

069

oppdragsmelding



NINA

Moser og luftforurensninger

Kjell I. Flatberg
Solveig Bakken
Arne A. Frisvoll
Ann Marie Odasz

NATURENS
TÅLEGRENSER 

Miljøverndepartementet

Fagrapport 15

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING
Tungasletta 2, N 7004 Trondheim

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Moser og luftforurensninger

Kjell I. Flatberg
Solveig Bakken
Arne A. Frisvoll
Ann Marie Odasz



Miljøverndepartementet

Fagrapport 15

Naturens Tålegrenser

Programmet Naturens Tålegrenser ble satt igang høsten 1989 i regi av Miljøverndepartementet.

Programmet skal blant annet gi innspill til arbeidet med Nordisk Handlingsplan mot Luftforurensninger og til pågående aktiviteter under Konvensjonen for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (Genève-konvensjonen). I arbeidet under Genève-konvensjonen er det vedtatt at kritiske belastningsgrenser skal legges til grunn ved utarbeidelse av nye avtaler om utslippsbegrensning av svovel, nitrogen og hydrokarboner.

En styringsgruppe i Miljøverndepartementet har det overordnede ansvar for programmet, mens ansvaret for den faglige oppfølgingen er overlatt en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk polarinstitutt (NP) og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Arbeidsgruppen har følgende sammensetning:

Jon Jerre	- SFT, sekretær
Tor Johannessen	- SFT
Terje Klokk	- DN
Else Løbersli	- DN, sekretær
Fridtjov Mehlum	- NP til 01.12.90
Per Espen Fjeld	- NP fra 01.12.90

Styringsgruppen i Miljøverndepartementet har følgende sammensetning:

Jan Abrahamsen	- Avdelingen for naturvern og kulturminne
Håvard Holm	- Avdelingen for vannmiljø
Jan Thompson	- Avdelingen for internasjonalt miljøvern-samarbeid og polar-saker

Henvendelse vedr. programmet kan rettes til:

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
tel: (07) 58 05 00

eller

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 Oslo 1
Tel: (02) 57 34 00

Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991.
Moser og luftforurensninger. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0128-3

Klassifisering av publikasjonen:
Forurensning og miljøovervåking i terrestrisk miljø
Pollution and monitoring of terrestrial ecosystems

Copyright (C) NINA
Norsk institutt for naturforskning
Oppdragsmeldingen kan siteres med kildeangivelse

Teknisk redigering:
Eli Fremstad, Synnøve Vanvik

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tlf.: (07) 58 05 00

Referat

Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Formålet med prosjektet er å belyse sammenhenger mellom langtransporterte luftforurensninger og moseskader, samt undersøke mosers egnethet som bioindikatorer på langtransporterte forurensninger.

(1) Nye skader ble registrert hos blanksigd i Agders granskoger høsten 1990. Til dels er skadetyper lik den som oppsto i 1988 i det samme området, til dels forskjellig. Skadeforløpet hos blanksigd og krussigd overvåkes ved 152 transplantasjonsplott og 53 fastruter på åtte barskogslokaliteter i Agder og Trøndelag.

(2) Blanksigd fra to blåbærgranskogslokaliteter henholdsvis i Åmli, Aust-Agder og Malvik, Sør-Trøndelag, er undersøkt med henblikk på klorofyllinnhold og a/b-forhold. Signifikant høyere klorofyllinnhold og a/b-forhold ble funnet i blanksigd fra Åmli.

(3) Den biologiske responsen hos enzymet nitratreduktase (NR) er undersøkt hos 40 mosearter fra Agder, Troms og Svalbard. Troms har lavest nitrogendeposisjoner, Agder intermediære, og fuglefjell på Svalbard høyest. Et signifikant invertert forhold ble funnet mellom nitratreduktaseaktivitetsverdier (NRA-verdier) og vevsnitrogen langs denne avsetningsgradienten. Moser fra Troms-lokaliteten viste størst respons i forsøk med nitratindusering. Responsen var proporsjonal med konsentrasjonen av tilført nitrat.

Emneord: miljøovervåking - moser - transplantering - fastruter - klorofyllinnhold - nitratreduktaseaktivitet (NRA) - Norge - Svalbard.

Kjell I. Flatberg, Botanisk avdeling, Vitenskapsmuseet, Universitetet i Trondheim, 7004 Trondheim. Solveig Bakken, Botanisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Arne A. Frisvoll, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

Ann Marie Odasz, Botanisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Abstract

Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Bryophytes and air pollution. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

The aim with the project is to elucidate connections between air pollution and bryophyte damage, and investigate the usefulness of bryophytes as bioindicators of such pollution.

(1) New damage was recorded in *Dicranum majus* in spruce forests in Agder, South Norway, during the autumn 1990. Partly the damage pattern is similar to that which originated in 1988 in the same area, partly it differs. The damage pattern of *D. majus* and *D. polysetum* is monitored in eight coniferous localities in Agder and Trøndelag, with the aim of 152 transplantation plots and 53 permanent quadrat plots.

(2) *Dicranum majus* from two spruce forest localities situated in Åmli, Aust-Agder, South Norway, and Malvik, Sør-Trøndelag, Central Norway, have been investigated with regard to chlorophyll content and a/b ratio. Significant higher chlorophyll content and a/b ratio are found in *D. majus* from Åmli.

(3) The biological response of the enzyme nitrate reductase (NR) is investigated in 40 bryophyte species from Agder, South Norway, Troms, North Norway and Svalbard. Troms has the lowest nitrate deposition, Agder intermediate, and bird cliffs on Svalbard the highest. A significant inverse relationship was identified between nitrate reductase activity (NRA) values and tissue nitrogen along this deposition gradient. Bryophyte samples from Troms showed the greatest response in nitrate induction experiments.

Key words: monitoring - bryophytes - transplants - permanent plots - chlorophyll contents - nitrate reductase activity (NRA) - Norway - Svalbard.

Kjell I. Flatberg, Department of Botany, The Museum, University of Trondheim, N-7004 Trondheim.

Solveig Bakken, Department of Botany, AVH, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll.

Arne A. Frisvoll, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7004 Trondheim.

Ann Marie Odasz, Department of Botany, AVH, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll.

Forord

Bakgrunnen for prosjektet er registreringer av omfattende skader på moser i barskoger på Sørlandet i 1988 og 1989. Det antas at disse skadene har sammenheng med stor tilførsel av langtransporterte luftforurensninger.

Prosjektet inngår i programmet Naturens tålegrenser, og er et samarbeidsprosjekt mellom Universitetet i Trondheim og Norsk institutt for naturforskning (NINA). Denne oppdragsmeldinga presenterer resultater av de 3 delprosjektene som inngår i samarbeidsprosjektet, og bygger på feltarbeid og laboratorieanalyser utført i 1990.

Ansvarlig for delprosjektet "Morfologiske skader hos blanksigd (*Dicranum majus*) og krussigd (*D. polysetum*)" har vært professor Kjell I. Flatberg og forsker Arne A. Frisvoll; for delprosjektet "Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd (*Dicranum majus*) i Agder og Trøndelag", Kjell I. Flatberg, med stipendiat Solveig Bakken som ansvarlig for praktisk og faglig gjennomføring. Ansvarlig for delprosjektet "Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition" ("Nitratreduktaseaktivitet som indikator på nitrogenforurensning hos moser") har vært førsteamanuensis Ann Marie Odasz, med hovedfagsstudentene Siri Øiesvold og Vibekke Vange og cand. real. Hanne Edvardsen som medarbeidere.

Håkon Holien takkes for hjelp med å bestemme lav, Bodil Wilmann for datateknisk hjelp, og Jarle Nielsen for assistanse ved fytotronen i Tromsø.

Undertegnede har vært koordinator for fellesprosjektet.

Trondheim mars 1991

Kjell I. Flatberg

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	3
Forord	4
 Morfologiske skader hos blanksigd (<i>Dicranum majus</i>) og krussigd (<i>D. polysetum</i>) Kjell I. Flatberg Arne A. Frisvoll	
1 Innledning	8
2 Aktiviteten i transplantasjonsområda	9
2.1 Transplantasjoner	9
2.2 Fastruter	10
2.3 Nitrogenanalyser	10
2.4 Aktiviteten ordna etter lokalitet	10
3 Klassifisering og ordnering av lokalitetene	11
4 Observasjoner	13
4.1 Nye moseskader	13
4.2 Regenerering	14
4.3 Transplantasjoner	15
4.3.1 Gjensidige transplantasjoner Agder - Midt-Norge	15
4.3.2 Interne transplantasjoner frisk - skadd	15
4.3.3 Interne transplantasjoner frisk - frisk	15
4.4 Fastruter	15
5 Summary	19
6 Litteratur	19
 Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd (<i>Dicranum majus</i>) i Agder og Trøndelag Solveig Bakken	
1 Innledning	21
2 Materiale og metoder	22
3 Resultater	23
4 Diskusjon	24
5 Litteratur	25
 Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition Ann Marie Odasz Participants: Vibekke Vange Siri Øiesvold Hanne Edvardsen	
1 Introduction	28
1.1 Nitrogen deposition	28
1.2 Nitrate reductase	29
1.2.1 The enzyme	29
1.2.2 Bioindicator theory	29
1.3 Objectives	30
2 Scientific methodology and approach	30
2.1 Field collection sites	30
2.2 Bryophyte species	31
2.3 Quantitative analyses	32
2.3.1 Nitrate reductase analyses	32

2.3.2	Tissue nitrogen analyses	32
2.3.3	NRA induction experiments	32
3	Results and discussion	32
3.1	Quantitative analyses	32
3.1.1	" <i>In situ</i> " nitrate reductase activity	32
3.1.2	Tissue nitrogen	33
3.1.3	NRA/tissue nitrogen relationship	34
3.1.4	Nitrogen induction experiments	37
3.2	Critical load model	38
4	Future research	39
5	Literature	40

Morfologiske skader hos blanksigd (*Dicranum majus*) og krussigd (*D. polysetum*)

Kjell I. Flatberg
Arne A. Frisvoll

Referat

Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1991. Morfologiske skader hos blanksigd (*Dicranum majus*) og krussigd (*D. polysetum*). - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

To typer av morfologisk skade oppsto hos blanksigd i Agders granskoger høsten 1990. Den ene skadetypen er lik den som oppsto i 1988 i det samme området, med bleike skudd unntatt grønne skuddspisser. Den andre skadetypen er karakterisert gjennom først mørkt grønne, senere bleike blad i skuddspissene. De skadeutløsende faktorene er ukjente, men kan være knyttet til forurensninger avsatt gjennom kraftige regnværsepisoder i juli og august.

Skadeforløpet hos blanksigd og krussigd overvåkes ved 152 transplantasjonsplott og 53 fastruter på åtte barskogslokaliteter i Agder og Midt-Norge. Lokalitetene er klassifisert og ordinert ved hjelp av TWINSPAN og DECORANA.

Ved transplantasjonsstart høsten 1989 var Agder-mosen hos begge artene tydelig mørkere grønn enn tilsvarende fra Midt-Norge. Denne fargeforskjellen var i stor grad utjevna høsten 1990: Agder-transplantatene i Midt-Norge var blitt lysere grønn, og transplantatene fra Midt-Norge i Agder mørkere grønn.

Emneord: miljøovervåking - moser - morfologisk skade - fastruter - transplantasjoner - Norge.

Kjell I. Flatberg, Botanisk avdeling, Vitenskapsmuseet, Universitetet i Trondheim, 7004 Trondheim.
Arne A. Frisvoll, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

Abstract

Flatberg, K.I. & Frisvoll, A.A. 1991. Morphological damage of *Dicranum majus* and *D. polysetum*. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Two types of morphological damage appeared in *Dicranum majus* in spruce forests in Agder, South Norway, during autumn 1990. Partly the damage pattern is similar to that which appeared in 1988 in the same area, with pale shoots except for green apices. The other damage type, previously unrecorded, is characterized by first dark green, subsequently pale leaves of the shoot apices. The damage-provoking factors are unknown, but might be connected to pollution brought by heavily rain episodes in July and August.

The damage pattern of *D. majus* and *D. polysetum* is monitored in 152 transplant plots and 43 permanent quadrat plots in eight coniferous sites in Agder and Central Norway. The sites are classified and ordinated using TWINSPAN and DECORANA.

At the start of the transplantation in autumn 1989, the Agder plants of both moss species were distinctly more dark-green than corresponding plants from Central Norway. This colour difference had almost disappeared in autumn 1990: the Agder transplants in Central Norway having turned more pale green, and the transplants from Central Norway in Agder, more dark green.

Key words: monitoring - bryophytes - morphological damage - permanent plots - transplantations - Norway.

Kjell I. Flatberg, Department of Botany, The Museum, University of Trondheim,
N-7004 Trondheim.

Arne A. Frisvoll, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2,
N-7004 Trondheim.

Innhold

	Side
Referat	7
Abstract	7
1 Innledning	8
2 Aktiviteten i transplantasjonsområda	9
2.1 Transplantasjoner	9
2.2 Fastruter	10
2.3 Nitrogenanalyser	10
2.4 Aktiviteten ordna etter lokalitet	10
3 Klassifisering og ordnering av lokalitetene	11
4 Observasjoner	13
4.1 Nye moseskader	13
4.2 Regenerering	14
4.3 Transplantasjoner	15
4.3.1 Gjensidige transplantasjoner Agder - Midt-Norge	15
4.3.2 Interne transplantasjoner frisk - skadd	15
4.3.3 Interne transplantasjoner frisk - frisk	15
4.4 Fastruter	15
5 Summary	19
6 Litteratur	19

1 Innledning

Sommeren 1988 ble det registrert betydelig morfologisk skade hos flere mosearter i barskoger på Sørlandet (Flatberg 1989, Frisvoll 1989). Frisvoll (1989) kartla omfanget av disse skadene forsommeren 1989. Det er nærliggende å relatere moseskadene på Sørlandet i 1988 til den nedbørsrike sommeren og nedbørens innhold av langtransporterte forurensninger. Bakgrunnsstasjonen Birkenes - som er representativ for områdene med de største moseskadene i Agder - målte i 1990 våtavsetninger av nitrat og ammonium som var betraktelig høyere enn vanlig (særlig i juli og august), og våtavsetningene av sulfat og særlig ammonium var mye høyere enn målt ved noen av de øvrige 17 norske bakgrunnsstasjonene, og i størrelsesorden fire ganger landsgjennomsnittet (SFT 1989).

Sommeren 1989 var nedbørsfattig på Sørlandet, og nye moseskader av tilsvarende type som i 1988 ble ikke registrert (Flatberg 1989).

Problemstillinger knyttet til moseskader på Sørlandet og mulige årsaker til disse er behandlet av Flatberg (1989), Foss & Såstad (1989), Frisvoll (1989) og Løken (1989).

For å overvåke moseskadene på Sørlandet, ble det våren/forsommeren 1989 lagt ut et antall fastruter for å følge den videre utviklingen hos utvalgte skadete moser i Agder (Flatberg 1989).

For å belyse mulige årsaker til moseskadene, ble det høsten 1989 foretatt omfattende transplantasjoner av blanksigd og krussigd innenfor og mellom barskoger i Agder og Midt-Norge (Frisvoll 1989).

Nedenfor oppsummeres aktiviteten og observasjoner gjort i 1990. Lokalitetene A-D og P-S har følgende lokalisering (for detaljert lokalitetsangivelse, se Frisvoll 1989):

- A = Flatemo, Åmli i Aust-Agder
- B = Gangsei, Åmli i Aust-Agder
- C = Rugsland, Birkenes i Aust-Agder
- D = Rueness, Vennesla i Vest-Agder
- P = Skauvollen, Malvik i Sør-Trøndelag
- Q = Mørkdalstjønn, Malvik i Sør-Trøndelag
- R = Djupsjøåsen, Skaun i Sør-Trøndelag
- S = S for Urset, Tolga i Hedmark

2 Aktiviteten i transplantasjonsområda

Alle fastruter og plott er merka med gul pinne påskrevet nødvendige referanser. I alt er det 152 transplantasjonsplott (sylindrer med diameter 14,2 cm) og 53 fastruter (fra 0,25 x 0,25 til 1 x 1 m).

Lokaliteter:	I sør		I nord
Blanksigd-lokaliteter: (i granskog)	B-Gangsei	<->	Q-Mørkdalstjøenna
	D-Ruenes	<->	P-Skauvollen
Krussigd-lokaliteter: (i furuskog)	A-Flatemo	<->	R-Djupsjøåsen
	C-Rugsland	<->	S-S for Urset

2.1 Transplantasjoner

Transplantasjonene har som formål å kartlegge årsaken og forløpet til moseskadene på Sørlandet. Artsvalg, lokalitetsvalg og metodikk er beskrevet hos Frisvoll (1989). Transplantasjonene ble utført 18-22 september 1989. De er kontrollert og fotografert tre ganger (september 1989, juni 1990, september/oktober 1990).

Gjensidige transplantasjoner mellom Agder og Midt-Norge

Fra hver lokalitet i sør ble det flytta fire sylindrer med skadd mose og fire med uskadd, og fra hver i nord åtte friske.

Dette innebærer 8 lokaliteter med 8 plott hver, tilsammen 64 plott. Lokalitetene har følgende gjensidige samhörighet og merking (første dobbellinje betyr at lokalitet P og D hver har åtte plott merka T/S 1-8, osv.):

P-Skauvollen/ D-Ruenes	T/S:	1	2	3	4
		5	6	7	8
Q-Mørkdalstjøenna/ B-Gangsei	T/S:	9	10	11	12
		13	14	15	16
R-Djupsjøåsen/ A-Flatemo	T/S:	17	18	19	20
		21	22	23	24
S-S for Urset/ C-Rugsland	T/S:	25	26	27	28
		29	30	31	32

Transplantasjonssylindrer med skadd mose:

- D - Rueness: 2, 3, 5 og 8
- B - Gangsei: 9, 11, 13 og 15
- A - Flatemo: 20, 21, 22 og 23
- C - Rugsland: 26, 27, 28 og 29

Lokalitetene i sør og nord hører parvis sammen slik som vist nedafor. Følgende lokaliteter inngår i transplantasjonsforsøka:

Transplantasjonssylindrer med uskadd mose:

- D-Rueness: 1, 4, 6 og 7
- B-Gangsei: 11, 12, 14 og 16
- A-Flatemo: 17, 18, 19 og 24
- C-Rugsland: 25, 30, 31 og 32

Interne transplantasjoner mellom skadde og friske flekker i Agder

På de fire lokalitetene i Agder er det foretatt gjensidig transplantasjon mellom flekker med skadd og flekker med tilsynelatende uskadd eller lite skadd mose. Formålet er å studere vekst og vitalitet hos skadet og frisk mose i omskifta omgivelser. En antar da at skadde moseflekker har mottatt og vil motta mest av skadelige stoffer, f.eks. ved en kronedryppeffekt.

Det er 4 lokaliteter med 10 plott hver, tilsammen 40 plott. Alle lokalitetene har samme merking bortsett fra lokalitetsbokstaven; f = frisk, s = skadd:

A, B, C eller D: 1f/1s, 2f/2s, 3f/3s, 4f/4s, 5f/5s

Interne transplantasjoner mellom friske flekker på alle lokalitetene

Formålet er å kontrollere eventuelle effekter på mosen av transplantasjonsmetoden. Det er 8 lokaliteter med 6 plott hver, tilsammen 48 plott. Alle lokalitetene har samme merking bortsett fra lokalitetsbokstaven; f = frisk, * = plottet hører sammen med et annet plott med samme tall:

A, B, C, D, P, Q, R eller S: 1f/1f*, 2/2f*, 3/3f*

2.2 Fastruter

For å følge utviklingen av moseskader på Sørlandet, og for å se i hvilken grad morfologiske tålegrenser fortsatt overskrides hos blanksigd og krussigd, ble det lagt ut et sett nye fastruter i 1990, de fleste i juni, de resterende i september. Rutene er fiksert med rammer der hjørnene gjenfinnes v.h.j.a. aluminiumsrør i bakken. Ramma er delt i 16 småruter med tråder for å lette orienteringen ved observasjoner i ramma. Fire rutetyper er lagt ut.

Overvåking av skadde flekker

Rutestørrelse 0,5 x 0,5 m. Skademønsteret tegnes av, og notater gjøres om bl.a. skadegrad og -type. Det er etablert 5 ruter på 4 lokaliteter, tilsammen 20 ruter; de har lik merking bortsett fra lokalitetsbokstaven:

A, B, C eller D: I, II, III, IV, V

Overvåking av uskadde referanseflekker

Rutestørrelse 1 x 1 m. Rutene er lagt ut over mest mulig uskadde mosematter; absolutt friske flekker av en slik størrelse var det vanskelig å finne. Men stort sett var skadene i de valgte rutene små, det dreide seg oftest om få brune skudd eller enkelt-skudd. Det er etablert 18 ruter på 4 lokaliteter med følgende merking:

A: X XI XIII XIV XV
B: X XI XII XIII XIV
C: X XI XII
D: X XI XII XIII XIV

Artsanalyse av skadeflekker

Rutestørrelse 0,25 x 0,25 m, med analyse av 16 småruter à 6,25 x 6,25 cm. Det er lagt ut og analysert 5 ruter på 2 lokaliteter, tilsammen 10 ruter. Rutene har lik merking bortsett fra lokalitetsbokstaven (A1 = analyse 1, osv.).

A eller B: A1, A2, A3, A4, A5

Fotoanalyse av skadeflekker

Rutestørrelse 0,25 x 0,25 m, med fotografering av 16 småruter à 6,25 x 6,25 cm. Det er 5 ruter på 2 lokaliteter lagt ut på flekker med nyskader hos blanksigd høsten 1990. Lokalisering og merking er slik:

B: XX XXI XXII
D: XX XXI

2.3 Nitrogenanalyser

Fra hver av de fire blanksigdlokalitetene (B, D, P, Q) er det samla 20 prøver av arten blanksigd. De vil bli analysert for totalt nitrogeninnhold våren 1990. Formålet er å finne nivåforskjeller i nitrogeninnhold mellom Trøndelag og Agder.

2.4 Aktiviteten ordna etter lokalitet

B-Gangsei (24 transplantasjonsplott, 18 fastruter)

Transplantasjoner:					
Fra Q-Mørkdalstj.	T/S:	9	10	11	12
		13	14	15	16
Intern frisk/skadd	B:	1f/1s	2f/2s	3f/3s	4f/4s 5f/5s
Gjens. intern frisk	B:	6f/6f*	7f/7f*	8f/8f*	
Fastruter:					
Overvåking skade (0,5 x 0,5 m)	B:	I	II	III	IV V
Uskadd referanse (1 x 1 m)	B:	X	XI	XII	XIII XIV
Analyse skade (0,25 x 0,25 m)	B:	A1	A2	A3	A4 A5
Foto skade (0,25 x 0,25 m)	B:	XX XXI XXII			

Nitrogenanalyser

Q-Mørkdalstjønnaa (14 transplantasjonsplott)

Transplantasjoner:					
Fra B-Gangsei	T/S:	9	10	11	12
		13	14	15	16
Gjens. intern frisk	Q:	1/1f*	2/2f*	3/3f*	

Nitrogenanalyser

D-Ruenes (24 transplantasjonsplott, 12 fastruter)

Transplantasjoner:					
Fra P-Skauvollen	T/S:	1	2	3	4
		5	6	7	8
Intern frisk/skadd	D:	1f/1s	2f/2s	3f/3s	4f/4s 5f/5s
Gjens. intern frisk	D:	6f/6f*	7f/7f*	8f/8f*	
Fastruter:					
Overvåking skade (0,5 x 0,5 m)	D:	I	II	III	IV V
Uskadd referanse (1 x 1 m)	D:	X	XI	XII	XIII XIV
Foto "bleikskade" (0,25 x 0,25 m)	D:	XX			
Foto "svartskade" (0,25 x 0,25 m)	D:	XXI			

Nitrogenanalyser

P-Skauvollen (14 transplantasjonsplott)

Transplantasjoner:					
Fra D-Ruenes	T/S:	1	2	3	4
		5	6	7	8
Gjens. intern frisk	P:	1/1f*	2/2f*	3/3f*	

Nitrogenanalyser

A-Flatemo (24 transplantasjonsplott, 15 fastruter)

Transplantasjoner:					
Fra R-Djupsjøasen	T/S:	17	18	19	20
		21	22	23	24
Intern frisk/skadd	A:	1f/1s	2f/2s	3f/3s	4f/4s 5f/5s
Gjens. intern frisk	A:	6f/6f*	7f/7f*	8f/8f*	
Fastruter:					
Overvåkning skade (0,5 x 0,5 m)	A:	I	II	III	IV V
Uskadd referanse (1 x 1 m)	A:	X	XI	XIII	XIV XV
Analyse skade (0,25 x 0,25 m)	A:	A1	A2	A3	A4 A5

Nitrogenanalyser

R-Djupsjøasen (14 transplantasjonsplott)

Transplantasjoner:					
Fra A-Flatemo	T/S:	17	18	19	20
		21	22	23	24
Gjens. intern frisk	R:	1/1f*	2/2f*	3/3f*	

C-Rugsland (24 transplantasjonsplott, 8 fastruter)

Transplantasjoner:					
Fra S-S for Urset	T/S:	25	26	27	28
		29	30	31	32
Intern frisk/skadd	C:	1f/1s	2f/2s	3f/3s	4f/4s 5f/5s
Gjens. intern frisk	C:	6f/6f*	7f/7f*	8f/8f*	
Fastruter:					
Overvåkning skade (0,5 x 0,5 m)	C:	I	II	III	IV V
Uskadd referanse (1 x 1 m)	C:	X	XI	XII	

S-S for Urset (14 transplantasjonsplott)

Transplantasjoner:					
Fra C-Rugsland	T/S:	25	26	27	28
		29	30	31	32
Gjens. intern frisk	S:	1/1f*	2/2f*	3/3f*	

3 Klassifisering og ordnering av lokalitetene

Fra sju av de åtte transplantasjonslokalitetene er det laget artslister over forekomst av karplanter, moser og lav. Data mangler så langt fra lokalitet S-S for Urset.

I felt ble artene registrert på krysslister, og mengdeforhold ble angitt i en skala fra 1 til 3 (1 - sjelden, 2 - vanlig, 3 - dominerende). Artene ble notert innafor en skjønnsmessig vid avgrensning av hvert område. De kartlagte områda har derfor ulik størrelse. Artslistene skulle gi et realistisk bilde av flora og dominansforhold på transplantasjonslokalitetene, sjøl om de sikkert kan suppleres.

Artene er satt sammen i tabell 1, med individuell alfabetisering for hver av de systematiske gruppene (karplanter, moser, lav). Tabellen inneholder 44 karplanter, 80 moser og 23 lav, tilsammen 147 arter.

Klassifisering. Lokalitetene er klassifisert med programmet TWINSPAN (Hill 1979a), med deling ned til enkeltlokalitet (figur 1).

Første deling skiller ut furuskogslokaliteter med krussigd (A-Flatemo i Agder, R-Djupsjøasen i Trøndelag) fra de fire granskogslokalitetene med blanksigd pluss krussigdlokaliteten C-Rugsland (i Agder). Den siste lokaliteten kan betegnes som en tørr granskog med innslag av furu og med øyer av typisk furuskogskarakter.

Andre deling skiller ut granskogslokalitetene i Trøndelag (P-Skauvollen, Q-Mørkdalstjøna) fra granskogslokalitetene i Agder (B-Gangsei, D-Ruenes) og den nevnte krussigdlokaliteten C-Rugsland. Til slutt splittes C-Rugsland fra de to granskogslokalitetene i Agder.

Ordinasjon. DCA-ordinasjon av datasettet er foretatt med programmet DECORANA (Hill 1979b). Gradientlengden for lokalitetene er på 2,5 standardavvik-enheter, og egenverdien er 0,48 hos akse 1. Plasseringen på akse 2 bestemmes langt på veg av en stor og helt forskjellig artsgruppe i hver av lokalitetene D-Ruenes og B-Gangsei, og artenes og lokalitetenes plassering på denne aksene synes av den grunn vanskelig å forklare. Akse 2 er derfor ikke kommentert videre; den har en egenverdi på 0,15.

Både lokalitetenes og artenes plassering på akse 1 viser at den i hovedsak uttrykker en tørr/fuktighetsgradient (figur 2). De fuktige granskogene og deres særegne artsinventar ligger til venstre i aksesystemet, og de tørre furuskogene og deres arter til høyre.

Men luftfuktigheten har nøye sammenheng med eksposisjonsforhold, så vi har også å gjøre med en eksposisjons- og lysgradient. Furuskogslokalitetene er lysåpne, mens granskogslokalitetene er mørke og skyggefulle.

Lokalitet C-Rugsland plasserer seg midt mellom granskogene (D, B, P, Q) og de rene furuskogene (R, A). Dette stemmer med resultatet fra TWINSPAN-klassifiseringa (figur 1).

Tabell 1. Krysslisteregistreringer (1990) av alle arter i transplantasjonsområdene på Sørlandet og i Trøndelag. Norske navn fins i Lid (1985, karplanter), Frisvoll et al. (1989, moser) og Krog et al. (1980, lav). Mengdeangivelse: 1 = sjelden, 2 = vanlig, 3 = dominerende. - Species list from the localities. 1 = rare, 2 = common, 3 = dominant.

	Blanksigd-lokaliteter i granskog:				Krussigd-lokaliteter i furuskog:		
	B	D	P	Q	A	C	R
	B-Gangsei D-Ruenes P-Skauvollen Q-Mørkdalstjønna A-Flatemo C-Rugsland R-Djupsjøåsen S-S for Urset (mangler)						
	B	D	P	Q	A	C	R
Karplanter - Vascular plants							
<i>Abies</i> sp. (juv.)	.	.	1
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	1	1	.	.	.
<i>Andromeda polifolia</i>	3
<i>Betula pubescens</i>	.	1	2
<i>Blechnum spicant</i>	.	.	3	2	.	.	2
<i>Calluna vulgaris</i>	1	1	3
<i>Carex pilulifera</i>	.	1
<i>Carex</i> sp.	.	.	1
<i>Cornus suecica</i>	.	.	2	2	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	.	.	1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3	3	3	3	2	3	2
<i>Diphazium tristachyum</i>	2	.	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	.	1
<i>Dryopteris expansa</i>	1	.	2	3	.	.	.
<i>Empetrum hermaphroditum</i>	3
<i>Equisetum sylvaticum</i>	.	.	1
<i>Eriophorum vaginatum</i>	2
<i>Frangula alnus</i>	.	1	.	.	.	1	.
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	1	.	3	3	.	.	.
<i>Huperzia selago</i>	.	1
<i>Juniperus communis</i>	1	1	1
<i>Larix decidua</i>	.	.	1
<i>Linnaea borealis</i>	.	.	3	2	.	.	.
<i>Luzula pilosa</i>	1	.	2	2	.	.	.
<i>Lycopodium annotinum</i>	.	.	1	.	.	1	.
<i>Lycopodium clavatum</i>	2	.	.
<i>Maianthemum bifolium</i>	3	.	2	.	1	1	.
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	1	1	.
<i>Molinia caerulea</i>	1	1	.	.	1	1	.
<i>Nardus stricta</i>	1
<i>Orthilia secunda</i>	.	.	2
<i>Oxalis acetosella</i>	.	.	3
<i>Picea abies</i>	3	3	3	3	1	3	3
<i>Pinus sylvestris</i>	.	.	1	.	3	1	3
<i>Populus tremula</i>	1
<i>Potentilla erecta</i>	1	.	1
<i>Quercus petraea</i>	.	1	.	.	1	1	.
<i>Solidago virgaurea</i>	.	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Thelypteris phegopteris</i>	.	1
<i>Trientalis europaea</i>	1	.
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3	1	1	3	3	3	3
<i>Vaccinium uliginosum</i>	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	1	1	2	3	2	3

Moser - Bryophytes

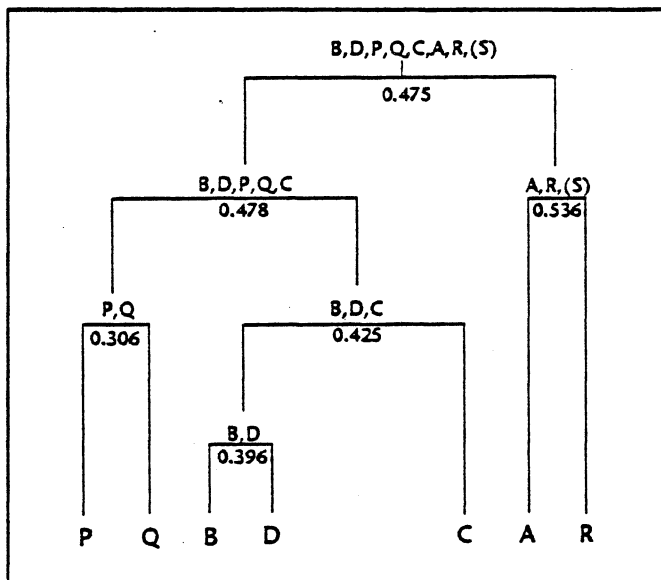
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	.	1
<i>Anastrophyllum minutum</i>	.	1
<i>Andreaea rupestris</i>	.	1
<i>Atrichum undulatum</i>	.	.	1
<i>Aulacomnium palustre</i>	1
<i>Barbilophozia attenuata</i>	1	1	.	1	1	1	.
<i>Barbilophozia barbata</i>	.	.	1
<i>Barbilophozia floerkei</i>	3 3
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	1
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	.	.	2	.	.	.	1
<i>Bazzania trilobata</i>	.	1
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	2	1
<i>Brachythecium glareosum</i>	1
<i>Calypogeia muelleriana</i> s.l.	1	1	.	1	.	1	.
<i>Calypogeia neesiana</i>	1	.
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	1	.
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	1
<i>Dicranella heteromalla</i>	1	.	1	.	.	1	.
<i>Dicranodontium denudatum</i>	.	2
<i>Dicranum bergeri</i>	1
<i>Dicranum drummondii</i>	1	1
<i>Dicranum flagellare</i>	2
<i>Dicranum flexicaule</i>	3
<i>Dicranum fuscescens</i>	2	3	2	3	2	3	.
<i>Dicranum majus</i>	3	3	3	3	.	.	1 1
<i>Dicranum montanum</i>	1	2	2 2
<i>Dicranum polysetum</i>	3 3 3
<i>Dicranum scoparium</i>	1	1	3	2	.	.	1 3 3
<i>Dicranum spurium</i>	1
<i>Diplophyllum albicans</i>	1
<i>Diplophyllum obtusifolium</i>	1	.
<i>Ditrichum heteromallum</i>	1	.
<i>Dryptodon patens</i>	1
<i>Herzogiella striatella</i>	1
<i>Heterocladium heteropterum</i>	.	1
<i>Hylacomium splendens</i>	1	1	3	3	.	.	1 3
<i>Hylacomium umbratum</i>	.	.	.	3	2	.	.
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1	1	1
<i>Hypnum jutlandicum</i>	1
<i>Isoetecium myosuroides</i>	1	1
<i>Lepidozia reptans</i>	2	2	1	1	.	.	.
<i>Leucobryum glaucum</i>	1	1
<i>Lophocolea heterophylla</i>	2	1	1
<i>Lophozia longidens</i>	1	.	1	1	.	.	.
<i>Lophozia ventricosa</i>	2	1	.	2	.	.	1
<i>Marsupella emarginata</i>	1
<i>Mnium hornum</i>	.	2
<i>Mylia taylorii</i>	.	1
<i>Nardia scalaris</i>	1	.
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	2	2	1
<i>Plagiochila asplenioides</i>	1	.	2
<i>Plagiochila porelloides</i>	1
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	2	2	2	2	.	.	2
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	.	1
<i>Plagiothecium undulatum</i>	2	3	2	2	.	.	2
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	.	3	3	.	.	3 3 3
<i>Pogonatum urnigerum</i>	.	.	1	.	.	.	1
<i>Pohlia nutans</i>	1 2
<i>Polytrichum alpinum</i>	1
<i>Polytrichum commune</i>	.	.	2	.	.	.	1
<i>Polytrichum formosum</i>	2	3	2	.	.	.	2
<i>Polytrichum juniperinum</i>	1	.
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	.	1
<i>Ptilidium ciliare</i>	1	1 2
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	1	2	2	2	.	.	1 1

Tabell 1. Forts.

<i>Ptilium crista-castrensis</i>	1	.	3	2	.	1	3
<i>Racomitrium aquaticum</i>	1
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	1	.
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	1	1	3	3	.	2	1
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i>	.	.	1
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	.	.	1
<i>Sanionia uncinata</i>	1	.	1
<i>Sphagnum capillifolium</i>	1	3
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1	1	.	2	.	1	.
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	3	1	1	3	.	1	2
<i>Sphagnum russowii</i>	1	.
<i>Sphagnum sp.</i>	.	.	.	3	.	.	.
<i>Tetraphis pellucida</i>	1	1	.	2	1	2	.
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	.	.	.	1	.	.	.
<i>Ulota bruchii</i>	1

Lav - Lichens

<i>Bryoria capillaris</i>	.	.	.	1	1	.	.
<i>Cetraria chlorophylla</i>	1	1	.
<i>Cetraria islandica</i>	2	.	.
<i>Cetraria pinastri</i>	1	.	.
<i>Cladina arbuscula</i>	3	.	3
<i>Cladina rangiferina</i>	3	1	3
<i>Cladonia bellidiflora</i>	1	1	.
<i>Cladonia coccifera</i>	1	.	.
<i>Cladonia coniochraea</i>	2	2	.	.	.	1	.
<i>Cladonia cornuta</i>	1	.	.
<i>Cladonia crispata</i>	1	.	.
<i>Cladonia deformis</i>	1	.	.
<i>Cladonia furcata</i>	1	2	.	.	.	1	2
<i>Cladonia gracilis ssp. turbinata</i>	1	1	.
<i>Cladonia grayii cf.</i>	1	.	.
<i>Cladonia pyxidata</i>	1	.	.
<i>Cladonia sulphurina</i>	1	.	.
<i>Hypogymnia physodes</i>	3	3	3	3	3	3	3
<i>Parmelia saxatilis</i>	1	.
<i>Parmelia sulcata</i>	.	.	1
<i>Platismatia glauca</i>	2	2	3	3	3	1	3
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	1	1
<i>Usnea sp.</i>	.	.	3	3	1	1	1



Figur 1. Klassifisering av transplantasjonslokalitetene med TWINS-SPAN. Lokalitetene A-D ligger i Agder og P-R i Trøndelag. Blanksigdlokaliteter i granskog: B-Gangsei, D-Ruenes, P-Skauvol- len, Q-Mørkdalstjønna. Krussigdlokaliteter i furuskog: A-Flatemo, C-Rugslund, R-Djupsjøåsen, S-S for Urset. Lokalitet S (Tolga i Hedmark) er plasser etter skjønn. Tall gir egenverdien ved hver deling. - A TWINS-SPAN classification of the localities. Locality A-D lie in Agder and P-R in Trøndelag. Spruce forest localities with *Dicranum majus*: B, D, P and Q. Pine forest localities with *Dicranum polysetum*: A, C, R and S. The numbers within the dendrogram indicate the eigenvalue at each cut level.

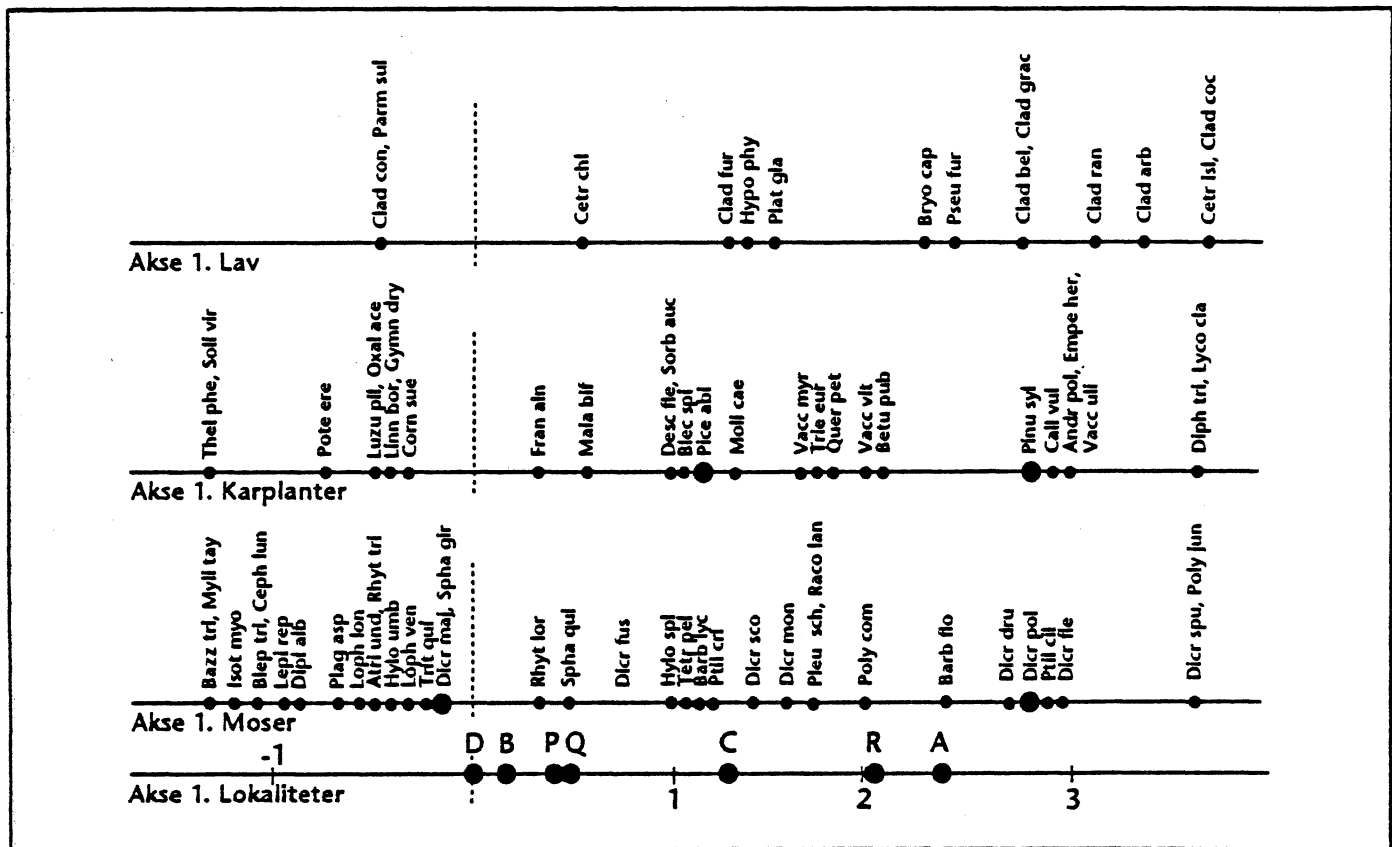
(1) Samme type skade som oppsto sommeren 1988. Denne skadetyper ("bleikskade") karakteriseres ved at skudd og blad først blir brungule og seinere bleike, med unntak av selve skuddspissen som har et varierende antall grønne blad (figur 3). De grønne skuddspisspartia falt ofte av forsommeren 1989. Mikroskopstudier av blad fra "bleikskade" høsten 1990 viser at cellene gjennomgår plasmolyse med nedbrytning av kloroplastene.

(2) Ny skadetype som tidligere ikke er iaktatt under vårt feltarbeid. Denne skadetyper ("svartskade") karakteriseres i første fase gjennom uvanlig mørkgrønne, nærmest svartgrønne blad i øvre skuddeler. Slike blad blir etter hvert brungule og til slutt grågule og tilsynelatende døde. De nedre skuddelene forblir grønne (figur 4). Mikroskopstudier av skada blad, viser en tilsvarende plasmolyse og degenerering av kloroplaster som ved den første skadetyper. Cellene i de mørkgrønne blada har, før plasmolyse opptrer, karakteristiske sfæriske strukturer som kan ligne på oljelegemer hos mange levermoser. Disse synes ikke å opptre i friskt materiale av blanksigd, og kan representere en form for stressreaksjon hos mosen.

4 Observasjoner

4.1 Nye moseskader

Nye skader ble registrert hos blanksigd i Agders granskoger i september 1990. Disse ble ikke observert under feltarbeidet i juni samme år, og må ha oppstått på sensommeren. Skadene i september var langt mindre enn de som oppsto sommeren 1988. To skadetyper hos blanksigd ble registrert høsten 1990:



Figur 2. DCA ordinasjon i DECORANA; plassering av lokaliteter og utvalgte arter langs akse 1. Aksen er skalert i standardavvik-enheter. Til venstre de fuktighetskrevende og mot høyre de tørketålende artene og lokalitetene. A-D ligger i Agder og P-R i Trøndelag. Blanksigdlokaliteter i granskog: D-Ruenes, B-Gangsei, P-Skauvollen, Q-Mørkdalstjønna. Krussigdlokaliteter i furuskog: C-Rugsland, R-Djupsjøåsen, A-Flatemo. Arter er gitt med hhv. fire og tre bokstaver fra latinsk slekts- og artnavn (epitet); fullstendige latinske artsnavn fins i tabell 1. - A DECORANA ordination of localities and selected species; placing along the x-axis.

Det videre skadeforløpet for nyskader hos blanksigd høsten 1990 følges ved hjelp av fastruter på lokalitet flekker, avsnitt 2.2).

Nyskadene hos blanksigd sensommeren 1990 har trolig sammenheng med to kraftige nedbørsepisoder i området, i henholdsvis begynnelsen av juli og midten av august, og avsatte forurensningskomponenter fra disse.

En vet ennå ikke hvilke komponenter i den forurensa nedbøren som utløser moseskaden på Sørlandet, og heller ikke om de to skadetyperne som er omtalt ovenfor er induisert av forskjellige forurensningsstoffer.

Klart definerte nyskader hos krussigd ble ikke observert høsten 1990, men tendenser til avbleika skudd, lik de som ble registrert sommeren 1988, ble funnet både på lokalitet A-Flatemo og C-Rugsland.

Moseskader som beskrevet ovenfor ble ikke funnet i Midt-Norge sommeren 1990, og de moseskader

som Frisvoll & Flatberg (1990) beskriver fra sterkt tungmetall- og svovelforurensa områder i Sør-Varanger, Finnmark, er også forskjellige.

4.2 Regenerering

Utviklingen av skada mosematter av blanksigd og krussigd fra 1988 er fulgt gjennom fotografisk analyse av fastruter fra juni 1989, med refotografering høsten 1989 og juni og september 1990 (se Flatberg 1989 for lokaliteter, metodikk etc.). I tillegg kommer mer generelle iakttagelser. Resultata så langt kan oppsummeres som følger:

Blanksigd

(1) Sterkt skada skudd med aborterte skuddspisser våren/forsommeren 1989, har dødd eller i noen grad regenerert med dannelse av nye sideskudd fra stengelen.

(2) Mindre skada skudd med intakte grønne skuddspisser har fortsatt veksten på tilsynelatende normalt vis.

(3) De tydelige skadeflekkene som oppsto i 1988, var høsten 1990 mindre iøynefallende, og utdøing av større sammenhengende mosematter synes i liten grad å ha skjedd.

Krussigd

(1) Sterkt skada og bleike skudd med aborterte skuddspisser våren/forsommeren 1989, har stort sett dødd, og var høsten 1990 i stor grad nedbrutt. Noe dannelse av små nyskudd fra tilsynelatende døde stengler ble iaktatt både i juni og september 1990.

(2) Mindre skada skudd har overlevd og fortsatt veksten gjennom stengelens skuddspiss, eller gjennom dannelse av nye sideskudd fra stengelen der skuddspissen har falt av.

(3) Store matter med skada mose fra 1988 er forsvunnet og dekt med nålestrø høsten 1990.

4.3 Transplantasjoner

Det er elgferdsel i alle transplantasjonsområda, og på de to Malvik-lokalitetene er det også på sommers tid sau. To-tre av transplantasjonsplotta er i løpet av året blitt forstyrret av tråkk (trolig elg).

Lokalitet S-S for Urset, er blitt delvis ødelagt gjennom hogst, og bare 3 av de 10 T/S-transplantasjonene var intakte høsten 1990.

4.3.1 Gjensidige transplantasjoner Agder - Midt-Norge

Transplantasjoner frisk - frisk

Både hos blanksigd og krussigd var det markerte fargeforskjeller mellom frisk - frisk-sylindrene fra de to landsdelene ved tidspunktet for flytting høsten 1989; agdermosen var mørkgrønn, mens den midt-norske mosen var gulgrønn (figur 5). Både feltundersøkelsene i 1990 og den fotografiske dokumentasjonen (figur 5), viser at det har skjedd en stor grad av fargetilnærming i transplantasjonsplotta hos begge arter. Nyskudda hos agdermosen i Midt-Norge er blitt bleikere, og vice versa. Den regionale fargeforskjellen hos de to mosene er derfor knapt genetisk betinget. Både mosen fra Midt-Norge og mosen fra Agder har tilpasset seg sine nye voksesteder uten markerte skader.

Transplantasjoner frisk - skadd

Frisk mose fra Midt-Norge transplantert i skadeflekker i Agder, viste høsten 1990 ingen forandring i retning av markert skade. Men tre av mosesylindrene av krussigd fra lokalitet S-S for Urset (S/T 26, 27, 29), satt ut i skadematter på lokalitet C-Rugslund, hadde utvikla noe bleike skudd ("bleikskade") i september som kan indikere skade under utvikling.

4.3.2 Interne transplantasjoner frisk - skadd

Frisk mose transplantert i skadeflekker viste i 1990 ingen forandringer i retning av klart dokumenterbar skade. Skada mose transplantert i frisk mose, viste ikke regenerering som er åpenbart bedre enn hos mose i skadeflekker.

4.3.3 Interne transplantasjoner frisk - frisk

Den valgte transplantasjonsmetoden med utskjæring og flytting av mosesylindre av blanksigd og krussigd, synes ikke å innvirke negativt på mosenes vekst og vitalitet. På de åtte transplantasjonslokalitetene var det etter ett år med transplantasjon, ikke registrert skader eller atypisk oppførsel hos mosene (innenfor sylindrene eller i overgangssona mot den omgivende mosen) som kan relateres til flytteprosessen. I de fleste tilfeller var det høsten 1990 ikke mulig å avgrense skudda i transplantasjonssylindrene fra den omgivende mosematta sett ovenfra.

4.4 Fastruter

De fleste fastrutene ble lagt ut våren 1990, på flekker med opphav i de store skadene høsten 1988. Fra vår til høst 1990 skjedde det ikke registrerbare forandringer.



Figur 3. Nyskade ("bleikskade") hos blanksigd i granskog på Sørlandet, karakterisert gjennom bleike nedre skuddeler og grønne skuddspisser. Lokalitet: Aust-Agder. Gjerstad, Svarttjern, 14.9.1990. - Damaged *Dicranum majus* in a spruce forest, South Norway, characterized by pale lower parts of the shoots and green apices. Foto: K.I. Flatberg.



Figur 4. Nyskade ("svartskade") hos blanksigd i granskog på Sørlandet, karakterisert gjennom først mørkt grønne, senere bleike skuddspisser. Lokalitet: Aust-Agder. Åmli, Gangsei, 13.9.1990. - Damaged *Dicranum majus* in a spruce forest, South Norway, characterized by first dark green, subsequently pale shoot apices. Foto: K.I. Flatberg.



Figur 5. Gjensidige transplantasjoner mellom Agder og Trøndelag av uskadd blanksigd (transplantasjonssylinder T/S 1). A,B: Lokalitet D-Rueness, Agder. C,D: P-Skauvollen, Trøndelag. A: 20.09.1989, B: 12.09.1990, C: 11.10.1989, D: 17.09.1990. - Reciprocal transplantations of undamaged *Dicranum majus* between the localities D-Rueness, South Norway (A,B), and P-Skauvollen, Central Norway (C,D). Foto: K.I. Flatberg.





Figur 5 forts.



5 Summary

Dicranum majus exhibited new morphological damage in Agder, South Norway, during autumn 1990. Two types of damage could be observed: (1) Shoots with pale lower parts but still green apices; this damage corresponds to that which occurred in 1988. (2) Shoots with black-green leaves in the apical parts, afterwards changing to pale, the lower parts of the shoots maintaining green. The damage had a less extent than in 1988.

A reciprocal transplant experiment is being carried out between the heavily air-polluted Agder, South Norway and the much less polluted Central Norway. Four sites have been selected in each area, two of them include *D. majus* and two *D. polysetum*. Sixteen transplants of each damaged and undamaged moss were moved from South to Central Norway during autumn 1989, and thirty-two undamaged transplants the opposite way. Additionally, damaged moss was exchanged with undamaged moss, and vice versa, at each locality in the South. And in all eight localities, undamaged moss was reciprocally exchanged, in order to detect effects of the transplant process on the moss plants. In all, there are 152 transplant plots. A survey is given of the localization and labelling of the plots.

At the time of transplantation, the undamaged moss of both species was markedly more dark-green in South than Central Norway; this difference was easily seen at the transplantation sites. After one year of transplant period, this colour difference had to a large degree disappeared i.e. the dark-green plants from the South had turned yellowish green at their new sites in Central Norway, and vice versa. No obvious other morphological changes were observed, and the transplantation method seems well suited for the purpose.

Four kinds of permanent quadrat plots were established in Agder during the summer 1990, to monitor *D. majus* and *D. polysetum*. In all there are 53 such plots: (i) Twenty plots à 0.5 x 0.5 m. These are situated at damaged moss sites, and the purpose is to observe the development of the damaged moss cover. (ii) Eighteen plots à 1 x 1 m. These are situated at undamaged moss sites, and the purpose is to see whether any damage appears there. (iii) Sixteen plots à 0.25 x 0.25 m. These are situated at damaged moss sites, and the species cover and damage classes are recorded in detail. (iv) Four plots à 0.25 x 0.25 m. These are situated at places where new damage of *D. majus* appeared during autumn 1990; they are photographed in detail.

6 Litteratur

- Flatberg, K. I. 1989. Overvåking av moseskader i barskog 1989. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling. 20 s.
- Foss, B.S. & Såstad, S.M. 1989. Dør *Dicranum majus* og *Dicranum polysetum* som følge av soppangrep? En forundersøkelse av dynamikken mellom mose og sopp i et forurensningsbelastet område. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling/AVH, Botanisk institutt.
- Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - NINA Oppdragsmelding 18: 1-41.
- Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - NINA Oppdragsmelding 55: 1-25.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I., Halvorsen, R. & Skogen, A. 1984. Norske navn på moser. - Polarflokken 8: 1-59.
- Hill, M.O. 1979a. TWINSPAN. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. - Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Hill, M.O. 1979b. DECORANA. A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ., Ithaca, New York.
- Krog, H., Østhagen, H., Tønsberg, T. 1980. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget.
- Lid, J. 1985. Norsk, svensk, finsk flora. - Det norske samlaget, Oslo.
- Løken, A. 1989. Terrestrisk naturovervåking moser. En kjemisk analyse. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling. 39 s.
- SFT, Statens forurensningstilsyn 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. - SFT Rapp. 375/89. 274 s.

Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd (*Dicranum majus*) i Agder og Trøndelag

Solveig Bakken

Referat

Bakken, S. 1991. Klorofyllinnhold og a/b-forhold hos blanksigd (*Dicranum majus*) i Agder og Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Gjennom tidligere studier hvor moser er blitt transplantert mellom Agder og Trøndelag, er det observert markerte forskjeller i grønnfarge.

For å registrere om fargeforskjellene skyldes forskjeller i klorofyllinnhold, er det samlet inn blanksigd (*Dicranum majus*) fra to blåbærgranskogslokaliteter henholdsvis i Åmli i Aust-Agder fylke og Malvik i Sør-Trøndelag fylke.

På hver lokalitet ble det lagt ut et forsøksfelt (20 x 20 m) med dominans av *D. majus* i botnsjiktet. Innen hvert forsøksfelt ble *D. majus* fra 10 ruter (0,20 x 0,20 m) samlet inn til bestemmelse av klorofyllinnhold og klorofyll a/b-forhold.

Signifikant høyere klorofyllinnhold og a/b-forhold er funnet i *D. majus* fra Åmli. Mulige sammenhenger mellom klorofyllinnhold og nitrogenforurensning blir diskutert.

Emneord: *Dicranum majus* - moser - nitrogenforurensning - klorofyll.

Solveig Bakken, Botanisk institutt, AVH, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

Abstract

Bakken, S. 1991. Chlorophyll content and a/b-ratio in *Dicranum majus* in Agder, South Norway and Trøndelag, Central Norway. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Earlier studies of bryophytes transplanted between South and Central Norway have shown large colour differences.

The aim of this study is to recognize if the differences in colouring correlate with differences in chlorophyll content in the forest moss *Dicranum majus* collected from two Norwegian spruce sites; in Åmli Aust-Agder county and Malvik, Sør-Trøndelag county.

Within a selected area (20 x 20 m) dominated by *D. majus*, 10 plots (0.20 x 0.20 m) were randomly chosen for chlorophyll analyses. Chlorophyll content and a/b-ratio were measured.

Significantly higher chlorophyll content and a/b-ratio are found in *D. majus* from Åmli. Possible correlations between chlorophyll content and nitrogen deposition are discussed.

Key words: *Dicranum majus* - bryophytes - nitrogen deposition - chlorophyll.

Solveig Bakken, Department of Botany, AVH, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll.

Innhold

	Side
Referat	20
Abstract	20
1 Innledning	21
2 Materiale og metoder	22
3 Resultater	23
4 Diskusjon	24
5 Litteratur	25

1 Innledning

Det er gjennom undersøkelser utført de siste 20 åra blitt godt dokumentert at moser er følsomme for luftforurensninger som SO₂, NO_x, tungmetaller og fluorider (Rao 1982, Winner 1988). Det er også hevdet at moser er meir sensitive for luftforurensninger enn høgere planter (Barkman 1969, Winner & Bewley 1978). I Norge er det gjort undersøkelser på Sørlandet i 1988 og 1989 hvor det er dokumentert betydelige moseskader i granskog, og der skadene er særlig påfallende hos blanksigd (*Dicranum majus*) (Flatberg 1989, Frisvoll 1989).

Mangel på tilgjengelig nitrogen er ofte en vekstbegrensende faktor for moser i nordlige økosystem (Brown 1982, Longton 1988), og atmosfærisk tilførsel av nitrogen utgjør en viktig del av nitrogenkilden for moser. Nitrogenforurensning i form av ammonium- og nitrater kan påvirke pH-regulering og kontrollen av oksydasjon-reduksjon tilstanden i planter, samtidig som de kan være nitrogenkilder for biosyntese og vekst. (Lähdesmäki et al. 1990). Økt tilførsel av atmosfærisk nitrogen i form av ammonium- og nitrater på grunn av luftforurensninger, kan derfor ha stor betydning for mosers vekst og utvikling.

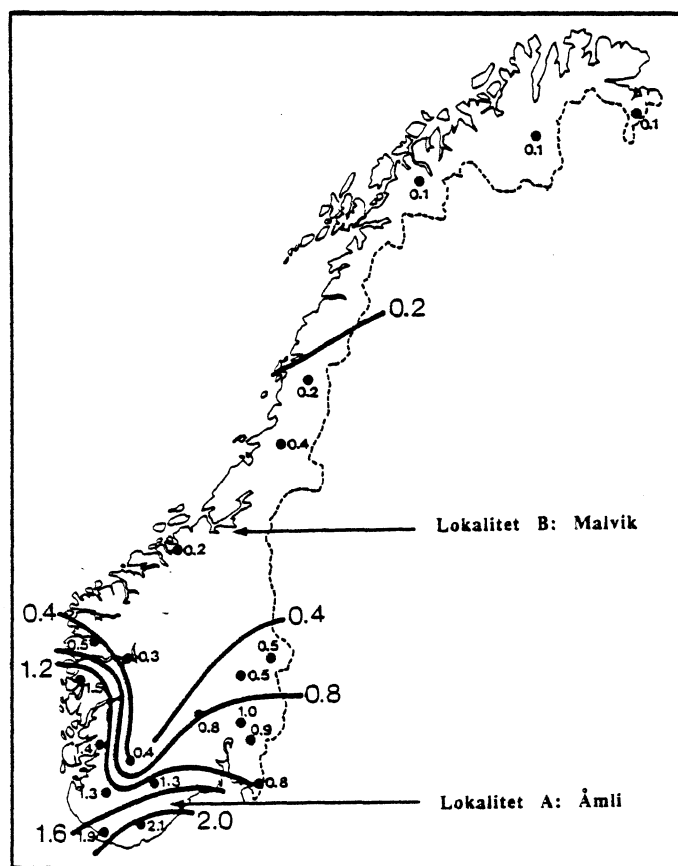
Moser har vanligvis lågere fotosynteseaktivitet og produksjon enn høgere planter, og en av årsakene til dette er deres låge klorofyllinnhold (Masarovicová & Eliás 1987). Klorofyllinnhold og klorofyll a/b-forhold i moser er vist å variere med miljøforhold og endres ved forurensningsbelastning (Raeymaekers 1986, Hutchinson et al. 1987).

Ved transplantasjon av *D. majus* mellom Agder, et område med sterk forurensningsbelastning både av nitrogen og svovel, og Trøndelag med lite forurensningsbelastning (figur 1, SFT 1989), er det registrert markerte forskjeller i grønnfarge hos friske skudd som vokser i de to områdene (Frisvoll 1989). Agdermaterialet er meir mørkegrønt enn materialet fra Trøndelag.

Målet med dette arbeidet er å undersøke om de registrerte fargeforskjellene i *D. majus* skyldes forskjeller i klorofyllinnhold i mosematerialet fra de to områdene.

2 Materiale og metoder

Det ble valgt ut to granskoglokaliteter klassifisert til blåbærgranskog (*Eu-Piceetum*) til innsamling av materiale og undersøkelser av klorofyllinnhold i *Dicranum majus*. Lokalitet A er ei nordeksponert granskogslis ca 180 m o.h. i Åmli, Aust-Agder fylke (kartblad 1612 IV, ML 694 188), og lokalitet B ei nordøst eksponert granskogslis ca 230 m o.h. i Malvik, Sør-Trøndelag fylke (kartblad 1621 IV, NR 837 283), se figur 1.



Figur 1. De undersøkte lokalitetenes beliggenhet; Åmli i Aust-Agder fylke og Malvik i Sør-Trøndelag fylke. Isolinjer for sum av nitrat- og ammonium våtavsetning (g N/m^2) på norske bakgrunnstasjoner i 1988 er inntegnet (etter SFT 1989). - Location of the investigated sites Åmli and Malvik. Isolines denoting the total amount of nitrate and ammonium wet deposition (g N/m^2) at Norwegian background monitoring stations in 1988 (after SFT 1989).

Innenfor et avgrensa felt (20 x 20 m) på hver lokalitet, ble det trekt 10 ruter (0,20 x 0,20 m) tilfeldig som oppfyllte kravene til minst 60 % dekning av *D. majus* og ikke innslag av synlig skadd mose. Materialet i rutene ble høstet 12. og 19. 09. 1990, og oppbevart nedfrosset ved $-20\text{ }^\circ\text{C}$.

Fra hver rute ble 10 prøver à 5 skudd trekt tilfeldig. De øverste 2 cm av skuddene som ble brukt i klorofyllanalysene, ble frysetørket i 48 timer. Materialet ble knust i flytende nitrogen, videre ekstrahert i 80 % aceton (8-12 ml) og sentrifugert ved 11950 g i 10 minutter. Absorbansen ble avlest ved 663 og 646 nm med 80 % aceton som blank. Klorofyllinnhold og a/b-forhold ble rekna ut etter Lichtenthaler & Wellburn (1983).

For å teste om det var signifikante forskjeller i klorofyllinnhold og a/b-forhold i *D. majus* fra de to lokalitetene, ble Mann-Whitneys ikke-parametriske test brukt.

3 Resultater

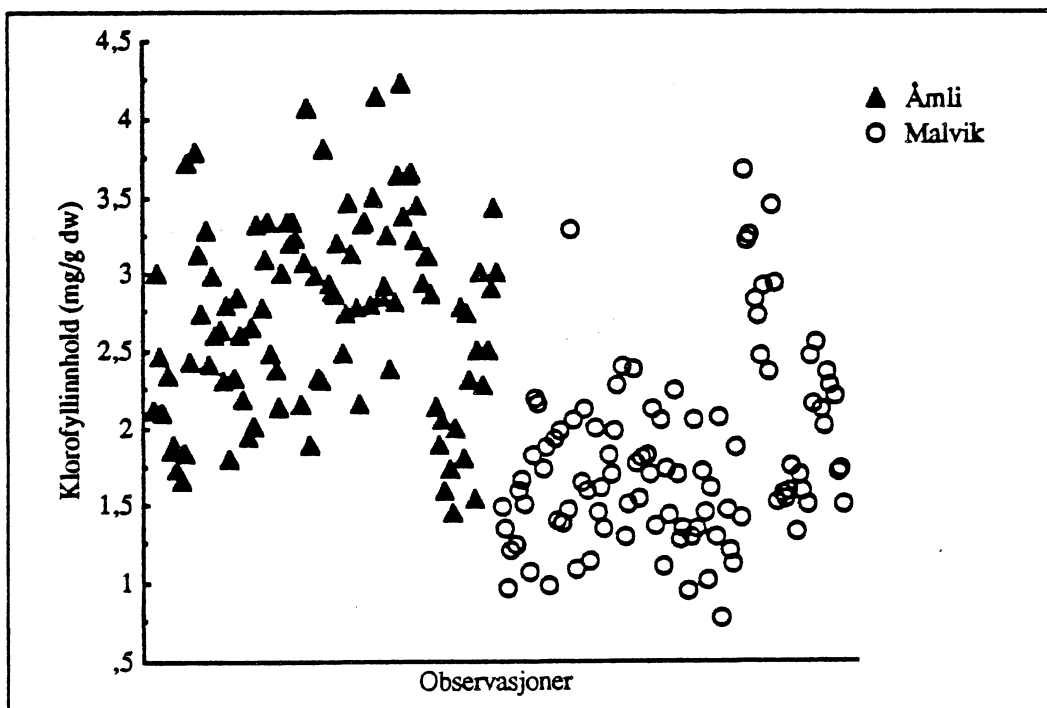
Det totale klorofyllinnholdet i *Dicranum majus* fra Åmli er signifikant høyere sammenlignet med materialet fra Malvik (figur 2). Gjennomsnittsverdien for Åmli er på 2,73 mot 1,81 for Malvik, og variasjonen i klorofyllinnhold innen lokalitetene er omtrent like stor (tabell 1, figur 2). Rute 8 fra Malvik skiller seg ut med en høyere gjennomsnittsverdi enn det totale gjennomsnittet for Åmli.

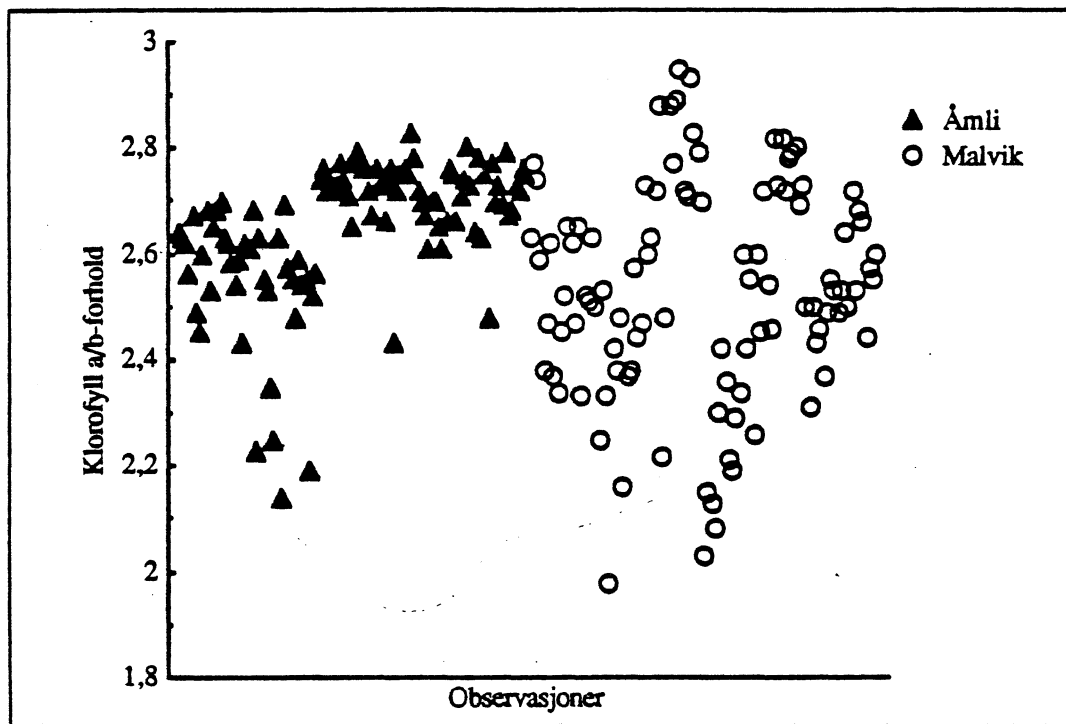
Klorofyll a/b-forholdet i *D. majus* fra Åmli er signifikant høyere sammenlignet med materialet fra Malvik (figur 3). Gjennomsnittsverdien for Åmli er på 2,65 mot 2,53 for Malvik, og variasjonen i a/b-forhold er større i Malvik enn i Åmli (tabell 1, figur 3).

Tabell 1. Gjennomsnittsverdier og standardavvik for klorofyllinnhold og klorofyll a/b-forhold i *Dicranum majus* for rutene fra lokalitetene Åmli og Malvik. N = 10. - Means and standard deviations for chlorophyll content and chlorophyll a/b-ratio of *Dicranum majus* for 10 plots within the investigated sites Åmli and Malvik. N = 10.

Rute	Klorofyllinnhold (mg/d dw)		Klorofyll a/b-forhold	
	Åmli	Malvik	Åmli	Malvik
1	2,10 ± 0,41	1,40 ± 0,27	2,59 ± 0,08	2,54 ± 0,05
2	2,97 ± 0,50	1,71 ± 0,39	2,60 ± 0,08	2,54 ± 0,03
3	2,34 ± 0,37	1,80 ± 0,63	2,46 ± 0,20	2,33 ± 0,16
4	2,91 ± 0,44	1,85 ± 0,40	2,52 ± 0,13	2,57 ± 0,18
5	2,92 ± 0,73	1,67 ± 0,31	2,73 ± 0,03	2,82 ± 0,09
6	2,86 ± 0,37	1,54 ± 0,39	2,74 ± 0,04	2,22 ± 0,13
7	3,13 ± 0,49	1,39 ± 0,39	2,72 ± 0,11	2,49 ± 0,14
8	3,43 ± 0,37	2,98 ± 0,42	2,68 ± 0,05	2,74 ± 0,10
9	2,03 ± 0,46	1,66 ± 0,31	2,70 ± 0,10	2,47 ± 0,08
10	2,62 ± 0,52	2,06 ± 0,32	2,72 ± 0,04	2,59 ± 0,09
\bar{x}	2,75 ± 0,62	1,81 ± 0,58	2,65 ± 0,13	2,53 ± 0,21

Figur 2. Klorofyllinnhold i *Dicranum majus* fra Åmli og Malvik. N = 100 for hver lokalitet. Signifikanssannsynlighet fra Mann-Whitneys ikke-parametriske test p = 0.0001. - Chlorophyll content of *Dicranum majus* from the two investigated sites Åmli and Malvik. N = 100. Åmli and Malvik samples are significantly different at p = 0.0001 for Mann-Whitney test.





Figur 3. Klorofyll a/b-forhold i *Dicranum majus* fra Åmli og Malvik. N = 100 for hver lokalitet. Signifikanssannsynlighet fra Mann-Whitneys ikke-parametriske test $p = 0.0001$. - Chlorophyll a/b-ratio of *Dicranum majus* from the two investigated sites Åmli and Malvik. N = 100. Åmli and Malvik samples are significantly different at $p = 0.0001$ for Mann-Whitney test.

4 Diskusjon

Forskjellene i klorofyllinnhold i *Dicranum majus* fra Åmli og Malvik kan være forårsaket av forskjeller i nitrogendeposisjon mellom de to lokalitetene. Åmli-lokaliteten ligger innenfor et område som mottar 5 ganger meir nitrogen gjennom nedbøren sammenlignet med Malvik-lokaliteten (figur 1). Nitrogengjødsling (Valanne 1984, Rudolph & Voigt 1986) og nitrogenforurensning (Hutchinson et al. 1987) er i forsøk vist å gi økt klorofyllinnhold i moser.

Nitrogen er en viktig bestanddel i tetrapyrrolringen i klorofyllmolekylet. Økt mengde tilgjengelig nitrogen kan derfor gi mulighet for syntese av meir klorofyll. Klorofyllmolekylene er arrangert i protein-pigmentkomplekser i tylakoidmembranene. Ettersom nitrogen er nødvendig for proteinsyntesen, kan økt nitrogentilførsel virke gjennom meir tilgjengelig protein til protein-pigmentkompleksene og dermed muliggjøre et høgere klorofyllinnhold i moser. Ei sammenligning av proteininnhold i blåbær (*Vaccinium myrtillus*) fra et område med sterk forurensningsbelastning av nitrogen og et tilsvarende kontrollområde, begge i Nord-Finland, viste signifikant høgere proteininnhold i plantematerialet fra området med nitrogenforurensning (Lähdesmäki et al. 1990).

Ut fra lys som den viktigste regulerende faktor for klorofyllinnhold og a/b-forhold, er det ventet å finne en negativ korrelasjon mellom klorofyllinnhold og a/b-forhold (Martin & Churchill 1982). *D. majus* fra Åmli har derimot de høyeste verdiene både for klorofyllinnhold og a/b-forhold. Det må derfor være andre faktorer som sammen med lys er med på å regulere klorofyllinnhold og a/b-forhold i *D. majus*.

Denne undersøkelsen har vist at det er forskjeller i klorofyllinnhold i *D. majus* fra to lokaliteter med ulik forurensningsbelastning. Det er nå viktig gjennom forsøk under kontrollerte betingelser å få undersøkt om dette virkelig skyldes forskjeller i nitrogentilførsel, og på hvilket konsentrasjonsnivå av nitrogen en får forskjellene. Det gjenstår videre å vurdere hvilken betydning forskjeller i klorofyllinnhold har for mosers vekst og metabolisme.

5 Litteratur

- Barkman, J.J. 1969. The influence of air pollution on bryophytes and lichens. - I Air pollution, proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals. Wageningen, Center for agriculture publishing and documentation. s. 197-209.
- Brown, D.H. 1982. Mineral nutrition. - I Smith, A.J.E., red. Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London. s. 383-443.
- Flatberg, K.I. 1989. Overvåking av moser i barskog i 1989. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling 1989. 7s.
- Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - NINA Oppdragsmelding 18: 1-41.
- Hutchinson, T.C., Scott, M.G., Soto, C. & Dixon, M. 1987. The effect of simulated acid rain on boreal forest floor feather moss and lichen species. - I Hutchinson, T.C. & Meema, K.M., red. Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. NATO ASI Series, G16: 411-426. Springer-Verlag, Berlin.
- Lichtenthaler, H.K. & Wellburn, A.R. 1983. Determination of total carotenoids chlorophylls a and b of leaf extracts in different solvents. - Biochemical Society Transactions 603: 591-592.
- Longton, R.E. 1988. Biology of polar bryophytes and lichens. - Cambridge University Press, Cambridge. 391s.
- Lähdesmäki, P., Pakonen, T., Saari, E., Laine, K. & Havas, P. 1990. Environmental factors affecting basic nitrogen metabolism and seasonal levels of various nitrogen fractions in tissues of bilberry, *Vaccinium myrtillus*. - Holarctic Ecology 12: 19-30.
- Martin, C.E. & Churchill, S.P. 1982. Chlorophyll concentrations and a/b ratios in mosses collected from exposed and shaded habitats in Kansas. - J. Bryology 13: 297-304.
- Masarovicová, E. & Eliás, P. 1987. Some ecophysiological features of woodland mosses in SW Slovakia 2. Chlorophyll content and photosynthesis. - Symposia Biologica Hungarica 35: 113-123.
- Raeymaekers, G. 1986. Eco-physiological effects of simulated acidic rain and lead on *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. - Dr. philos. Thesis, Department of Biological Sciences, Michigan Technological University. (Upubl.).
- Rao, D.N. 1982. Responses of bryophytes to air pollution. - I Smith, A.J.E., red. Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London. s. 445-471.
- Rudolph, H. & Voigt, J.U. 1986. Effects of NH_4^+ and NO_3^- on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. - Physiol. Plant. 66: 339-343.
- SFT, Statens forurensningstilsyn 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. - SFT Rapp. 375/89.
- Valanne, N. 1984. Photosynthesis and photosynthetic products in mosses. - I Dyer A.F. & Duckett, J.G., red. The experimental biology of bryophytes. Academic Press, London. s. 257-273.
- Winner, W.E. 1988. Responses of bryophytes to air pollution. - I Nash, T.H., III & Wirth, V., red. Lichens, bryophytes and air quality. Bibl. Lichenol. 30: 141-173. J. Cramer, Berlin.
- Winner, W.E. & Bewley, J.D. 1978. Contrast between bryophyte and vascular plant synecological responses in an SO_2 -stressed white spruce association in Central Alberta. - Oecologia 33: 311-325.

Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition

Nitratreduktaseaktivitet som indikator på nitrogenforurensning hos moser

Project leader: Ann Marie Odasz

Project participants: Vibekke Vange, Siri Øiesvold, Hanne Edvardsen

Abstract

Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. & Edvardsen, H. 1991. Nitrate reductase enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Bryophytes are sensitive bioindicators of levels of polluted precipitation because their microenvironment and ecology are dependent on atmospheric elements like nitrogen in deposition events. The enzyme in bryophytes responsible for assimilating the most available nitrogen ion, NO_3^- is nitrate reductase (NR), it is inducible and reacts to small changes in local nitrogen loads.

A significant inverse relationship between NR activity values and tissue nitrogen was identified for the bryophytes collected along a nitrate deposition gradient, Troms "clean", Agder "intermediate", and the heavy nitrate deposition site, a Svalbard bird cliff. Bryophyte samples from the "clean" site showed greatest response in nitrate induction experiments. The response was proportional to the concentration of the nitrate treatment. These results allowed for construction of a preliminary "critical load model"; as nitrogen accumulates at a site the tissue nitrogen becomes saturated and nitrate assimilation activity declines.

Understanding the coupling between the organism and the environment offers advantages above species composition studies because "critical loads of nitrogen" can be identified before the nitrogen pollution reaches the undesirable level where species are actually eradicated from the community. Bryophyte "bioindicators" can serve as an "early warning" of vegetation damage due to nitrogen deposition.

Key words : nitrogen deposition - biological response - nitrate reductase activity - bryophyte tissue nitrogen - critical load - Svalbard - Norway.

Ann Marie Odasz, Vibekke Vange, Siri Øiesvold, Department of Botany, AVH, University of Trondheim, N-7055 Dragvoll.

Hanne Edvardsen, Institute for Biology and Geology, University of Tromsø, N-9001 Tromsø.

Referat

Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. & Edvardsen, H. 1991. Nitratreduktaseaktivitet som indikator på nitrogenforurensning hos moser. - NINA Oppdragsmelding 69: 1-41.

Moser er sensitive bioindikatorer på grader av forurenset nedbør fordi deres mikrohabitat og økologi er avhengig av atmosfæriske forbindelser som nitrogen. Enzymet nitratreduktase (NR) er ansvarlig for assimilering av det mest tilgjengelige nitrogenionet, NO_3^- . Det er induserbart og reagerer selv på svært små endringer i det lokale nitrogenivået.

Det ble funnet et signifikant forhold mellom økende vevsnitrogen-verdier og minkende NR aktivitet-verdier hos moser langs en nitrogen-deposisjonsgradient, der Troms representerer det "rene" habitatet, Agder det "intermediære" og fuglefjell på Svalbard det habitatet med høyest nitrogendeposisjon.

Moseprøver fra det "rene" habitatet viste størst respons på induksjonseksperimenter der nitrat ble tilført. Responsen var proporsjonal med konsentrasjonen på nitratbehandlingen. Disse resultatene la grunnlag for en foreløpig "critical load model": når nitrogen akkumuleres i et habitat blir plantevevet mettet med nitrogen, og plantenes evne til å assimilere nitrat minker.

Forståelse av organismens respons på omgivelsene har fordeler framfor studier av artssammensetning, fordi "tålegrenser" kan identifiseres før nitrogenforurensningen når det uønskede nivået der arter forsvinner fra plantesamfunnet.

Emneord: nitrogendeposisjon - biologisk respons - nitratreduktaseaktivitet - vevs-nitrogen - "tålegrense" - Norge - Svalbard.

Ann Marie Odasz, Vibekke Vange, Siri Øiesvold, Botanisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll.

Hanne Edvardsen, Institutt for biologi og geologi, Universitetet i Tromsø, 9001 Tromsø.

Contents

	Side
Abstract	26
Referat	26
1 Introduction	28
1.1 Nitrogen deposition	28
1.2 Nitrate reductase	29
1.2.1 The enzyme	29
1.2.2 Bioindicator theory	29
1.3 Objectives	30
2 Scientific methodology and approach	30
2.1 Field collection sites	30
2.2 Bryophyte species	31
2.3 Quantitative analyses	32
2.3.1 Nitrate reductase analyses	32
2.3.2 Tissue nitrogen analyses	32
2.3.3 NRA induction experiments	32
3 Results and discussion	32
3.1 Quantitative analyses	32
3.1.1 "In situ" nitrate reductase activity	32
3.1.2 Tissue nitrogen	33
3.1.3 NRA/tissue nitrogen relationship	34
3.1.4 Nitrogen induction experiments	37
3.2 Critical load model	38
4 Future research	39
5 Literature	40

1 Introduction

1.1 Nitrogen deposition

A major feature of long range atmospheric transport this century has been a marked increase in the atmospheric nitrogen deposition as a result of NO_x emissions. Nitrogen deposition has increased in the northern hemisphere by at least threefold in North America and Britain (Brimblecombe & Stedman 1982). Data from arctic ice cores suggest at least a twofold increase there. Long range transport of air pollutants (Derwent & Nodop 1986), west from the British Isles, east from the U.S.S.R., and south from Europe, contributes to increased atmospheric NO_x deposition in Norway and is interpreted as causing detrimental effects on Norwegian forest, vegetation and fresh water lakes. For example, lakes in southern Norway have doubled NO_3^- content from 1974-86. Thus, it is probable that this increase in nitrogen supply has a potentially important and possibly detrimental influence on plant growth and on dynamics of plant communities throughout Norway.

One of the most, or often, the most important nutrient for plant development, nitrogen, constitutes up to 6 % dry weight in some species. The close coupling of nitrogen metabolism of northern and arctic plants with the amount of nitrogen deposited in the immediate environment has been demonstrated (Odasz 1988, 1991 in ed.; Martinussen & Odasz 1990) (Figure 1). The vascular plants growing in the heavily fertilized bird cliff environment showed a direct correlation between the nitrogen metabolism and the nitrogen supply power of the habitat. However, although plants are dependent on nitrogen, its availability is often a major limiting factor in the development of most northern (Lee & Stewart 1978, Ulrich & Gersper 1978, Lee et al. 1983) and arctic plant communities (Shaver & Chapin 1980, Odasz 1988). Nitrogen is often scarce at northern latitudes due to low temperatures, short growing-seasons, low turnover rates, and slow decomposition.

Increased atmospheric supply of nitrogen represents a potentially important source of this element for vegetation in Norway. In a 4-year experiment where acid loading was increased with HNO_3 in a pristine environment in Sogndal, mass budget calculations

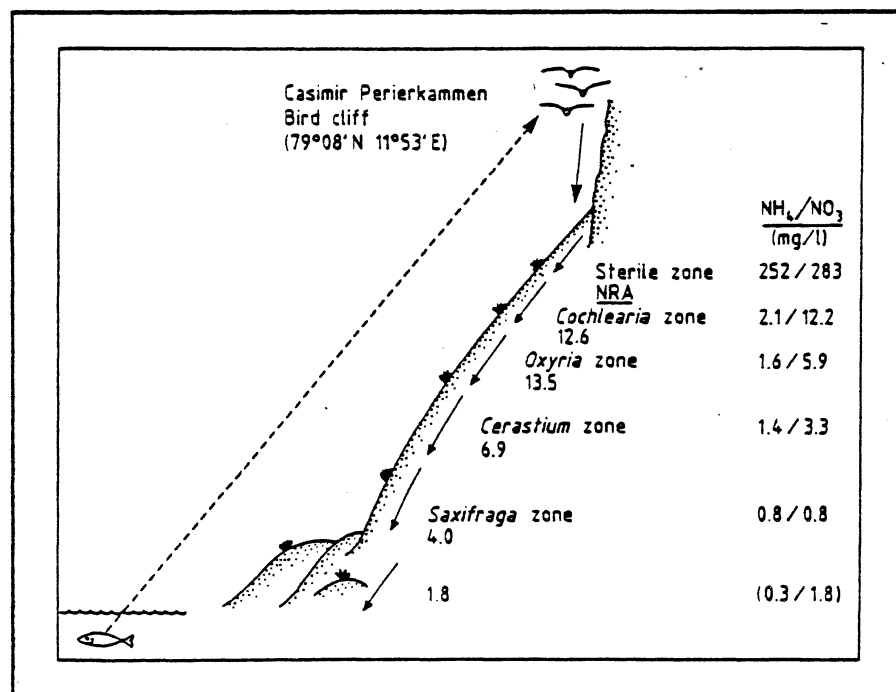


Figure 1. Mean NRA values for vascular plants growing in the vegetation below a bird cliff on Svalbard mirrors the nitrogen deposited in each zone. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1}$ fresh weight h^{-1} . Values are means for all species in the zone. Soil nitrogen is given for each zone, NH_4^+ and NO_3^- in mg/l (from Odasz 1988).

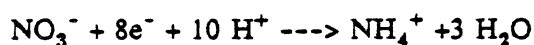
indicate that > 90% of the added nitrate is retained in the catchment. The efficient retention of nitrate is probably due to uptake by the terrestrial vegetation (Wright et al. 1988). The potential effects of the retained nitrate on plants are many. The ecological effects can be direct, by growth stimulation, toxicity, mycorrhiza and blue-green algae inhibition, and also indirect by raising susceptibility to other abiotic stresses such as frost, drought, and heavy metals.

1.2 Nitrate reductase

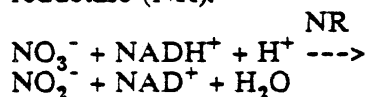
1.2.1 The enzyme

The enzyme in plants responsible for assimilating nitrate, NO_3^- , is nitrate reductase (NR).

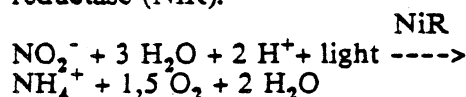
The total reaction for the reduction of nitrate is:



The first step is catalysed by the enzyme nitrate reductase (NR):



The second step is catalysed by the enzyme nitrite reductase (NiR):



Nitrate reductase (NR) links the nitrogen economy of a plant or bryophyte to its environment. NR is inducible and responds to even slight changes in local nitrogen levels. The "in vivo" assay for NRA is a straightforward laboratory analysis (Guerrero 1985), which may also be conducted in the field.

1.2.2 Bioindicator theory

The nitrogen status for bryophytes is coupled to atmospheric deposition because they lack true roots (Lee & Stewart 1978, Pate 1983). Bryophytes are sensitive bioindicators of levels of polluted precipitation because their microenvironment and ecology are dependent on atmospheric elements through deposition events. Activity of the enzyme nitrate reductase (NR) in bryophytes is particularly sensitive to induction by nitrogen deposition.

Bryophytes may be used to link nitrogen assimilation processes to even single depositional events. Nitrate reductase responds to present levels and increases in atmospheric nitrogen pollution, therefore providing

a sensitive biochemical system for monitoring the amount and direct influence of atmospheric nitrogen pollution on plant growth. This has been shown to be important in England (Stewart, Lee & Orejumbo 1973, Woodin et al. 1985, Press et al. 1986 and Woodin & Lee 1987). Many of the same species used as indicators in England also occur in Norway and on Svalbard. No one in Norway has investigated biological response of bryophytes in bioindication of nitrogen loading in Norwegian vegetation until this study was initiated. An investigation on higher plants is in progress. Løbersli (NAVF-584 1989) is studying translocation of nitrogen ions and heavy metals in soil, ground water and higher plants such as *Deschampsia flexuosa* and *Calluna vulgaris*.

There has been a recent rapid increase in international research activities investigating the use of bryophytes as "bioindicators" of air pollutants and levels of acid rain (Stewart et al. 1973, Winner & Bewley 1978, Rinne & Barclay-Estrup 1980, Huttunen et al. 1981, Arafat & Gloschenko 1982, Rao 1982, Brown 1984, Lee et al. 1985). This research provides a data base for calibration and comparison of biological response of bryophytes to long range transported pollution in Norwegian habitats with saturated sites like those in Britain. Close to Manchester one finds sites where bryophyte vegetation is severely destroyed.

Our investigation is carried out in communication with Dr. John Lee's research group at the Department of Environmental Biology in Manchester, England. His group has been publishing on nitrogen metabolism in plants since the early 1970's (Stewart et al. 1973). Manchester scientists, Woodin, Press & Lee (1985), have demonstrated a dependence of the nitrogen metabolism of the dominant *Sphagnum fuscum* on wet deposition of nitrate in a sub-arctic mire at Abisko. In another study, Woodin & Lee (1987) investigated repeated depositional events and temperature influence on two *Sphagnum* species, concluding that nitrate reductase activity is useful for monitoring atmospheric nitrate deposition. It is probable that many bryophyte species are adapted to utilize the increasing atmospheric combined nitrogen supply and are sensitive bioindicators of such (Press et al. 1986).

Understanding the coupling between the organism and the environment offers advantages above species composition studies because "critical loads of nitrogen" can be identified before the nitrogen pollution reaches the undesirable level where species are actually eradicated from the community. Bryophyte "bioindicators" can serve as an "early warning" of vegetation damage due to nitrogen deposition.

1.3 Objectives

The goal of this study is to understand the function and limitations of the nitrate assimilation mechanism in bryophytes and its response to increased loads of nitrogen deposition in Norwegian habitats. Such information will provide a finely tuned "bioindicating system" whereby the critical load of nitrogen deposition leading to physiological malfunction can be identified. Quantification of "critical loads" of nitrogen 1) in acute single deposition episodes and 2) in chronic loading, which leads to saturation and irreversible physiological damage for bryophyte vegetation, can be determined.

To accomplish this goal we set specific objectives:

- 1 To investigate the capacity of selected bryophyte species in Norway and Svalbard to utilize atmospheric nitrogen deposition by analysing nitrate reductase activity (NRA) "in situ" (in natural habitats).
- 2 To understand the fate and economy of atmospheric combined nitrogen in bryophyte communities by determining tissue nitrogen in bryophyte species growing in "clean" habitats and habitats with heavy nitrogen deposition.
- 3 To understand how selected bryophytes which occur in similar ecosystems in Svalbard, Norway and Britain are eco-physiologically adapted to utilize the increasing atmospheric nitrogen deposition.
- 4 To detect bryophyte species in Norway and Svalbard that have high NRA and are sensitive to nitrate reductase enzyme induction in simulated pollution loading experiments.
- 5 To develop a "critical load" model to predict the impact of present and future increase in acute and chronic episodic nitrogen deposition levels on Norwegian vegetation.

2 Scientific methodology and approach

2.1 Field collection sites

Bryophyte samples were collected at sites indicated on the map (Figure 2). The sites in southern Norway include Gjerstad and Åmli in Aust-Agder. In Åmli the bryophytes were sampled from a pine forest at Flatemo and a spruce forest at Gangsei. Svarttjern at the Gjerstad site is also a spruce forest. In northern Norway bryophytes were collected in mountain birch forest vegetation in Troms. Collection sites include Kvaløya, Håkøya, and Tromsøya. On Svalbard bryophytes were collected from two bird cliff sites which receive extreme nitrogen deposition: Signehamna bird cliff and Casimir Perierkammen bird cliff (commonly known as "14th of July bird cliff"), from a tundra site in Liefdefjord, and an arctic mire site by Longyearbyen.

Isolines on the Norway map indicate wet nitrate deposition mg(N/l) values in 1988 (SFT 1989). According to the map (Figure 2), the Troms area is one of the "cleanest" regions in Norway, while Agder in southern Norway receives six times more wet nitrate deposition.

Damage to bryophytes in Norway has been identified by morphological and chemical analyses (Flatberg 1989, Frisvoll 1989, Løken 1989, Bakken 1990). The area in Agder, southern Norway, shows severe damage in the understory bryophyte vegetation. Flatberg (1989) and Frisvoll (1989) have followed the spread of damage vegetation from 1988 until present. They have registered damage in the conifer forest species *Dicranum majus*, *D. polysetum*, *Hylocomium splendens* and others. The observed damage is presumed to be a result of long range transported air pollutants (Løbersli 1989), we therefore selected Agder as a collection area.

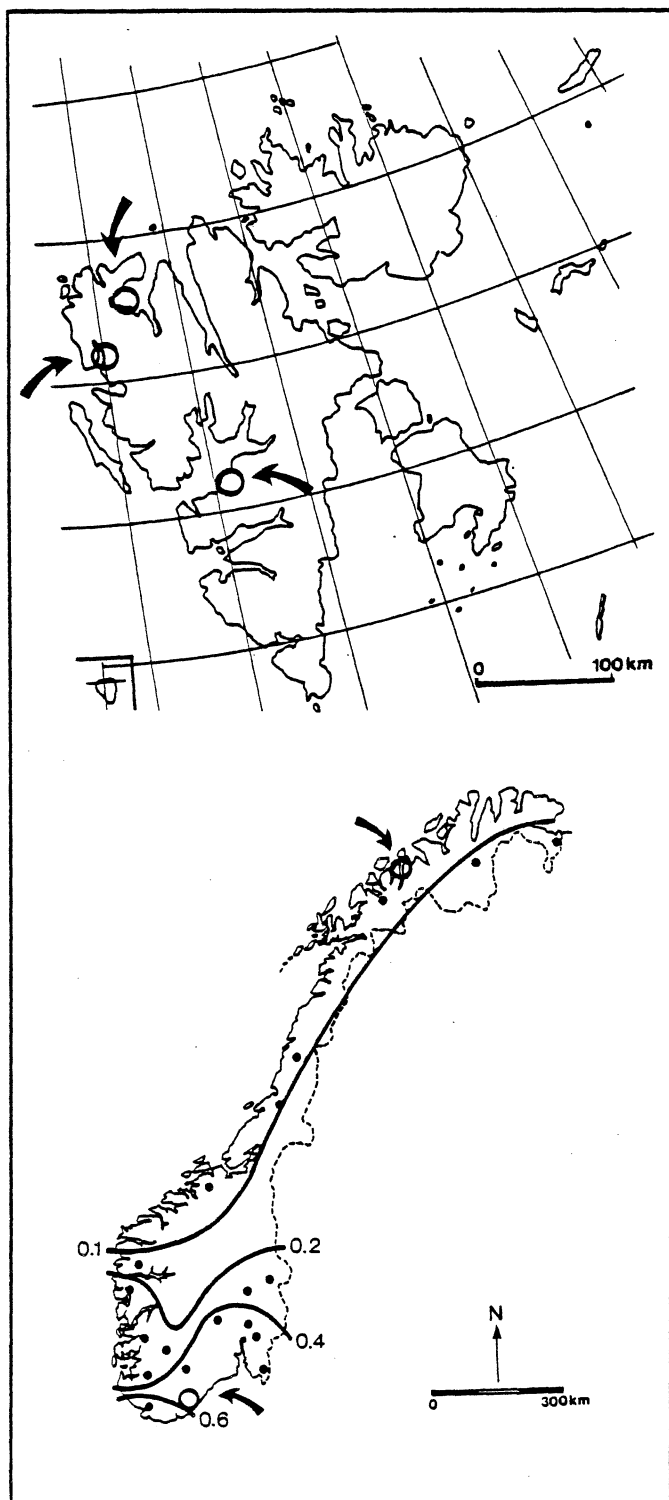


Figure 2. Collection sites on Svalbard, Troms, and Agder. Isolines on the Norway map indicate wet nitrate deposition mg(N/l) values in 1988 (SFT 1989).

2.2 Bryophytes

The following species were selected for investigation of "in situ" NRA; * indicates tissue nitrogen analyses. Collection sites are designated, Ag - Agder, Tr - Troms, Sv - Svalbard.

Species	Norwegian name	Site
Mosses		
* <i>Aplodon wormskioldii</i>	- kadavermose	Sv
* <i>Aulacomnium palustre</i>	- myrfiltmose	Sv
* <i>Aulacomnium turgidum</i>	- fjellfiltmose	Sv
* <i>Brachythecium reflexum</i>	- sprikelundmose	Tr
* <i>Bryum pseudotriquetrum</i>	- bekkevrangmose	Sv
* <i>Bryum</i> spp.	- vrangmose spp.	Sv
* <i>Calliagon stramineum</i>	- grastjønsmose	Sv
* <i>Climacium dendroides</i>	- palmemose	Sv
* <i>Dicranella heteromalla</i>	- smaragdgrøftemose	Tr
* <i>Dicranum angustum</i>	- grassigd	Sv
* <i>Dicranum majus</i>	- blanksigd	Ag
* <i>Dicranum polysetum</i>	- krussigd	Ag
* <i>Dicranum</i> sp.	- sigdmose sp.	Tr
* <i>Drepanocladus cossonii</i>	- brunklo	Sv
* <i>Hylocomium splendens</i>	- etasjehusmose	Tr,Sv
* <i>Hylocomium umbratum</i>	- skyggehushusmose	Ag,Tr
* <i>Leptobryum pyriforme</i>	- pæremose	Sv
* <i>Philonotis fontana</i>	- teppekildemose	Tr
* <i>Plagiomnium ellipticum</i>	- sumpfagermose	Sv
* <i>Plagiothecium laetum</i>	- glansjåmose	Ag
* <i>Plagiothecium undulatum</i>	- kystjåmose	Ag
* <i>Pleurozium schreberi</i>	- furumose	Ag,Tr
* <i>Polytrichum alpinum</i>	- fjellbjørnemose	Tr
* <i>Polytrichum commune</i>	- storbjørnemose	Ag,Sv
* <i>Polytrichum formosum</i>	- kystbjørnemose	Ag
* <i>Polytrichum strictum</i>	- filtbjørnemose	Sv
* <i>Ptilium crista-castrensis</i>	- fjærmose	Ag
* <i>Racomitrium lanuginosum</i>	- heigråmose	Tr,Sv
* <i>Rhytidiadelphus</i> sp.	- kransmose sp.	Tr
* <i>Sanionia uncinata</i>	- bleikklo	Sv
* <i>Tomentypnum nitens</i>	- gullmose	Sv
* <i>Tortula ruralis</i>	- putehårstjerne	Sv
Peat-mosses		
* <i>Sphagnum girgensohnii</i>	- grantorvmose	Ag
* <i>Sphagnum squarrosum</i>	- spriketorvmose	Sv
* <i>Sphagnum subnitens</i>	- blanktorvmose	Tr
Hepatics		
* <i>Plagiochila asplenioides</i>	- prakthinnemose	Ag
* <i>Ptilidium ciliare</i>	- bakkefrynse	Sv

Nomenclature mainly follows Frisvoll et al. (1984). Information on ecology, metabolism, photosynthesis and respiration is found in the literature for selected species: *Sphagnum* spp. (Karunen & Salin 1982, Woodin & Lee 1987), *Dicranum fuscescens* (Hinklenton & Oechel 1976 1977a 1977b), *Hylocomium splendens* (Callaghan et al. 1978, Weber & Van Cleve 1984), and *Racomitrium lanuginosum* (Kallio & Heinonen 1973 1975, Rinne & Barclay-Estrup 1980).

2.3 Quantitative analyses

Samples of the 40 bryophyte species listed above were collected from the field sites in Svalbard, Troms, and Agder. Samples were transported to the phytotron in Tromsø and maintained in controlled light and temperature conditions. Svalbard and Troms samples were analysed within two weeks after collection. The Agder samples were analysed three weeks after collection.

2.3.1 Nitrate reductase analyses

Nitrate reductase analyses were performed on 8 or 12 replicates of each species in the phytotron. NRA was estimated by measuring the amount of nitrite produced from nitrate in constant light and controlled temperature (Guerrero 1985). Bryophyte plant material was incubated in phosphate buffer containing propanol-1 and 100 mM KNO₃ for 1 hour at 28 °C in a constant water bath. Activity was stopped by immersion in boiling water for 25 minutes. The product, NO₂⁻ was dyed with N(1-naphtyl) ethylene diamine dichloride, sulphamide, and 3 M HCL. The product was measured at 540 nm in a spectrophotometer. Nitrate reductase activity (NRA) was calculated and reported as μmol of nitrite ions formed per gram of fresh weight of the plant per hour (μmol NO₂⁻ g⁻¹ fresh weight h⁻¹). NRA is given in μmol NO₂⁻ g⁻¹ fresh weight h⁻¹ throughout this report.

2.3.2 Tissue nitrogen analyses

Samples of 31 bryophyte species were analysed for tissue nitrogen content by Kjeldahl-N analyses. Species are marked with an (*) in the bryophyte species list above. Analyses were conducted on fresh plant material by the Chemical Analysis Laboratory at Holt Research Station in Tromsø. Tissue nitrogen is expressed as % dry weight.

2.3.3 NRA induction experiments

Induction experiments were run on 4 selected bryophyte samples, *Racomitrium lanuginosum* from a Svalbard bird cliff and from Troms, and *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* from Troms. Bryophytes were maintained in a controlled light and temperature environment in the Tromsø phytotron. Nitrate fertilizer (KNO₃) was sprayed in 4 concentrations, 0.1; 0.5; 1.0; 5.0 mM, in addition to a control treatment of distilled water. NRA was analysed at hours 0, 3, 6, and 9 after treatment.

3 Results and discussion

3.1 Quantitative analyses

3.1.1 "In situ" nitrate reductase activity

Objective 1. To investigate the capacity of selected bryophyte species in Norway and Svalbard to utilize atmospheric nitrogen deposition by analysing nitrate reductase activity (NRA) "in situ" (in natural habitats).

To satisfy Objective 1 NRA was analysed in 40 bryophyte species from many habitats. All bryophyte species showed NRA. Values ranged from 0.02 to 0.45 μmol NO₂⁻ g⁻¹ fresh weight h⁻¹ (Figure 3).

Bryum pseudotriquetrum and *Aplodon wormskioldii* had the lowest NRA, mean = 0.015, SE = 0.003 and mean = 0.016, SE = 0.002, respectively. Both species were collected in the heavily fertilized sites below the bird cliff on Svalbard.

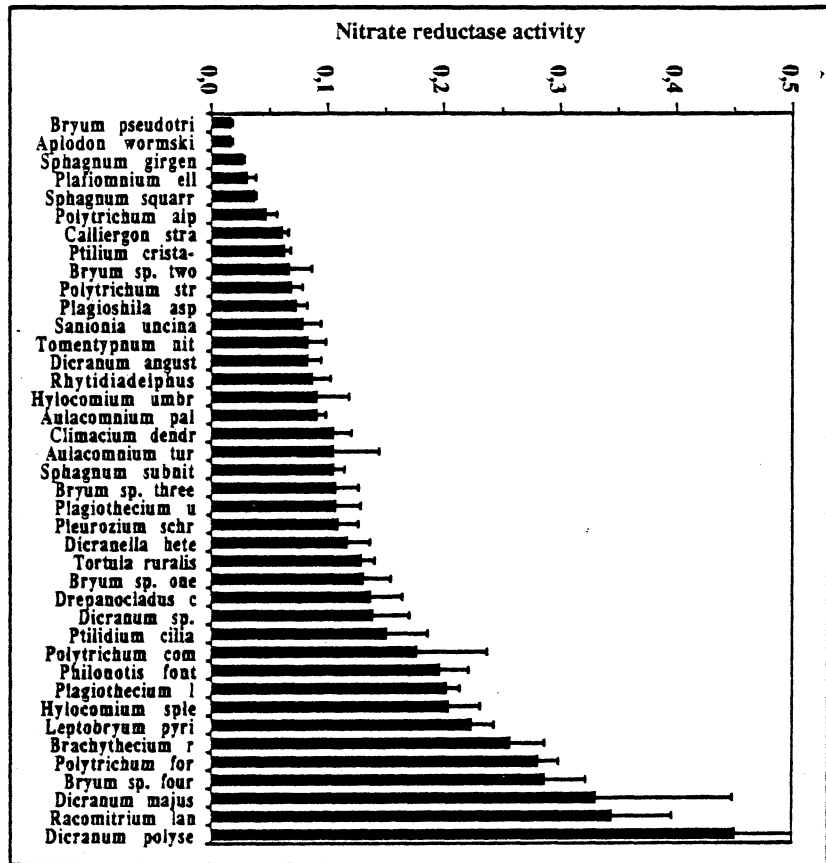
The bryophyte species showing greatest activity for NR were *Dicranum polysetum*, *Racomitrium lanuginosum*, and *Dicranum majus*. Values were mean = 0.45, SE = 0.07, mean = 0.344, SE = 0.053, and mean = 0.331, SE = 0.117, respectively. The *Dicranum* species were collected in Agder. *Racomitrium lanuginosum* was collected in Troms and in the bird cliff vegetation.

Two common conifer forest species *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* had intermediate NRA values, mean = 0.203, SE = 0.028 and mean = 0.108, SE = 0.017 respectively (Figure 3).

The range of NRA values in the bryophytes collected from the Troms area and Agder were greater than in the sites receiving heaviest nitrogen deposition under the bird cliff on Svalbard (Figure 4). Troms samples show the greatest range in NRA, 0.007-0.665 (n = 58). Bryophytes in the Troms area have received lesser amounts of atmospheric nitrate deposition (Figure 2), and are probably most sensitive to even slight differences in natural nitrogen distribution in different habitats. Bryophytes analysed from the Agder site had intermediate NRA values and ranged 0.006-1.007 (n = 64). Svalbard had the most limited range, 0.089-0.438 (n = 176), despite having the largest sample size.

The NRA values for bryophytes from the three localities, Svalbard, Troms and Agder were significantly different (ANOVA; p = .0001). Pairwise analyses (Fisher PLSD; Scheffe F-test) showed significant differences between Svalbard and Troms

Figure 3. Nitrate reductase activity mean values and SE in ascending order for 40 bryophyte species. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$.



bryophytes and between Svalbard and Agder bryophytes. However, Troms and Agder bryophyte values overlap and are not significantly different. The mean for Svalbard was also the lowest of the three localities; mean = 0.097, SE = 0.005 (Figure 5). The mean for the Troms area was 0.187, SE = 0.019 and the mean for Agder was slightly higher, 0.203, SE = 0.025. NRA values for especially the *Dicranum* species from Agder were very high (Figure 3 and 4), and suggest possible induction response to the chronic nitrate deposition in the local habitat (refer to map, Figure 2).

3.1.2 Tissue nitrogen

Objective 2. To understand the fate and economy of atmospheric combined nitrogen in bryophyte communities by determining tissue nitrogen in bryophyte species growing in "clean" habitats and habitats with heavy nitrogen deposition.

To satisfy Objective 2 the bryophyte tissue portion of the mass nitrogen budget was analysed. Tissue nitrogen values for the 31 bryophyte species ranged 0.71-5.57 N % dry weight (Figure 6). *Racomitrium lanuginosum*, *Ptilidium ciliare*, *Philonotis fontana*,

and *Pleurozium schreberi* are species with some of the lower nitrogen content, whereas *Aplodon wormskioldii*, *Calliergon stramineum*, *Bryum pseudotriquetrum*, and *Plagiothecium undulatum* have at least twice the amount of tissue nitrogen.

Tissue nitrogen values for the bryophyte samples from Svalbard have the greatest range, 0.710-5.557 % and the highest values (Figure 7). In Agder values range, 1.4-3.30 % and in Troms bryophyte tissue nitrogen ranged, 0.680-2.08 %, with some of the lowest values of all bryophytes analysed.

Svalbard mean values for the sample set are higher than Troms and Agder (Figure 8). Pairwise analyses (Fisher PLSD; Scheffe F-test) showed significant differences between Svalbard and Troms. Troms bryophytes had the least mean amount of tissue nitrogen (1.346; n = 11), and the lowest standard error (SE = 0.131). Svalbard had the highest mean, SE, and number of species analysed (mean = 2.452, SE = 0.275, n = 24). Agder mean value was 2.082, SE = 0.221, n = 8).

The mean values (Figure 8), mirror the relative amounts of nitrogen deposited at the sites, (refer to map, Figure 2). Remember the Svalbard bryophytes

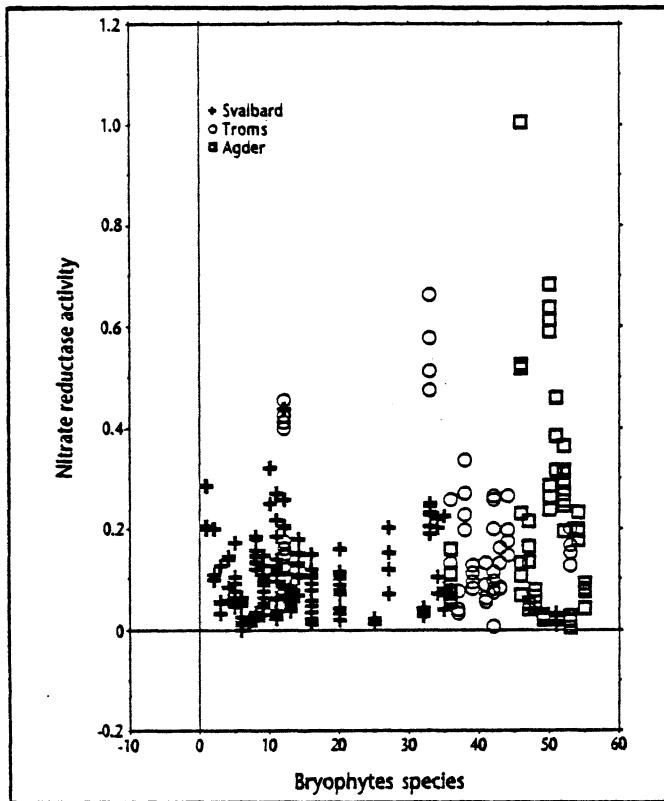


Figure 4. Scattergram of NRA values for 40 bryophyte species indicated by collection locality, Svalbard, Troms, and Agder. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$.

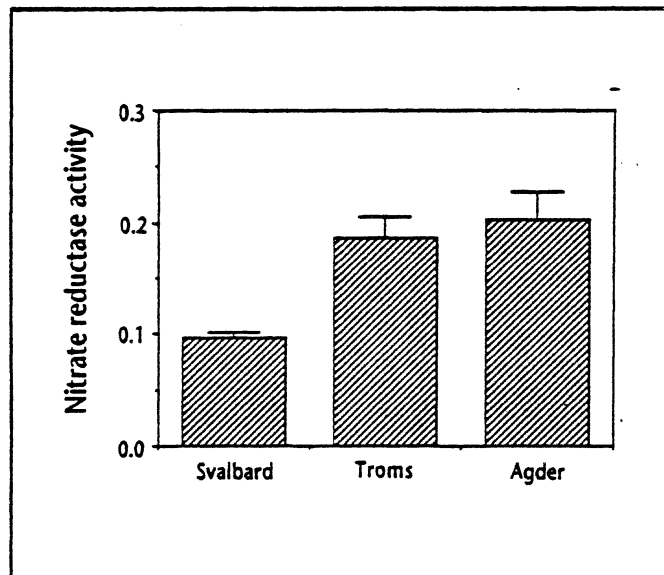


Figure 5. Mean NRA values and SE for the three sites, Svalbard, Troms, and Agder. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$.

were collected under the heavy influence of bird guano deposition. These bryophyte samples have been growing in a habitat with heavy nitrogen loading. The tissue nitrogen results indicate accumulation of nitrogen in bryophyte tissue with

chronic nitrogen loading in a habitat. The relation and implication of tissue nitrogen saturation for NRA and nitrate assimilation will be discussed in the next section.

3.1.3 NRA/ tissue nitrogen relationship

Objective 3. To understand how selected bryophytes which occur in similar ecosystems in Svalbard, Norway and Britain are ecophysiologicaly adapted to utilize the increasing atmospheric nitrogen deposition.

To satisfy Objective 3 the ecophysiological relationship between accumulated tissue nitrogen and nitrate assimilation by NR was analysed. The Svalbard bryophytes collected in the heavily "fertilized" vegetation below the bird cliff provide for a comparison of the biological response of bryophyte species to extreme nitrogen deposition, with bryophytes growing in habitats receiving long range transported nitrate deposition (Figure 2). When tissue nitrogen values for the 31 analysed species are compared with "in situ" NRA values a significant inverse relationship is identified ($y = .049X + .252$, $r^2 = .123$, $p = .0001$) (Figure 9).

Bryophytes from the Svalbard bird cliff vegetation had the lowest NRA values and the highest tissue nitrogen content. The high tissue nitrogen content in the samples with little NRA activity suggests nitrogen saturation; additional nitrogen is not needed and the nitrate reductase mechanism is not active. A source-sink inhibition trigger would regulate the nitrogen economy of the bryophyte such that energy is not "wasted" on additional nitrate reductase activity which would lead to a surplus and result in an unbalanced nitrogen budget.

Bryophytes from Troms are at the other end of the regression with least accumulation of nitrogen in bryophyte tissue and higher NR activity (Figure 9). The "cleaner" habitats in the Troms area have lower tissue nitrogen than the sites receiving higher levels of nitrogen deposition in Agder and in the bird cliff vegetation on Svalbard. This suggests that the bryophytes are not saturated and assimilate nitrate deposited in the habitat.

Agder sites receive at least 6 times the amount of nitrate in precipitation than Troms receives, see map Figure 2. The bryophytes in Agder showed intermediate tissue nitrogen and a spread of NRA values. Some of the high NRA values in Agder may be due to induction and increased assimilation. This suggests that the nitrogen economy of the bryophytes

Figure 6. Tissue nitrogen values for 31 bryophyte species in ascending order. Values are % dry weight.

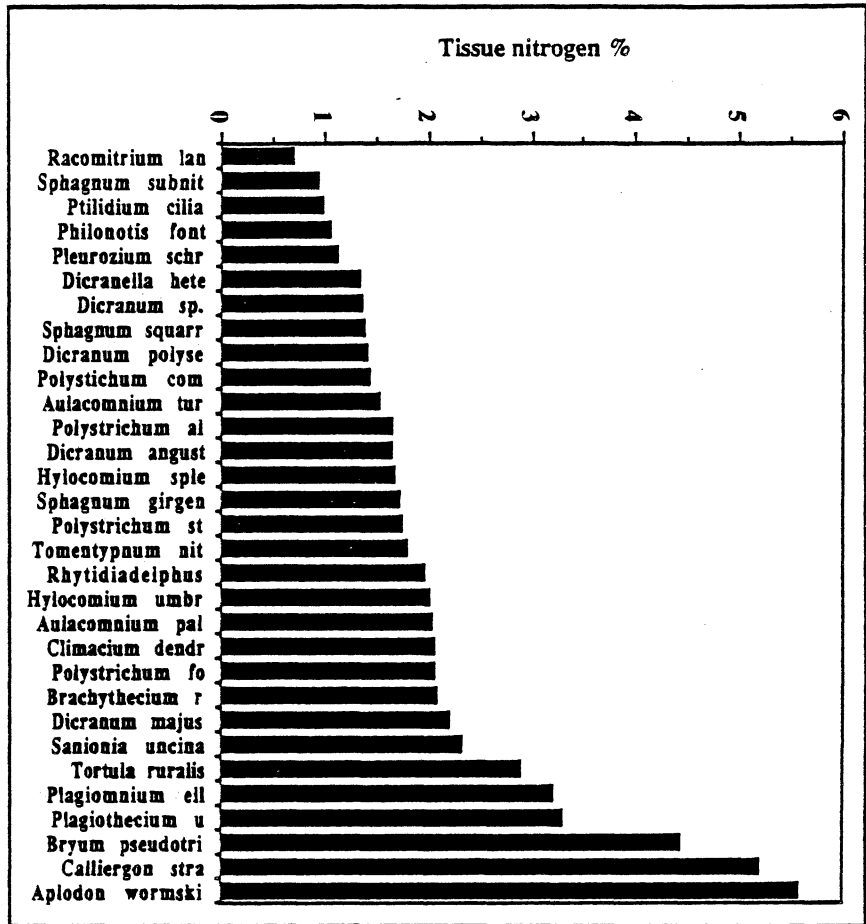
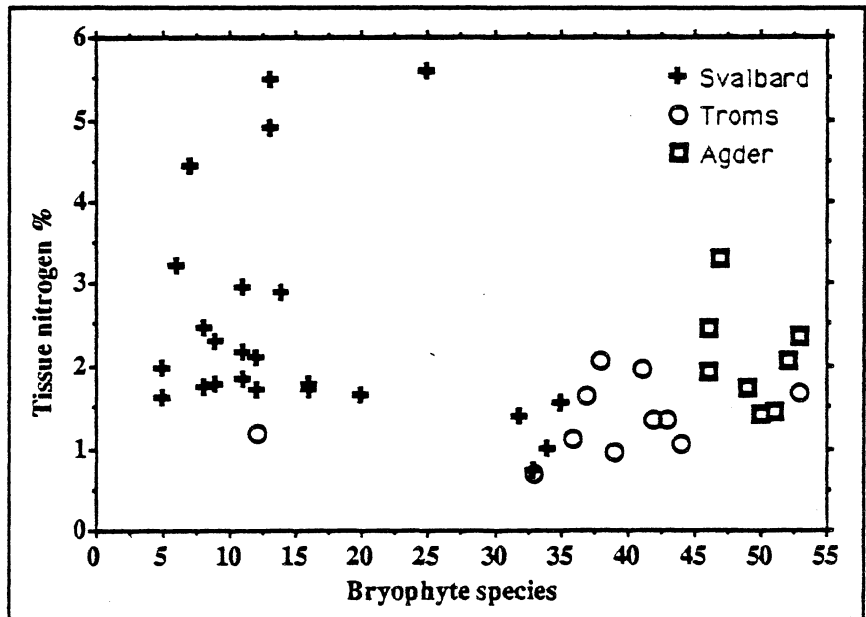


Figure 7. Scattergram of tissue nitrogen values for 31 species represented by locality. Values are % dry weight.



is not saturated and the activity of nitrate reductase is induced by the nitrate supply power of the habitat. The Agder habitat is intermediate along the nitrate deposition gradient from the Svalbard bird

cliff sites to the "cleaner" area of Troms. In Agder the bryophytes are heavily influenced by the nitrate deposition but the bryophytes are not saturated with nitrogen beyond the point of nitrate assimilation

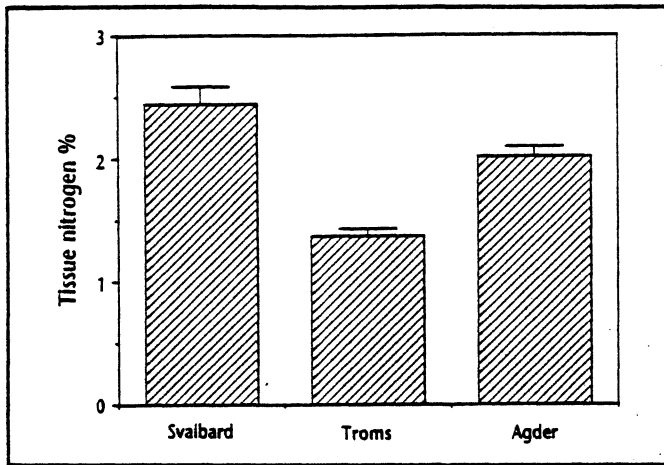


Figure 8. Mean tissue nitrogen values for the three sites, Svalbard, Troms, and Agder. Values are % dry weight.

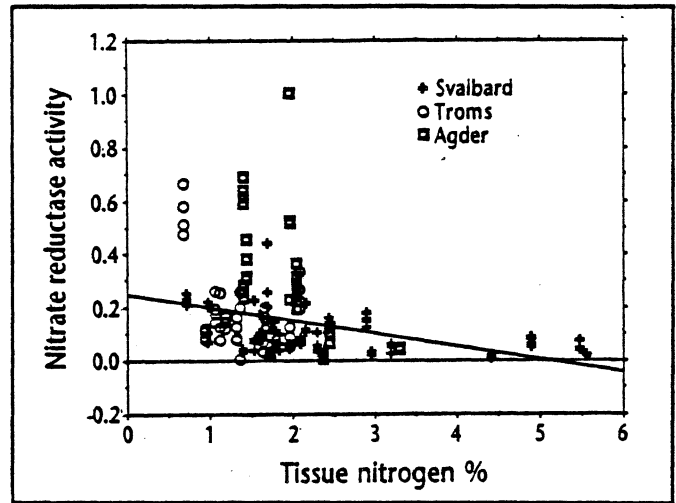


Figure 9. NRA/tissue nitrogen relationship for 31 bryophyte species indicated by collection locality, Svalbard, Troms, and Agder. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$; tissue nitrogen values are % dry weight. The regression is significant ($p = .0001$).

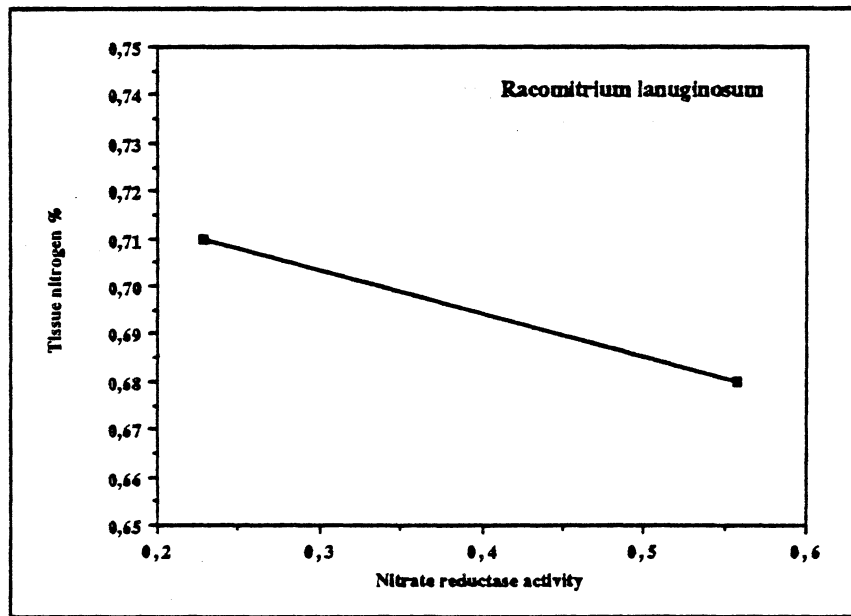


Figure 10. NRA/tissue nitrogen relationships for *Racomitrium lanuginosum* ($y = -.091x + .073$, $r^2 = 1$) and *Hylocomium splendens* ($y = -11.817x + 2.988$, $r^2 = 1$) from the Svalbard and Troms sites. Collections from the "cleaner" Troms site (lower right-hand corner of each diagram) show greater NRA activity and lower tissue nitrogen values than the Svalbard bird cliff collections (upper left corner). NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_2^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$; tissue nitrogen values are % dry weight.

capacity like those in the bird cliff vegetation on Svalbard.

It is interesting to note that individual species collected from different sites follow the same general "inverse relationship" pattern: *Racomitrium lanuginosum* and *Hylocomium splendens* collected from the Troms area show higher NRA and lower tissue nitrogen values than samples of the same species collected from the bird cliff on Svalbard (Figure 10). Mean NRA for *Racomitrium lanugi-*

nosum from Troms was 0.5578, SE = 0.0834 and tissue nitrogen was 0.68 %, while mean NRA for the samples from bird cliff vegetation on Svalbard was 0.2288, SE = 0.0182 and tissue nitrogen was 0.71 %. *Hylocomium splendens* showed the same pattern, NRA = 0.153, SE = 0.0213 in the Troms area with tissue nitrogen = 1.180 % and for samples from the bird cliff habitat, NRA = 0.0743, SE = 0.0098 and tissue nitrogen = 2.110 % (Figure 10).

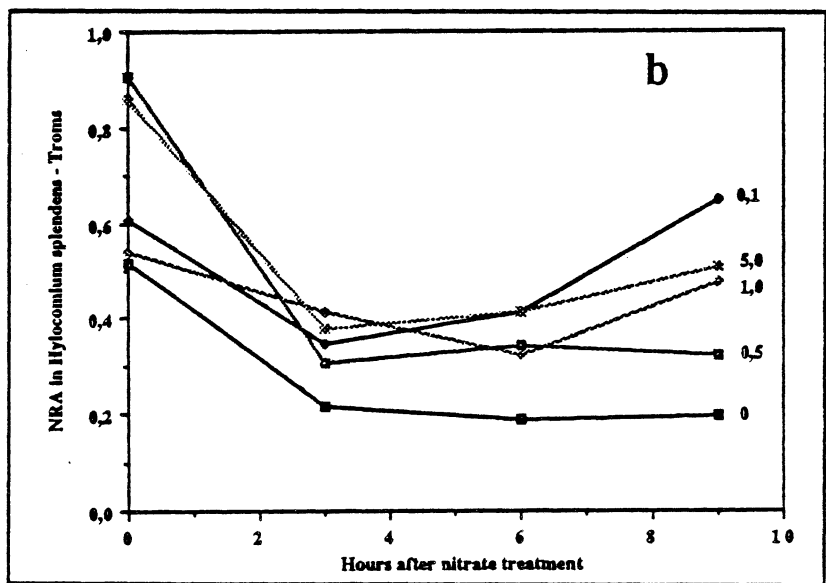
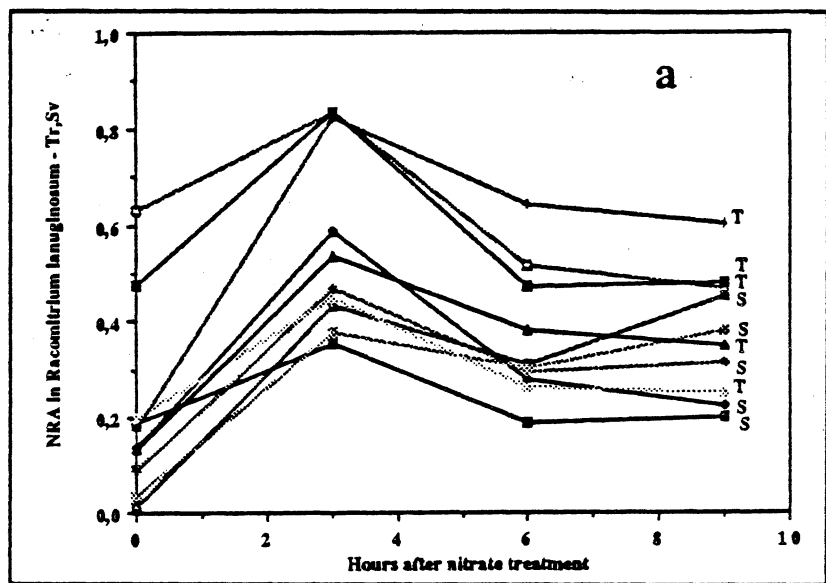
3.1.4 Nitrogen induction experiments

Objective 4. To detect bryophyte species in Norway and Svalbard that have high NRA and are sensitive to nitrate reductase enzyme induction in simulated pollution loading experiments.

To satisfy Objective 4 three species were selected for simulated nitrogen deposition experiments: *Racomitrium lanuginosum*, *Hylocomium splendens*, and *Pleurozium schreberi*. These species were tested for use as "bioindicators" of nitrate in acute depositional events ("acute critical load").

NRA increased rapidly after nitrate fertilization; maximum activity was 6-9 hours after treatment (Figure 11 a,b,c). The level of induction generally corresponded to the concentration of nitrate treatment. The 5.0 mM nitrate treatment resulted in higher NRA values than the 1.0 mM treatment in the tested species (Figure 12). This indicates the sensitivity of the induction process, i.e. NRA induction is proportional to the amount of NO_3^- in the treatment. In some cases samples with initially high NRA were further induced by the fertilizer addition.

Figure 11. Results of nitrate induction treatments 0.1; 0.5; 1.0; 5.0 mM KNO_3 , and a control for bryophyte species a - *Racomitrium lanuginosum*, b - *Hylocomium splendens*, and c - *Pleurozium schreberi*, 0, 3, 6, and 9 hours after treatment. Troms and Svalbard collections of *Racomitrium lanuginosum* are shown in a.



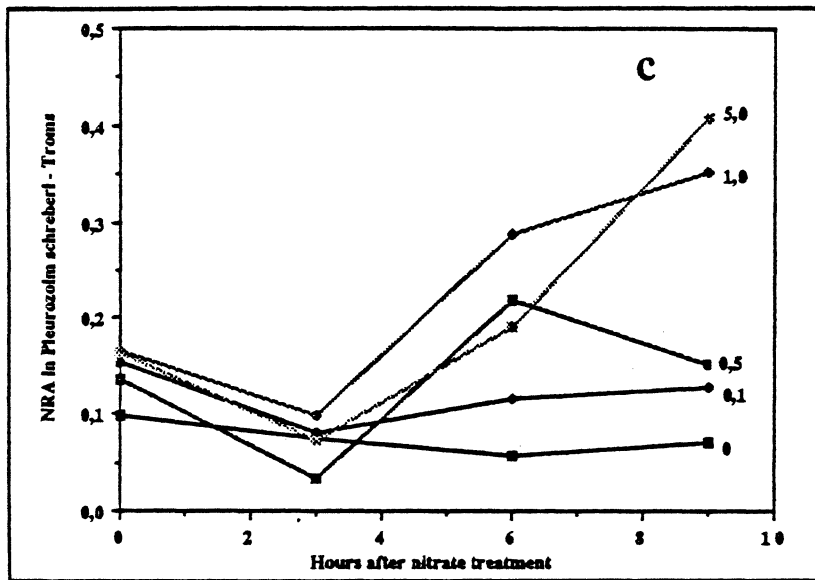


Figure 11. Continued.

Racomitrium lanuginosum (Figure 11a) was collected from the "clean" sites by Troms and from the heavy nitrogen deposition site in bird cliff vegetation on Svalbard in order to compare induction capacity between these sites. The samples from Troms were more sensitive to enzyme induction than the samples from the bird cliff habitat on Svalbard. Most fertilizer treatments resulted in greater NRA in the bryophytes from the Troms "cleaner" areas and lesser induction of NRA in samples from the long term heavy nitrogen deposition, bird cliff site. These results corroborate the findings of Woodin et al. (1985). They found decreased induction capacity of NR with increased nitrogen fertilizer treatments over time. The bryophytes lose the induction capacity with repeated nitrate treatments, however whether or not this process is irreversible has yet to be investigated.

Hylocomium splendens, and *Pleurozium schreberi* were collected from the Troms area. Induction experiments were conducted on a slightly cloudy day and the lag in induction (Figure 11b, c) for all treatments may indicate the lack of the required photosynthetic reduction capacity. There is a close relationship between light intensity and NRA induction which needs further attention.

3.2 Critical load model

Objective 5. To develop a "critical load" model to predict the impact of present and future increase in acute and chronic episodic nitrogen deposition levels on Norwegian vegetation.

To satisfy Objective 5 we constructed a preliminary "critical load" model based on our experimental results. When nitrogen has been deposited in a habitat in heavy doses or over a long period of time the local bryophytes have assimilated the available nitrogen and tissue-N % is high compared to sites receiving less nitrogen deposition (Figure 13). The three localities, Troms, Agder and bird cliff habitat on Svalbard are organized along the gradient of increased nitrogen deposition. The gradient is gradual; bryophytes with generally increasing tissue-N show gradually decreasing NRA. The tissue nitrogen values indicate chronic nitrogen loading at a site and increases while the activity of the nitrate assimilating enzyme decreases.

The "bioindicator theory" can be tested and allows for elucidation of where a habitat lies along the nitrogen deposition gradient, "clean" (Troms sites) to "heavy nitrogen deposition" (Svalbard bird cliff sites). With further experimentation the decrease of NRA induction capacity can be quantitatively determined along a gradient of nitrogen deposition (Figure 13). As nitrogen accumulates at a site the physiological function of nitrate assimilation is inhibited and with increased nitrate deposition will probably be destroyed.

It is probable that in nonpolluted sites the bryophytes entirely immobilize the atmospheric nitrogen supply, and that the higher plants are dependent solely on decomposition and mineralisation processes for a source of combined nitrogen (Woodin & Lee 1987). Nitrogen content of bryophyte tissue may affect rates of decomposition; the higher the nitrogen content the more rapid the decomposition.

Figure 12. NRA values for maximum induction at treatments 1.0 and 5.0 mM KNO₃ for the bryophytes of Fig. 11. Species are: Rac lan - Svalb = *Racomitrium lanuginosum* from bird cliff vegetation on Svalbard, Rac lan - Troms = *Racomitrium lanuginosum* from Troms, Hyl spi - Troms = *Hylocomium splendens* from Troms, and Ple sch - Troms = *Pleurozium schreberi* from Troms. NRA values are given in $\mu\text{mol NO}_3^- \text{g}^{-1} \text{fresh weight h}^{-1}$.

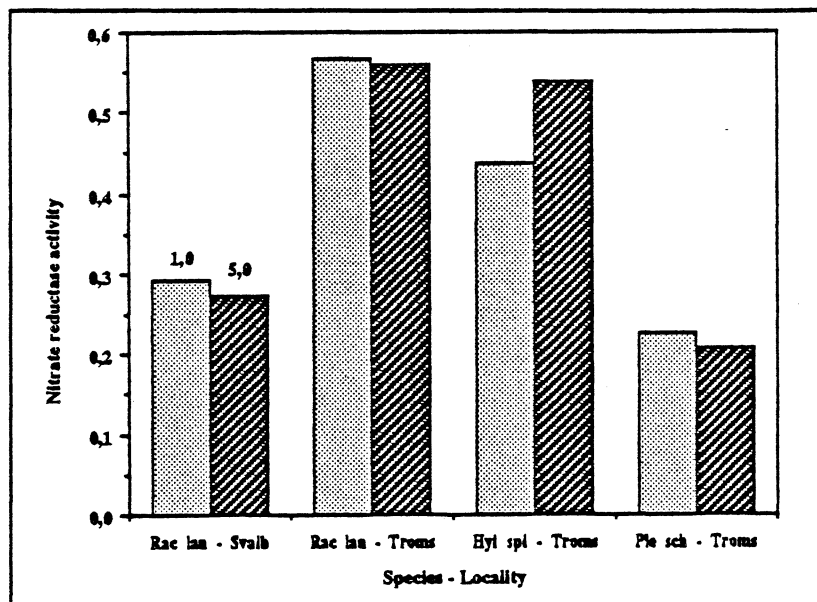
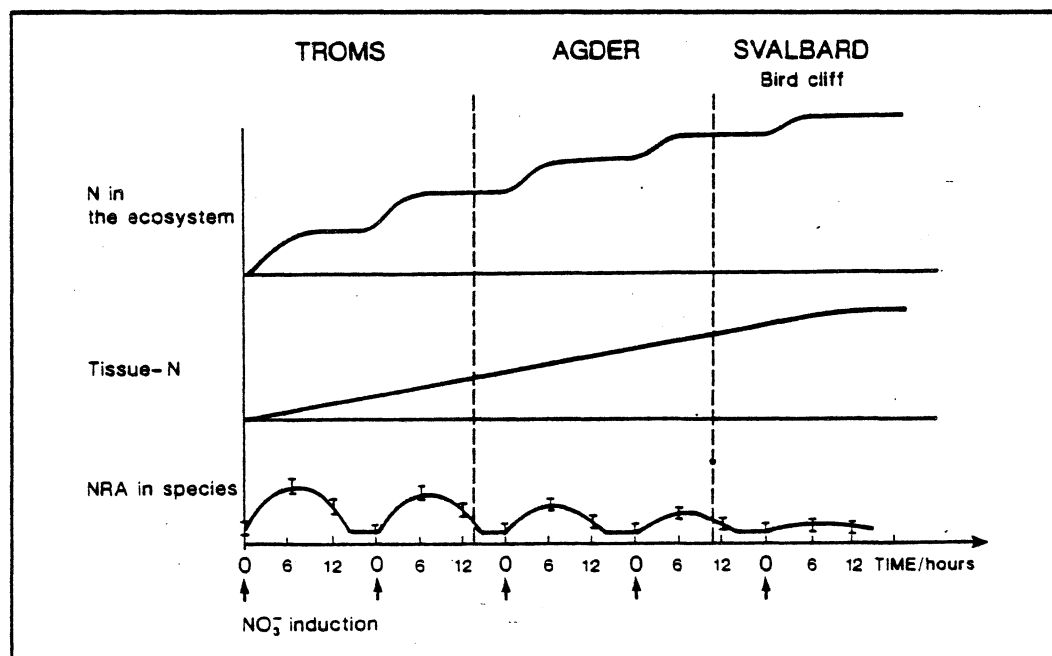


Figure 13. Preliminary "critical load model". Bryophytes with generally increasing tissue nitrogen show gradually decreasing NRA and induction capacity of NRA.



Hence, increased nitrogen deposition may also artificially accelerate decomposition and mineralisation and this in turn may contribute to a change in competitive balance between bryophytes and higher plants in a habitat.

4 Future research

Knowledge of the influence of environmental factors on NRA and nitrate assimilation is a prerequisite for the efficient use of the "bioindicator theory" and "critical load model". Research is required on the variation in NRA due to temporal differences, both diurnal and seasonal as well as investigations on the influence of varied light and temperature conditions. Little is known of the dependence of NRA in bryophytes on the reduction

capacity provided by photosynthesis. NRA likely influences photosynthesis; as a sink limited process, photosynthesis is influenced by the utilization or accumulation of its products.

Most photosynthetic changes observed in water-stressed vascular plants are mediated via stomatal responses and are not the direct effects of water stress on the photosynthetic apparatus. Bryophytes, on the other hand, make excellent subjects for water stress and photosynthesis studies as they lack leaf stomata in the gametophyte phase.

Required research for construction of a reliable "critical load model" includes investigation of seasonal and diurnal variations and relationships between NRA and photosynthesis during the growing season. Photosynthesis and respiration should be measured in concert with NRA analyses. Natural deposition events could be monitored for nitrate content; and field NRA analyses conducted to measure natural induction. Data on long term induction and nitrogen loading patterns may be obtained in a simulated deposition experiment. Bryophytes should be watered with a range of nitrate concentrations in controlled conditions in a phytotron. NRA, photosynthesis and tissue nitrogen should be measured. A series of revival experiments would indicate the nitrate loads where the physiological change becomes irreversible. Such results will provide nitrate "critical load" values for the model.

Future research must also address the consequences of exceeding the ecophysiological nitrate "critical load". Other biochemical plant processes will be altered when the biological response of NRA and nitrate assimilation is irreversibly altered, susceptibility to other factors of the environment, for example, water stress and cold or heat stress will increase.

5 Literature

- Arafat, N.M. & Gloschenko, W.A. 1982. The use of bog vegetation as an indicator of atmospheric deposition of arsenic in northern Ontario. - *Environmental Pollution B4*: 85-90.
- Bakken, S. 1990. Morfologisk respons hos *Hylocomium splendens* på simulert sur nedbør. - Cand. scient. oppgave i botanikk. Universitetet i Trondheim. 48 pp.
- Brimblecombe, P. & Stedman, D.H. 1982. Historical evidence for a dramatic increase in the nitrate component of acid rain. - *Nature* 298: 460-462.
- Brown, D.H. 1984. Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. - In Dyer, A.F. & Duckett, J.G., eds. *The experimental Biology of Bryophytes*. Academic Press, London. pp. 229-255.
- Callaghan, T.V., Collins, N.J. & Callaghan, C.H. 1978. Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomium splendens* and *Polytrichum commune* in Swedish Lapland. - *Oikos* 31: 73-88.
- Derwent, R.G. & Nodop, K. 1986. Long-range transport and deposition of acidic nitrogen species in north-west Europe. - *Nature* 324: 356-358.
- Flatberg, K.I. 1989. Overvåking av moseskader i barskog 1989. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling. 20 pp.
- Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - NINA Oppdragsmelding 18: 1-40.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I., Halvorsen, R. & Skogen, A. 1984. Norske navn på moser. - *Polarflokken* 8: 1-59.
- Guerrero, M.G. 1985. Assimilatory nitrate reduction. In Coombs, J., Hall, D.O., Long, S.P., Surlock, J.M.O., eds. *Techniques in bioproductivity and photosynthesis*. pp. 165-172.
- Hicklenton, P.R. & Oechel, W.C. 1976. Physiological aspects of the ecology of *Dicranum fuscescens* in the subarctic. I: Acclimation and acclimation potential of CO₂ exchange in relation to habitat, light and temperature. - *Canadian Journal of Botany* 54: 1104-1119.
- Hicklenton, P.R. & Oechel, W.C. 1977a. The influence of light intensity and temperature on the field carbon dioxide exchange in *Dicranum fuscescens* in the subarctic. - *Arctic and Alpine Research* 9: 407-19.
- Hicklenton, P.R. & Oechel, W.C. 1977b. Physiological aspects of the ecology of *Dicranum fuscescens* in the subarctic II. Seasonal patterns of organic nutrient content. - *Canadian Journal of Botany* 55: 268-277.
- Huttunen, S., Karhu, M. & Kallio, P. 1981. The effect of air pollution on transplanted mosses. - *Silva Fennica* 15: 495-504.

- Kallio, P. & Heinonen, S. 1973. Ecology of *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.). - Reports from the Kevo Subarctic Research Station 10: 43-54.
- Kallio, P. & Heinonen, S. 1975. CO₂ exchange and growth of *Racomitrium lanuginosum* and *Dicranum elongatum*. - In Wielgolaski, F.E., ed. Fennoscandian Tundra Ecosystems. Part 1. Plants and Microorganisms. Springer-Verlag, New York. pp. 138-148.
- Karunen, P. & Salin, M. 1982. Seasonal changes in lipids of photosynthetically active and senescent parts of *Sphagnum fuscum*. - *Lindbergia* 8: 35-44.
- Lee, J.A., Harmer, R. & Ignaciuk, R. 1983. Nitrogen as a limiting factor in plant communities. - In Lee, J.A., McNeill, S. & Rorison, I.H., eds. Nitrogen as an Ecological Factor. Blackwell, Oxford. pp. 95-112.
- Lee, J.A., Press, M.C., Woodin, S.J. & Ferguson, P. 1985. Responses to acidic deposition in ombrotrophic mires. - In Hutchinson, T.C., ed. Effects of Acidic Deposition on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. Springer Verlag, Berlin. pp. 551-560.
- Lee, J.A. & Stewart, G.R. 1978. Ecological aspects of nitrogen assimilation. - *Adv. Bot. Res.* 6: 1-43.
- Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - Direktoratet for Naturforvaltning. Rapp. 1989,8: 1-98.
- Løken, A. 1989. Terrestrisk naturovervåking moser. En kjemisk analyse. - Rapport Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Botanisk avdeling. 39 pp.
- Martinussen, I. & Odasz, A.M. 1990 The relation between nitrate reductase activity in *Saxifraga hircifolia*, *Chrysosplenium tetrandrum*, *Oxyria digyna* and *Cochlearia groenlandica* and the species ecological distribution in bird cliffs on Svalbard. - *Blyttia* 48: 165-172.
- NAVF - Norges allmennvitenskapelige forskningsråd, 1989. Rådet for Naturvitenskapelig forskning 1989. Prosjektkatalog. - Centraltrykkeriet Østerås A/S. ISBN 82-7216-542-2.
- Odasz, A.M. 1988. Nitratreduktaseaktivitet i karplanter fra fuglefjell på Svalbard. - *Blyttia* 46: 54-62.
- Odasz, A.M. (1991 in ed.) Eco-physiology of nitrate reductase in vegetation below a bird cliff, Svalbard. - *Journal of Ecology*.
- Pate, J.S. 1983. Patterns of nitrogen metabolism in higher plants and their ecological significance. - In Lee, J.A., McNeill, S. & Rorison, I.H. eds. Nitrogen as an Ecological Factor. Blackwell, Oxford. pp. 225-238.
- Press, M.C., Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1986. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. - *New Phytol.* 103: 45-56.
- Rao, D.N. 1982. Responses of bryophytes to air pollution. - In Smith, A.J.E., ed. Bryophyte Ecology London, Chapman & Hall. pp. 445-471.
- Rinne, R.J.K. & Barclay-Estrup, P. 1980. Heavy metals in a feather moss, *Pleurozium schreberi* and its soils in northwest Ontario, Canada. - *Oikos* 34: 59-76.
- SFT, Statens Forurensningstilsyn. 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. - SFT Rapp. 375/89.
- Shaver, G.R., & Chapin, F.S. 1980. Response to fertilization by various plant growth forms in an Alaskan tundra: nutrient accumulation and growth. - *Ecology* 61: 662-675.
- Stewart, G.R., Lee, J.A. & Orebamjo, T.O. 1973. Nitrogen metabolism of halophytes. II. Nitrate availability and utilization. - *New Phytol.* 72: 539-546.
- Ulrich, A. & Gersper, P.L. 1978. Plant nutrient limitations of tundra plant growth. - In Tieszen, L.L., ed. Vegetation and Production Ecology of an Alaskan Arctic Tundra. Springer-Verlag, New York. pp. 457-481.
- Weber, M.G. & Van Cleve, K. 1984. Nitrogen transformations in feather moss and forest floor layers of interior Alaska black spruce ecosystems. - *Canadian Journal of Forestry Research* 14: 278-290.
- Winner, W.E. & Bewley, J.D. 1978. Terrestrial mosses as bioindicators of SO₂ pollution stress. - *Oecologia* 33: 221-230.
- Woodin, S., Press, M.C. & Lee, J.A. 1985. Nitrate reductase activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. - *New Phytol* 99: 381-388.
- Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1987. The effects of nitrate, ammonium and temperature on nitrate reductase activity in *Sphagnum* species. - *New Phytol.* 105,1: 103-116.
- Wright, R.F., Lotse, E. & Semb, A. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. - *Nature* 334: 670-675.

Naturens tålegrenser

Rapportoversikt

- 1 Nygård, P.H. [1989]. Forurensningers effekt på naturlig vegetasjon; en litteraturstudie. - Norsk institutt for skogforskning (NISK), Ås.
ments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- Unummerert Jaworovski, Z. 1989. Pollution of the Norwegian Arctic: a review. - Norsk polarinstitutt (NP) Rapportser. 55.
- 2 Henriksen, A., Lien, L. & Traaen, T.S. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89210.
- 3 Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G. & Fjellheim, A. 1990. Tålegrenser for overflatevann. Fisk og evertebrater. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89185.
- 4 Bølviken, B. et al. 1990. Jordforsuringsstatus og forsurningsfølsomhet i naturlig jord i Norge. - Norges geologiske undersøkelse (NGU). I trykk.
- 5 Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransporterte forurensninger på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 5.
- 6 Frisvoll, A.A. 1990. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 18.
- 7 Muniz, I.P. & Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge; virkninger av en del sporelementer og aluminium. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Utredning 13.
- 8 Hesthagen, T. et al. 1990. Fiskestatus i relasjon til forurensning av innsjøer. - Norsk institutt for naturforskning (NINA). I trykk.
- 9 Pedersen, U., Walker, S.E. & Kibsgaard, A. 1990. Kart over atmosfærisk avsetning av svovel- og nitrogenforbindelser i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU) OR 28/90.
- 10 Pedersen, U. et al. 1990. Ozonkonsentrasjoner i Norge. - Norsk institutt for luftforskning (NILU). I trykk.
- 11 Wright, R.F., Stuanes, A., Reuss, J.O. & Flaten, M.B. 1990. Critical loads for soils in Norway. Preliminary assessment based on data from 9 calibrated catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 11b Reuss, J.O. 1990. Critical loads for soils in Norway. Analysis of soils data from eight Norwegian catchments. - Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Rapp. O-89153.
- 12 Amundsen, C.E. 1990. Bufferprosent som parameter for kartlegging av forsurningsfølsomhet i naturlig jord. - Univ. i Trondheim, AVH.
- 13 Flatberg, K.I., Foss, B., Løken, A. & Saastad, S.M. Moseskader i barskog. - Direktoratet for naturforvaltning (DN) Notat. I trykk.
- 14 Frisvoll, A.A. & Flatberg, K.I. 1990. Moseskader i Sør-Varanger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 55.
- 15 Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. 1991. Moser og luftforurensninger. - Norsk institutt for naturforskning (NINA) Oppdragsmeld. 69.

Henvendelser vedrørende rapportene rettes til utførende institusjoner.

069

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0128-3

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim
Tel. (07) 58 05 00