenomenon (e.g. Spiranthes spiralis: Wells, 1967). Harper (1977) states this habit may be more common among perennial herbaceous plants than we know; for example Delphinium species may persist in a dormant state during unfavorable conditions at almost any stage of the life-cycle and remain dormant for several years before making new aerial growth (Epling and Lewis, 1952). Long-term population monitoring will test if this phenomenon is present in P. dasvantha.

Morphological adaptations of P. dasvantha to arctic periglacial conditions include: 1- the perennial habit with successive vegetative rosettes which flower only under favorable conditions, 2- the enlarged root providing support in wind and storage of energy reserves, 3- the capacity to establish on bare gravels and in varied Dryadion communities, 4- the capacity to parasitize host plants, increasing nutrient and water uptake, 5- the efficient local seed-dispersal mechanism; a tall elongate flowering stalk with ballistic action; catapulting 2-3 seed at a time, 6- perpetual self-fertilization (A.M. Odasz, unpubl.), and 7- the capacity to hold inflorescence temperatures 4°C over the ambient air in direct sunlight (Odasz, 1988).

P. dasvantha has a cool and moist climatic distribution; dry to wet meadows, rocky slopes, on dry stony tundra (Hulten, 1968) and stony tundra in arctic Europe (Tutin, 1972). It occurs with Dryas octopetala which requires at least 11°C mean temperature for the warmest month. However, Dryas occurs above the altitudinal limits of Pedicularis along the coast and in the Scandinavian mountains. Therefore, temperature requirements for P. dasvantha are probably higher than those of Dryas. Supporting evidence is the mean temperature for July 1985 at 5 cm and ground surface in a P. dasvantha population was 10°C (sd=3.1) and 14°C (sd=5.6) (Joly,

unpubl.). Mean July temperatures for 3 sites close to population plots X1, X2, and X3 were 13°C, 14°C, and 17°C at 2cm above the ground and 18°C, 19°C and 22 °C respectively within the hairy inflorescence at the same height (Odasz, 1988). Under somewhat cooler, marginal-growth conditions P. dasyantha could have persisted for long periods of time producing just a few leaves each season to replenish energy reserves.

Based on these temperature requirements, the environmental reconstruction requires relatively mild conditions in the ice-free sites for P. dasyantha persistence on Svalbard during the Weichselian. Since glacial advance is more dependent on moisture regimes than temperature change and based on the knowledge that temperature requirements were probably close to 11°C for the warmest month, it is likely that temperatures were not much cooler than present.

Geologic evidence is required to explain glacial ice distribution and potentially ice-free sites for P. dasyantha growth during glacial periods; Forman and Miller (1984) indicate that glacial isostatic emergence was 3 times the eustatic rise in sea level and raised marine terraces on Kvadehuken formed during the uplift with ice confined to adjacent fjords. During the late Weichselian, and probably earlier, parts of Brøggerhalvøya remained unglaciated and may have provided appropriate sites with raised beach gravels dominated by dolomitic limestones, calcareous mudstones and minor quantities of schist (Forman and Miller, 1984) for P. dasyantha, and with even slight ameliorating temperatures, northward migration from ice-free refugia into appropriate sites would be expected (Odasz, in press). The population sites of the present investigation are located between 10 and 25 km from Kvadehuken.

The preceding analyses indicate that the population structure of P. dasyantha differs significantly between associations of Dryadion vegetation and suggests the plant is capable of survival in both stable and changable conditions. However, such a theoretical interpretation based on population structure must be scrutinized in detail on the basis of long term population dynamics and autecological knowledge.

Acknowledgments

Field research was supported by the Polar Institute, National Science Foundation- NATO Postdoctoral Fellowship, and the Marshall Fund. The manuscript benefited from discussions with Yngvar Gauslaa and comments from Eilif Dahl and Olav Rønning.

References

- Antonovics, J. 1972. Population dynamics of the grass Anthoxanthum odoratum on a zinc mine. *J. Ecol.* 60: 351-366.
- Aune, B. 1982. The climate at Norwegian Arctic Stations. *Klima: Det norske meteorologiske institutt.* Sept. 1982 nr. 5.
- Aurivillius, C. 1883. Insektlivet i arktiska l nder. Studier och forskningar foranledda af mina resor i hoga nordn. (ed.) A. E. Nordenskiold, pp. 403-59. F. and B. Beijers Forlag, Stockholm.
- Billings, W. D. 1974. Arctic and alpine vegetation: Plant adaptations to cold summer climates. In (eds.) Ives, J. D. and Barry, R. G. *Arctic and Alpine Environments.* London Methuen pp. 403-443.
- Brattbakk, I. 1979. Strandeng på Svalbard. Hovedf. oppg. Univ. i Trondheim 268 s.
- _____. 1981. Ny Alesund, Brøggerhalvøya, Svalbard. Vegetasjonskart 1:10,000. Museet, Bot. avd., Univ. i Trondheim.
- _____. 1985a. MAB sluttrapport. Kap. 2. Flora og vegetasjon. pp. 10-34.
- _____. 1985b. Indeling av Svalbard og Jan Mayen i vegetasjonsregioner. Nasjonsatlas for Norge. Sept. 1985.
- Brossard, Th. 1980. Classification hierarchique et cartographie experimentale. Exemple d'une toundra sur sandur au Spitsberg. *Bulletin de l'Association de Geographes Francais; No. 474; Paris* 1980. pp. 363-371.
- Callaghan, T.V. 1973. Studies on the factors affecting the primary production of bi-polar Phleum alpinum. In (eds) Bliss, L.C. and Wiegolaski, F.E. *Proc. Conf. Primary Production And Production Processes, Tundra Biome,* pp. 153-167. IBP Tundra Biome Steering Committee, Edmonton, Canada.
- _____. 1974. Intra-specific variation in Phleum alpinum L., with specific reference to polar populations. *Arctic and Alpine Res.* 6: 361-401.
- _____. 1976. Growth and population dynamics of Carex bigelowii in an alpine environment. *Strategies of growth and population dynamics of tundra plants* 3. *Oikos*, 27: 402-13.

- Canfield, R.H. 1957. Reproduction and life span of some perennial grasses of Southern Arizona. *J. Range Management* 10: 199-203.
- Chapin III, F.S. 1986. Environmental controls over growth of tundra plants. (in press)
- Dahl, E. 1961. Pleistocene history of the flora of the North Atlantic Region with special reference to Scandinavia. In *Recent Advances in Botany*. University of Toronto Press.
- Elvebakk, A. 1979. *Plantesosiologi og fenologi i et arktisk område: Stuphallet, Brøggerhalvøya, Svalbard*. Univ. i Trondheim. Hovedf. oppg.
- . 1981. Geological preferences among Svalbard plants. University of Tromsø, Norway.
- . 1985. Higher phytosociological syntaxa on Svalbard and their use in subdivision of the Arctic. *Nord. J. Bot.* 5: 273-284.
- Engelskjøn, T. 1979. Chromosome numbers in vascular plants from Norway, including Svalbard. *Opera Bot.* 52: 1-38.
- Epling, C. and Lewis, H. 1952. Increase of the adaptive range of the genus Delphinium. *Evolution* 6: 253-267.
- Forman, S.L. and Miller, G.H. 1984. Time-dependent soil morphologies and pedogenic processes on raised beaches, Brøggerhalvøya, Spitsbergen, Svalbard Archipelago. *Arctic and Alpine Research*, Vol. 16: 381-394.
- Hadac, E. 1944. Die Gefasspflanzen des "Sassengebietes" Vestspitsbergen. *Norges Svalbard- og ishavs- undersøkelser Skrifter Nr. 87*.
- Harper, J.L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press. 892pp.
- . 1981. The meanings of rarity. In (ed.) H. Synge *The Biological Aspects of Rare Plant Conservation*. John Wiley and Sons Ltd.
- . and Sagar, G.R. 1953. Some aspects of the Ecology of Buttercups in permanent grassland. *Proc. Br. Weed Control Cong.* 1953, pp. 256-65.
- Hermansen, J.E. 1979. *Vegetasjonsøkologi i et Arktisk Område, Brøggerhalvøya, Svalbard*. Hovedf. oppg. Univ. i Trondheim.

- . 1982. Vegetasjonskart fra Brøggerhalvøya, Svalbard. Målestokk 1:500 og 1:50. Museet, Bot, avd., Univ i Trondheim.
- Hjelle, A. and Lauritzen, O. 1982. Geological map of Svalbard (1:500,00). Spitsbergen northern part, sheet 3b. Norsk Polarinstitutts skrifter, 154c.
- Hulten, E. 1968. Flora of Alaska and Neighboring Territories. Stanford University Press. 1008 pp.
- . 1970. The Circumpolar Plants II. Dicotyledons Kgl. Sv. Vet. Akad. Handl. Ser. 4, 13:1. 301 maps. 463 pp. Almquist and Wiksell, Stockholm.
- Joly, D. 1982. Influence du Kongsfjord sur les températures maximales observees aux alentours de la base Francaise du C.N.R.S. au Spitsberg. Norios, 116, Poitiers, octobre-decembre 1982.
- Kacperska, A. 1983. Biochemical and physiological aspects of frost hardening in herbaceous plants. In (Ed.) A. Kaurin Plant Production in the North. Norwegian University Press.
- Kerster, H.W. 1968. Population age structure in the prairie forb Liatris aspera. BioScience 18: 430-432.
- Lambers, H. 1980. The physiological significance of cyanide-resistant respiration in higher plants. Plant, Cell, and Environment, 3: 293-302.
- Lambers, H. 1982. Cyanide resistant respiration : A non-phosphorylating electron pathway acting as an energy overflow. Physiol. Plant. 55: 478-485.
- Love, A. and Love, D. 1961. Chromosome numbers of central and northwest European plant species. Opera Botanica Vol. 5. Lund 1961.
- and ———. 1975. Cytotaxonomical Atlas of the Arctic Flora. J. Cramer fl 9490 Vaduz.
- Mackay, J.R. 1980. The origin of hummocks, western Arctic coast, Canada. Can. J. Earth Sci., 17: 996-1006.
- Mathiesen, Fr. J. 1921. The structure and biology of arctic flowering plants. Reprinted from Meddelelser om Grønland Vol. XXXVII.

- McNaughton, S.J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40: 329-336.
- Meeuse, B.J.D. 1975. Thermogenic respiration in Aroids. *Annual Review of plant physiology*, 26: 117-126.
- Miller, G.H. 1982. Quaternary depositional episodes, western Spitsbergen, Norway: Aminostratigraphy and glacial history. *Arctic and Alpine Research*, 4: 321-340.
- Mølgaard, P. 1982. Temperature observations in high arctic plants in relation to microclimate in the vegetation of Peary Land, North Greenland. *Arctic and Alpine Research*, 14: 105-115.
- Newman, E.I. 1965. Factors affecting the seed production of *Teesdalia nudicaulis*. II. Soil moisture in Spring. *J. Ecol.* 53: 211-22.
- Ogden, J. 1970. Plant population structure and productivity. *Proc N. Z. ecol. Soc.* 17: 1-9.
- Odasz, A.M. 1985. Distributions of 40 rare vascular plants in the Alatna River Drainage of the Central Brooks Range, Alaska. *N.W. Science* (in press).
- Odasz, A.M. 1988. "Periglacial" plant adaptations on Svalbard and in Scandinavia. *Striae. Proceedings of "Senkvartär stratigrafi i Norden 105,000-15,000 B.P."* 1988. (in press).
- Øritsland, N.A. (red.) 1985. Svalbardreinen og dens livsgrunnlag. Avslutningsrapport for MAB-Svalbard prosjektet, 1975-1985. Norsk Polarinstitutt. 1 juni 1985.
- Pianka, E.R. 1978. *Evolutionary Ecology*. Harper and Row. New York.
- Rabotnov, T.A. 1969. On coenopopulations of perennial herbaceous plants in natural coenoses. *Vegetatio* 19: 87-95.
- Resvoll-Holmsen, H. 1909. Lidt om spitsbergens plante vekst-foredrag 18. februar 1909 i Det norske Geogr. Selsk. Trykt i aarbohn for 1909. kra.

- _____. 1927. Svalbards Flora. J.W. Cappelens forlag. Oslo.
- Rønning, O.I. 1965. Studies in Dryadion of Svalbard. Norsk Polarinst. skr. 134: 1-52.
- _____. 1979. Svalbards Flora. Norsk Polarinstitutt, Oslo 1979. Polarhåndbok Nr. 1.
- Sarukhan, J. 1974. Studies on plant demography: Ranunculus repens L., R. bulbosus L. and R. acris L. II. Reproductive strategies and seed population dynamics. J. Ecol. 62: 151-177.
- _____ and Gadgil, M. 1974. Studies on plant demography: Ranunculus repens L., R. bulbosus L. and R. acris L. III. A mathematical model incorporating multiple modes of reproduction. J. Ecol. 62: 921-936.
- _____ and Harper, J.L 1973. Studies on plant demography : Ranunculus repens L., R. bulbosus L. and R. acris L. I. Population flux and survivorship. J. Ecol. 61: 678-716.
- Scholander, P.F. 1934. Vascular plants from northern Svalbard. Skr. om Svalb. og Ish. 62. Oslo 1934.
- Sendstad, E. and P. Sveum. 1985. Jordbunnsøkologi. In (red.) N.A. Øritsland Svalbardreinen og dens livsgrunnlag. Avslutningsrapport for MAB-Svalbard prosjektet, 1975-1985. Norsk Polarinstitutt, 1 juni 1985. pp. 35-61.
- Solomos, T. 1977. Cyanide resistant respiration in higher plants. Annual Review of Plant Physiology, 28: 279-97.
- Steponkus, P.L. 1979. Effects of freezing and cold acclimation on membrane structure and function. In (eds.) H. Mussell and R.C. Staples. Stress Physiology in Crop Plants. John Wiley and Sons, Inc., New York.

- Tamm, C.O. 1948. Observations on reproduction and survival of some perennial herbs. *Bot. Notiser*, 3: 305-21.
- _____. 1956. Further observations on the survival and flowering of some perennial herbs. *Oikos*; 7: 273-92.
- _____. 1972. Survival and flowering of some perennial herbs. III. The behavior of Primula veris on permanent plots. *Oikos* 23: 159-166.
- Wells, T.C.E. 1967. Changes in the population of Spiranthes spiralis (L.) Chevall. at Knocking Hoe National Nature Reserve Bedfordshire, 1962-5. *J. Ecol.* 55: 83-99.
- Williams, O.B. 1970. Population dynamics of two perennial grasses in Australian semi-arid grassland. *J. Ecol.* 58: 869-875.
- Wilmanns, O. 1985. On the significance of demographic processes in phytosociology. In: White, J. (ed.) *The Population Structure of Vegetation*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Wright, Jr. H.E. 1977. Quaternary vegetation history- some comparisons between Europe and America. *Ann. Rev. Earth Planet, Sci.* 5: 123-158.

FAGMØTE I VEGETASJONSØKOLOGI KONGSVOLD 13. - 15. MARS 1988.

Angell-Petersen, Ingerid	Fylkesm. Sør-Tr.lag, 7000 Tr.heim.
Aune, Egil Ingvar	UNIT, Vit.Mus., Bot.avd. 7004 Tr.heim.
Austad, Ingvild	SFDH, Boks 39, 5801 Sogndal
Bakken, Solveig	UNIT, AVH, Bot. inst. 7055 Dragvoll.
Balle, Olav	NIJOS, Boks 115, 1430 Ås.
Bendiksen, Egil	Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Bergmann, Harald	UNIT, Vit.mus. Bot.avd. 7004 Tr.heim.
Bjerck, Lisa Gay Bostwick	UNIT, Vit.mus. Ark.avd. 7004 Tr.heim.
Bjørndalen, Jørn Erik	Inst. naturforv. Boks 39. 1432 Ås-NLH.
Brattbakk, Ingvar	DN, Tungasletta 2, 7000 Tr.heim.
Bretten, Simen	UNIT, Vit.mus. Kongsvold b. s. 7340 Oppdal.
Bruteig, Inga Elise	UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Cramer, Wolfgang	UNIT, AVH, Geogr. inst. 7055 Dragvoll.
Eilertsen, Odd	Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Elven, Reidar	UIT, IBG, Pb 3085, 9001 Tromsø.
Eriksen, May Britt	UIT, IBG, Pb 3085, 9001 Tromsø.
Flatberg, Kjell Ivar	UNIT, AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Flatby, Stein	Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Foss, Bente Sagsletten	UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Fottland, Håkon	NISK Bergen, 5047 Fana.
Fremstad, Eli	Økoforsk, UNIT Museet, 7000 Tr.heim.
Hafsten, Ulf	UNIT, Bot. inst. 7055 Dragvoll.
Hansen, Kristin Fremstad	UIB, Bot.inst. Allegt.41. 5007 Bergen.
Haraldsen, Kirsten Borse	UIO, Avd.Bot. 0316 Oslo 3.
Hauge, Leif	SFDH, Boks 39, 5801 Sogndal.
Hilmo, Olga	UNIT, Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Holtén, Jarle Inge	Økoforsk, UNIT Museet, 7000 Tr.heim.
Høiland, Klaus	Økoforsk, Boks 64, 1432 Ås-NLH.
Håpnes, Arnodd	UIO, Avd.Bot. 0316 Oslo 3.
Johnson, Ellen Espolin	UIO, Avd.Bot. 0316 Oslo 3.
Kielland-Lund, Johan	NLH, Bot.inst. Pb 14, 1432 Ås-NLH.
Korsmo, Harald	Økoforsk, Pb 64, 1432 Ås-NLH.
Kvamme, Mons	UIB, Bot.inst. Allegt.41, 5007 Bergen.
Marker, Elmar	UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Moe, Bjørn	UIB, Bot.inst. Allegt.41. 5007 Bergen.
Nettelbladt, Mads	Fylkesm. i Nordl. 8000 Bodø.
Nilsen, Lennart	UIT, IBG, Pb 3085. 9001 Tromsø.
Nordal, Inger	UIO, Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Nygaard, Per Holm	UIO, Avd. bot. 0316 Oslo 3.
Odasz, Ann Marie	UIT, IBG, Pb 3085, 9001 Tromsø.
Often, Anders	UIO, Bot.hage og mus. 0562 Oslo 5.
Pedersen, Oddvar	Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Rydgren, Knut	Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Rønning, Olaf I.	UNIT, 7055 Dragvoll.
Schjøll, Olaf	UIO, Avd. bot. 0316 Oslo 3.
Selvik, Synøve Fjeldstad	UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Solem, Thyra	UNIT, AVH, Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Sortland, Andy	UIT, IBG, Boks 3085, Guleng. 9001 Tromsø.
Spjelkavik, Sigmund	UIT, IBG, Pb 3085, Guleng. 9001 Tromsø.
Sunding, Per	UIO, Bot.hage og mus. 0562 Oslo 5.
Vevle, Odd	TDH, 3800 Bø i Telemark.
Wang, Rigmor	UNIT, AVH. Bot.inst. 7055 Dragvoll.
Wegener, Christina	UIO, Bot.hage og mus. 0562 Oslo 5.
Wesenberg, Jan	UIO.
Wilmann, Bodil	Økoforsk, UNIT, Museet, 7000 Tr.heim.
Ødegaard, Marianne	UIO.
Økland, Rune Halvorsen	UIO. Bot. hage og mus. 0562 Oslo 5.
Årrestad, Per Arild	UIB. Bot. inst. Allegt. 41. 5007 Bergen.

- 1974 1. Klokke, T. Myrundersøkelser i Trondheimsregionen i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 30 s. kr 20,-
2. Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Snillfjord kommune, Sør-Trøndelag. 24 s. kr 20,-
3. Moen, A. & T. Klokke. Botaniske verneverdier i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 15. s. (utgått)
4. Baadsvik, K. Registreringer av verneverdig strandengvegetasjon langs Trondheimsfjorden sommeren 1973. 65 s. kr 40,-
5. Moen, B.F. Undersøkelser av botaniske verneverdier i Rønnebu kommune, Sør-Trøndelag. 52 s. (utgått)
6. Sivertsen, S. Botanisk befaring i Åbjeravassdraget 1972. 20 s. (utgått)
7. Baadsvik, K. Verneverdig strandbergvegetasjon langs Trondheimsfjorden - foreløpig rapport. 19 s. kr 20,-
8. Flatberg, K.I. & B. Sæther. Botanisk verneverdige områder i Trondheimsregionen. 51 s. 40,-
- 1975 1. Flatberg, K.I. Botanisk verneverdige områder i Rissa kommune, Sør-Trøndelag. 45 s. (utgått)
2. Bretten, S. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Alfjord kommune, Sør-Trøndelag. 51 s. kr 40,-
3. Moen, A. Myrundersøkelser i Rogaland. Rapport i forbindelse med den norske reservatplanen. 126 s. kr 40,-
4. Rafsten, U. & F. Solem. Naturhistoriske undersøkelser i Førrådsområdet - et suboceansk, høytliggende myrområde i Nord-Trøndelag. 46 s. kr 20,-
5. Moen, A. & B.F. Moen. Vegetasjonstypen som hjelpemiddel i arealplanleggingen på Nerakogen, Sør-Trøndelag. 168 s., 1 pl. kr 60,-
- 1976 1. Aune, E.I. Botaniske undersøkingar i samband med generalplanarbeidet i Hemne kommune, Sør-Trøndelag. 76 s. kr 40,-
2. Moen, A. Botaniske undersøkelser på Kvikne i Hedmark med vegetasjonstypiskart over Innerdalen. 100 s., 1 pl. (utgått)
3. Flatberg, K.I. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. 39 s. kr 20,-
4. Kjelvik, L. Botaniske undersøkelser i Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
5. Hagen, M. Botaniske undersøkelser i Grevuområdet i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 57 s. kr 40,-
6. Sivertsen, S. & A. Eriksen. Foreløpig liste over Basidiomycetes i Rana, Nordland. 15 s. kr 20,-
7. Hagen, M. & J.I. Holten. Undersøkelser av flora og vegetasjon i et subalpint område, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 82 s. kr 40,-
8. Flatberg, K.I. Myrundersøkelser i Soga og Fjordane og Nordland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 112 s. kr 40,-
9. Moen, A., L. Kjelvik, S. Bretten, S. Sivertsen & B. Sæther. Vegetasjon og flora i Førrådsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonstypiskart. 135 s., 2 pl. kr 60,-
- 1977 1. Aune, E.I. & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar ved Vefsnvassdraget, med vegetasjonstypiskart. 138 s. 4 pl. kr 60,-
2. Sivertsen, I. Botaniske undersøkelser i Tydal kommune, Sør-Trøndelag. 49 s. kr 20,-
3. Aune, E.I. & O. Kjærem. Vegetasjon i planlagte magasin i Bjøllådalen og Stormdalen, med vegetasjonstypiskart i 1:10 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 1. 65 s., 2 pl. kr 60,-
4. Baadsvik, K. & J. Suul (red.). Biologiske registreringer og verneinteresser i Litlvatnet, Agdenes kommune i Sør-Trøndelag. 55 s. kr 40,-
5. Aune, E.I. & O. Kjærem. Vegetasjonen i Saltfjellområdet, med vegetasjonstypiskart Bjøllådal 2028 II i 1:50 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 2. 75 s., 1 pl. kr 60,-
6. Moen, J. & A. Moen. Flora og vegetasjon i Tromsdalen i Verdalen og Levanger, Nord-Trøndelag, med vegetasjonstypiskart. 94 s., 1 pl. kr 60,-
7. Frisvoll, A.A. Undersøkelser av mossfloraen i Tromsdalen i Verdalen og Levanger, Nord-Trøndelag, med hovedvekt på kalkmosefloraen. 37 s. kr 20,-
8. Aune, E.I., O. Kjærem & J.I. Koksik. Botaniske og ferskvassbiologiske undersøkingar ved og i midtre Risselvatnet, Rodey kommune, Nordland. 17 s. kr 20,-
- 1978 1. Elven, R. Vegetasjonen ved Flatisen og Østerdalsisen, Rana, Nordland, med vegetasjonstypiskart over Vesterdalen i 1:15 000. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 3. 83 s., 1 pl. kr 40,-
2. Elven, R. Botaniske undersøkelser i Rian-Nyllingen-området, Røros, Sør-Trøndelag. 53 s. kr 40,-
3. Aune, E.I. & O. Kjærem. Vegetasjonsundersøkingar i samband med planene for Saltedal-, Belarn-, Stor-Glomfjord- og Malfjordutbygginga. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 4. 49 s. kr 20,-
4. Holten, J.I. Verneverdige edellausvekster i Trøndelag. 199 s. kr 40,-
5. Aune, E.I. & O. Kjærem. Floraen i Saltfjellet/Svartisen-området. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk delrapport nr. 5. 86 s. kr 40,-
6. Aune, E.I. & O. Kjærem. Botaniske registreringer og vurderinger. Saltfjellet/Svartisen-prosjektet. Botanisk sluttrapport. 78 s. 4 pl. kr 60,-
7. Frisvoll, A.A. Mossfloraen i området Borrsåsen-Barøya-Hedre Tynes ved Levanger. 82 s. kr 40,-
8. Aune, E.I. Vegetasjonen i Vassfaret, Buskerud/Oppland med vegetasjonstypiskart. 000 67 s., 5 pl. kr 40,-
- 1979 1. Moen, B.F. Flora og vegetasjon i området Borrsåsen-Barøya-Kattangen. 71 s., 1 pl. kr 40,-
2. Gjærevoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag. 44 s. kr 20,-
3. Torbergson, E.M. Myrundersøkelser i Oppland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 68 s. kr 40,-
4. Moen, A. & M. Selnes. Botaniske undersøkelser på Nord-Fosen, med vegetasjonstypiskart. 96 s. 1 pl. kr 60,-
5. Kofoed, J.-E. Myrundersøkingar i Hordaland i samband med den norske myrreservatplanen. Supplerande undersøkingar. 51 s. kr 40,-
6. Elven, R. Botaniske verneverdier i Røros, Sør-Trøndelag. 158 s., 1 pl. kr 40,-
7. Holten, J.I. Botaniske undersøkelser i øvre Sunndalen, Grødal'en, Lindalen og nærliggende fjellstrok. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 1. 32 s. kr 20,-

1980	1. Aune, E.I., S.Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Kobbelv- og Hellemo-området, Nordland med vegetasjonskart i 1:10 000. 122 s., 1 pl.	kr 60,-
	2. Gjørsvoll, O. Oversikt over flora og vegetasjon i Trollheimen. 42 s.	kr 20,-
	3. Torbergesen, E.M. Myrundersøkelser i Buskerud i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 104 s.	kr 40,-
	4. Aune, E.I., S.Aa. Hatlelid & O. Kjærem. Botaniske undersøkingar i Eiterådalen, Vefsn og Krutvatnet, Hattfjellidal. 58 s., 1 pl.	kr 40,-
	5. Baadsvik, K., T. Klokk & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll, 16.3.1980. 279 s.	kr 60,-
	6. Aune, E.I., & J.I. Holten. Flora og vegetasjon i vestre Grødalen, Sunndal kommune, Møre og Romsdal. 40 s., 1 pl.	kr 40,-
	7. Sæther, B., T. Klokk & H. Taagvoll. Flora og vegetasjon i Gaulas nedborfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 2. 154 s., 3 pl.	kr 60,-
1981	1. Moen, A. Oppdragsforskning og vegetasjonskartlegging ved Botanisk avdeling, DKNVS, Museet. 49 s.	kr 20,-
	2. Sæther, B. Flora og vegetasjon i Nesåas nedborfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 3. 39 s.	kr 40,-
	3. Moen, A. & L. Kjølvik. Botaniske undersøkelser i Garbergselva/Rotla-området i Selbu, Sør-Trøndelag, med vegetasjonskart. 106 s., 2 pl.	kr 60,-
	4. Kofoed, J.-E. Forsøk med kalibrering av ledningsevneålere. 14 s.	kr 20,-
	5. Baadsvik, K., T. Klokk & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 15.-17.3.1981. 261 s.	kr 60,-
	6. Sæther, B., S. Bretten, M. Hagen, H. Taagvoll & L.E. Vold. Flora og vegetasjon i Drivas nedborfelt, Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 4. 127 s.	kr 60,-
	7. Moen, A. & A. Pedersen. Myrundersøkelser i Agderfylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 252 s.	kr 60,-
	8. Iversen, S.T. Botaniske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Frøya kommune, Sør-Trøndelag. 63 s.	kr 40,-
	9. Sæther, B., J.-E. Kofoed & T. Øiaas. Flora og vegetasjon i Ognas og Skjækraas nedborfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 5. 67 s.	kr 40,-
	10. Wold, L.E. Flora og vegetasjon i Toås nedborfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 6. 58 s.	kr 40,-
	11. Baadsvik, K. Flora og vegetasjon i Leksvik kommune, Nord-Trøndelag. 89 s.	kr 40,-
1982	1. Selnes, M. & B. Sæther. Flora og vegetasjon i Sorlivassdraget, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 7. 95 s.	kr 40,-
	2. Nettelbladt, M. Flora og vegetasjon i Lomsdalsvassdraget, Helgeland i Nordland. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 8. 60 s.	kr 40,-
	3. Sæther, B. Flora og vegetasjon i Istras nedborfelt, Møre og Romsdal. Botaniske undersøkelser i 10-årsvernavassdrag. Delrapport 9. 19 s.	kr 20,-
	4. Sæther, B. Flora og vegetasjon i Snåsavatnet, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 10. 31 s.	kr 20,-
	5. Sæther, B. & A. Jacobsen. Flora og vegetasjon i Stjørdalselvas og Verdalselvas nedborfelt, Nord-Trøndelag. Botaniske undersøkelser i 10-årsverna vassdrag. Delrapport 11. 59 s.	kr 40,-
	6. Kristiansen, J.N. Registrering av edellauvskoger i Nordland. 129 s.	kr 40,-
	7. Holten, J.I. Flora og vegetasjon i Lurudalen, Snåsa kommune, Nord-Trøndelag. 76 s., 2 pl.	kr 60,-
	8. Baadsvik, K. & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 14.-16.3. 1982. 259 s.	kr 60,-
1983	1. Moen, A. og medarbeidere. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 160 s.	kr 40,-
	2. Holten, J.I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i nedborfeltene for Sanddøla og Luru i Nord-Trøndelag. 148 s.	kr 40,-
	3. Kjærem, O. Fire edellauvskogslokaliteter i Nordland. 15 s.	kr 20,-
	4. Moen, A. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 138 s.	kr 40,-
	5. Moen, A. & T.Ø. Olsen. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 37 s.	kr 20,-
	6. Andersen, K.M. Flora og vegetasjon ved Ormsetvatnet i Verran, Nord-Trøndelag. 34 s., 1 pl.	kr 40,-
7. Baadsvik, K. & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 7.-8.3. 1983. 131 s.	kr 40,-	
1984	1. Krovoll, A. Undersøkelser av rik løvskog i Nordland, nordlige del. 40 s.	kr 20,-
	2. Granmo, A. Rike løvskoger på Ofotfjordens nordside. 46 s.	kr 20,-
	3. Andersen, K.M. Flora og vegetasjon i indre Visten, Vevelstad, Nordland. 52 s., 1 pl.	kr 60,-
	4. Holten, J.I. Flora- og vegetasjonsundersøkelser i Raumavassdraget, med vegetasjonskart i M 1:50 000 og 1:150 000. 141 s., 2 pl.	kr 60,-
	5. Moen, A. Myrundersøkelser i Møre og Romsdal i forbindelse med den norske myrreservatplanen. 86 s.	kr 40,-
	6. Andersen, K.M. Vegetasjon og flora i øvre Stjørdalsvassdraget, Meråker, Nord-Trøndelag. 83 s., 2 pl.	kr 60,-
	7. Baadsvik, K. & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 18.-20.3. 1984. 107 s.	kr 40,-
1985	1. Singaas, S. & A. Moen. Regionale studier og vern av myr i Sogn og Fjordane. 74 s.	kr 40,-
	2. Bretten, S. & Moen A. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1985. 139 s.	kr 40,-
1986	1. Singaas, S. Flora og vegetasjon i Ormsetområdet i Verran, Nord-Trøndelag. Supplerende undersøkelser. 22 s.	kr 20,-
	2. Bretten, S. & Rønning, O.I. (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1986. 132 s.	kr 40,-
1987	1. Bretten, S. & O.I. Rønning (red.). Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 1987. 63 s.	kr 40,-