

NILU : OR 17/93  
REFERANSE : O-1657  
DATO : JUNI 1993  
ISBN : 82-425-0471-7

**Tilførsler og virkninger av  
lufttransporterte  
forurensninger (TVLF)  
og  
Naturens tålegrenser**

**Sammendrag av foredrag og  
postere fra møte i Stjørdal,  
15.-17. februar 1993**

Redigert av Inga Fløisand og Else Løbersli



Miljøverndepartementet  
Fagrapport 42

---

## Forord

"Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger" (TVLF) er et forskningsprogram under Norges forskningsråd som finansierer programmet. Et programstyre er ansvarlig for gjennomføring av programmet som går over programperioden 1991-1995.

Programmet Naturens tålegrenser foregår i regi av Miljøverndepartementet og skal først og fremst skaffe tilveie faglig underlagsmateriale i forbindelse med det internasjonale forhandlingsarbeidet om utslippsreduksjoner. Programmet finansieres av Direktoratet for naturforvaltning (DN), Norsk Polarinstitutt og Statens forurensningstilsyn (SFT).

Programstyret for TVLF og arbeidsgruppen for Naturens tålegrenser gikk sammen om å arrangere et felles møte for presentasjon og diskusjon av resultater fra programmene 15.-17.2. 1993. Dette var første gang det ble arrangert felles møte/seminar for de to programmene. Programmene tar opp fagområder og temaer som er nært knyttet til hverandre, og vi ser det som svært nyttig å få presentert prosjekter og diskutert resultater i et forum som inkluderer begge programmene.

De som deltok på møtet var forskere og prosjektmedarbeidere tilknyttet prosjekter under de to programmene, samt representanter fra forvaltningen.

Denne rapporten inneholder innsendte sammendrag av foredrag og postere som ble presentert på de tre dagene møtet varte. Sammendragene av foredragene er ordnet i samme rekkefølge som de ble presentert, mens sammendragene av posterne er ordnet alfabetisk på forfatternavn.

Vi takker alle deltakere for presentasjoner av foredrag og postere, diskusjoner og innsendte sammendrag.

For programstyret for TVLF



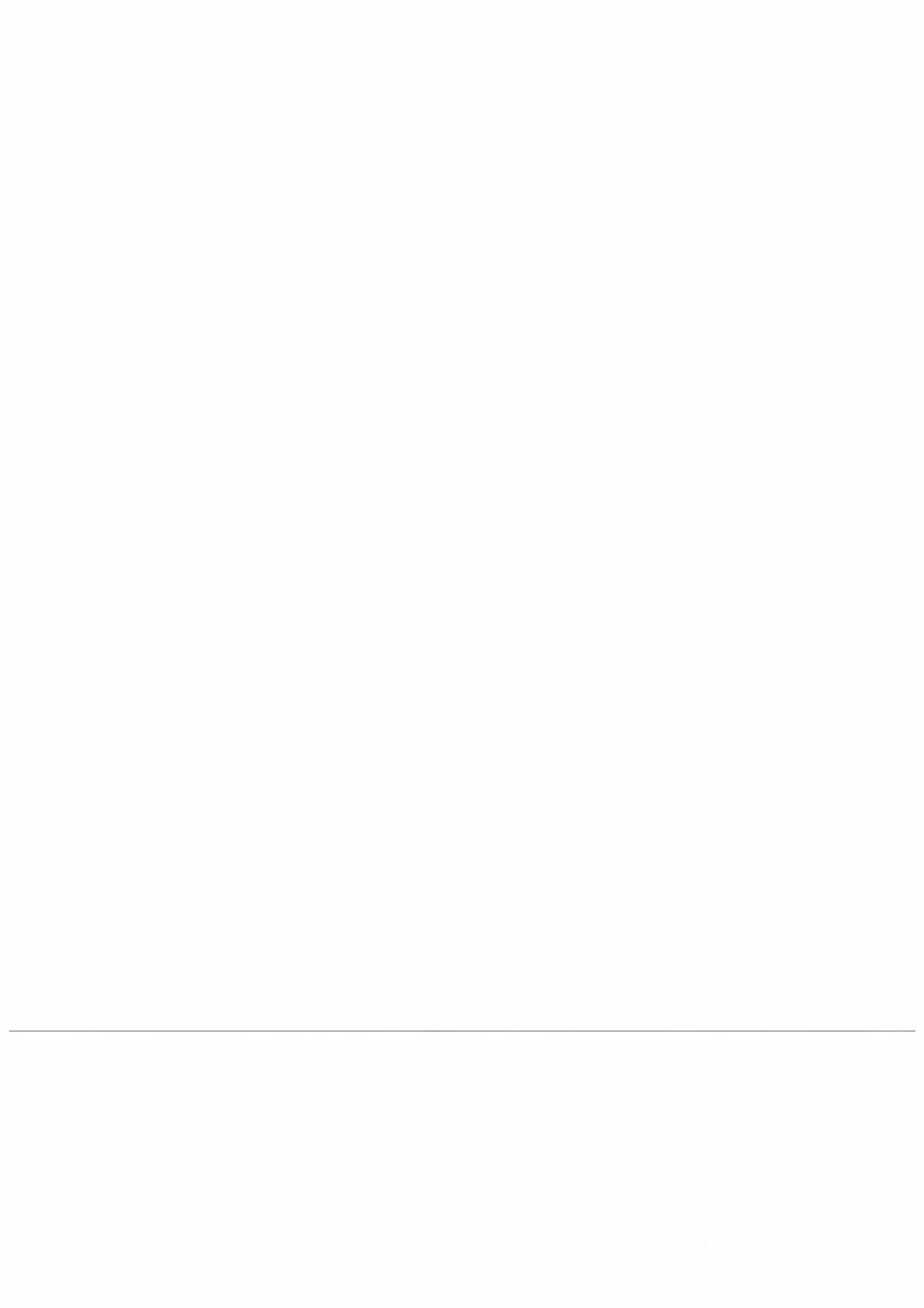
Inga Fløisand

For arbeidsgruppen på Naturens tålegrenser



Else Løbersli

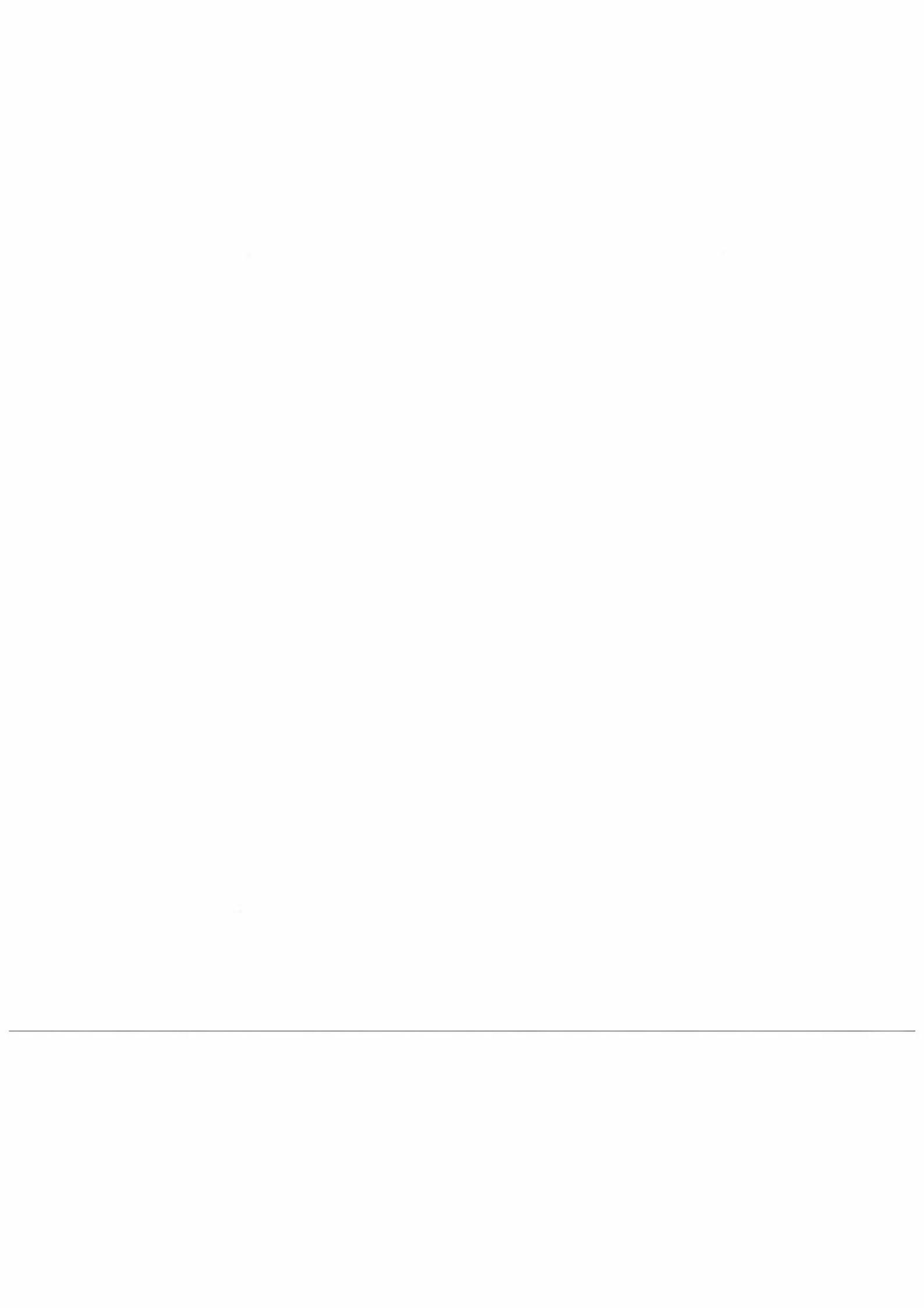
---



# Innhold

	Side
<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Deltakerliste</b> .....	<b>5</b>
<b>Oversikt foredrag</b> .....	<b>7</b>
<b>Oversikt postere</b> .....	<b>9</b>
<b>Sammendrag av foredrag</b> .....	<b>11</b>
<b>Sammendrag av postere</b> .....	<b>135</b>
<b>Vedlegg 1: Program for møtet</b> .....	<b>193</b>

---



## Deltakerliste

### NAVN:

Aamlid, Dan  
 Aanes, Karl Jan  
 Aarnes, Halvor  
 Abrahamsen, Gunnar  
 Amundsen, Carl Einar  
 Backe, Gry  
 Berglen Eriksen, Aud  
 Berthelsen, Bjørn Ove  
 Blakar, Inggard  
 Brandrud, Tor Erik  
 Brinck, Per  
 Bækken, Torleif  
 Christensen, Hanne  
 Christophersen, Nils  
 Dalen, Lars S.  
 Denstad, John Peder  
 Digernes, Ivan  
 Egeberg, Per Kristian  
 Eilertsen, Odd  
 Einarson, Sigrun  
 Eliassen, Anton  
 Evensen, Astrid  
 Flatberg, Kjell I.  
 Flaten, Trond Peder  
 Fløisand, Inga  
 Fremstad, Eli  
 Frogner, Tore  
 Fuglei, Eva  
 Gjengedal, Elin  
 Gjessing, Egil  
 Grepperud, Ellen  
 Grøtterud, Olav  
 Henriksen, Arne  
 Hansen, Rita Vigdis  
 Hessen, Dag  
 Hesthagen, Trygve  
 Hilmo, Olga  
 Høiland, Klaus  
 Inderhaug Rosendahl, Kirsti  


---

 Jerre, Jon  
 Johannessen, Merete  
 Johannessen, Tor  
 Johnsen, Geir Helge  
 Jonsson, Bror  
 Jørgensen, Per  
 Kismul, Viggo

### INSTITUSJON:

NISK  
 NIVA  
 UiO, Biologisk institutt  
 NLH, Inst. for jordfag  
 UNIT-AVH  
 NFR/NLVF  
 UiO, Biologisk institutt  
 UNIT-AVH  
 NLH, Inst. for jordfag  
 NIVA  
 Lunds Universitet  
 NIVA  
 NINA  
 UiO, Inst. for informatikk  
 UiO, Biologisk institutt  
 DN  
 NLH, Inst. for jordfag  
 ADH  
 UiO, Botanisk hage og museum  
 ALLFORSK  
 DNMI  
 MD  
 UNIT, Vitenskapsmuseet  
 UNIT-AVH  
 NILU  
 NINA  
 NISK  
 NP  
 UNIT-AVH  
 NIVA  
 MD  
 NLH, Inst. for jordfag  
 NIVA  
 SFT  
 NIVA  
 NINA  
 ALLFORSK  
 NINA  
 UiO, Biologisk institutt  


---

 SFT  
 NIVA  
 SFT  
 Rådgivende biologer as  
 NINA  
 NLH, Institutt for jordfag  
 SFT

**NAVN:**

Kroglund, Frode  
 Kvamme, Håkon  
 Kvindesland, Sheila  
 Kålås, John Atle  
 Lie, Mette Cecilie  
 Lien, Leif  
 Lindstrøm, Eli Anne  
 Lund, Walter  
 Lydersen, Espen  
 Løbersli, Else  
 Mortensen, Leiv M.  
 Muniz, Ivar P.  
 Myklebust, Ivar  
 Mylona, Sophia  
 Nybø, Signe  
 Nygaard, Per H.  
 Nygard, Jarle  
 Nygård, Torgeir  
 Odasz, Ann Marie  
 Olsen, Rolf A.  
 Pedersen, Hans Chr.  
 Pedersen, Ulf  
 Raddum, Gunnar  
 Sandøy, Steinar  
 Schartau, Ann Kristin  
 Semb, Arne  
 Skei, Jon Kristian  
 Skjelkvåle, Brit Lisa  
 Sletnes, Arne Ivar  
 Solås, Asbjørn  
 Steinnes, Eiliv  
 Stordal, Frode  
 Stuanes, Arne  
 Sæther, Mari A.  
 Torsethaugen, Gro  
 Tørseth, Kjetil  
 Utne Skaare, Janneche  
 Varskog, Per  
 Venn, Kåre  
 Vogt, Rolf  
 Vøllestad, Asbjørn  
 Wiig, Øistein  
 Wright, Richard F.  
 Zachariassen, Karl Erik  
 Økland, Rune H.  
 Økland, Tonje  
 Åtland, Åse

**INSTITUSJON:**

NIVA  
 NIJOS  
 NISK  
 NINA  
 NIVA  
 NIVA  
 NIVA  
 UiO, Kjemisk institutt  
 NIVA  
 DN  
 Særheim forskningsstasjon  
 NINA  
 DN  
 DNMI  
 ALLFORSK  
 NINA  
 NFR/NAVF  
 NINA  
 UiT, Inst. for biologi og geologi  
 NLH, Inst. for bioteknologi  
 NINA  
 NILU  
 Zoologisk museum, Bergen  
 DN  
 NINA  
 NILU  
 UNIT-AVH  
 NIVA  
 NIJOS  
 SFT/NILU  
 UNIT-AVH  
 NILU  
 NISK  
 MD  
 UiO, Biologisk institutt  
 NILU  
 Veterinærinstituttet  
 UNIT-AVH  
 NISK  
 UiO, Kjemisk institutt  
 UiO, Biologisk institutt  
 NP  
 NIVA  
 UNIT-AVH  
 UiO, Botanisk hage og museum  
 NIJOS  
 NIVA

## Oversikt foredrag

		Side
Frode Stordal, Sverre Solberg, Norbert Schmidbauer og Ulf Pedersen	Measurements of ozone and precursors: NILU's participation in the "Tropospheric Ozone Research" (TOR)-prosjekt	13
Sophia Mylona	Historical development of regional sulphur levels in Europe	17
Per Jørgensen	Effekt av lufttransporterte forurensninger i Birkenesfeltet	23
Asbjørn Vøllestad	Fluktuerende asymmetri; tegn på ikke-dødelig "stress"	25
Arne O. Stuanes	NITREX - Nitrogen saturation experiments	27
Richard F. Wright	RAIN-prosjektet på Risdalsheia	31
Egil T. Gjessing	HUMEX - forsuring av en humusrik innsjø og dens nedbørfelt	37
Per Kr. Egeberg	Gjenspeiles Sørlands-vassdragenes innhold av løst humus i fjordsedimentene?	41
Frode Kroglund, Espen Lydersen og Bjørn Olav Rosseland	Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann	45
Walter Lund	Bestemmelse av metallkomplekser med organiske ligander i vann	49
Klaus Høiland og Egil Bendiksen	Sopp som indikatororganismer overfor forurenset nedbør	53
Arne Henriksen, Trygve Hesthagen, Hans Mack Berger, Lars Kvenild og Steinar Taubøll	Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus	61
Leif Lien	Critical loads of acidity to surface waters - Svalbard	63
Tor Erik Brandrud	Tålegrenser for vannvegetasjon	67

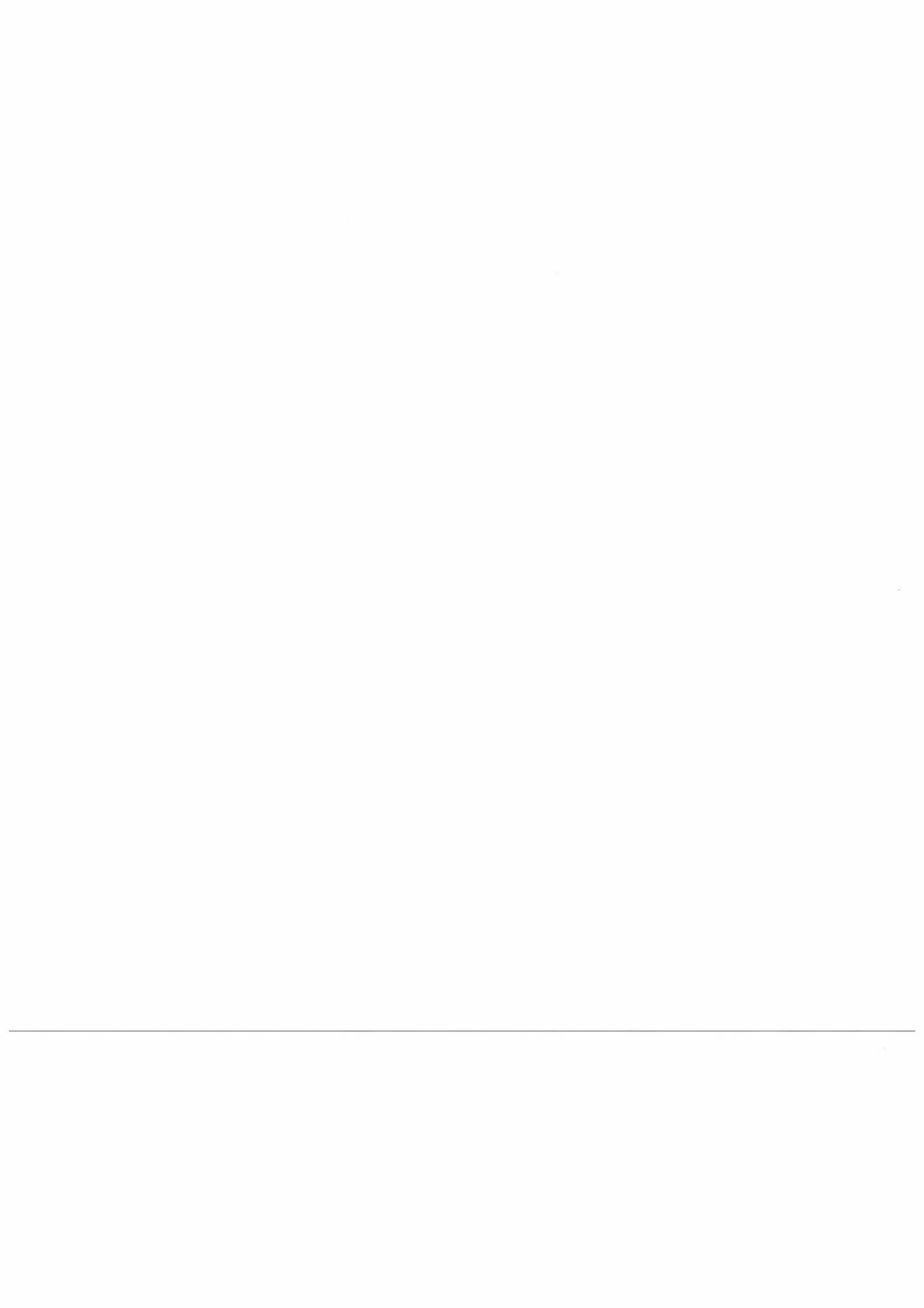


Janneche Utne Skåre og Øystein Wiig	Forurensning hos isbjørn på Svalbard	73
Halvor Aarnes	Effekter av ozon på planter	75
Leiv M. Mortensen	Effects of ozone on growth of several subalpine plant species in Norway	85
	Ozonforurensning og klima - Reaksjoner hos fjellbjørk	87
Gunnar Abrahamsen	S- og N-tilførsel - Jordforsuring og trærnes næringstilstand	89
Dan Aamlid og Kåre Venn	Effekt av sur nedbør på skog i Norge	93
Tore Frogner, Richard F. Wright, Jacqueline M. Esser, Arnt-Olav Håøya, Grete Rudi og B. Jack Cosby	Tålegrenser for skogsjord	97
Carl Einar Amundsen	En sammenligning av relativ forsuringsfølsomhet og tålegrenser beregnet ved bruk av modeller i jord	101
Rune H. Økland	Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjonen i boreal barskog: Vegetasjonsendringer 1988-92	105
Ann Marie Odasz	Nitrat reduktase som indikator på forurensning nitrogen (moser)	109
Eli Fremstad	Fattig hei i Norge; Utbredelse og tålegrenser for nitrogen	111
Olga Hilmo	Skade på epifyttisk lav som overvåkingsparameter	117
Eiliv Steinnes	Betydning av atmosfærisk langtransport for metallomsetning i terrestrisk miljø	121
Ivar P. Muniz	Etablering av testoppsett for jordartropoder, metodikk og eksempler på resultater	127
Per Varskog	Sammenhenger mellom sporelementinnhold og glødetap i humusprøver fra norsk skogsjord	129

## Oversikt postere

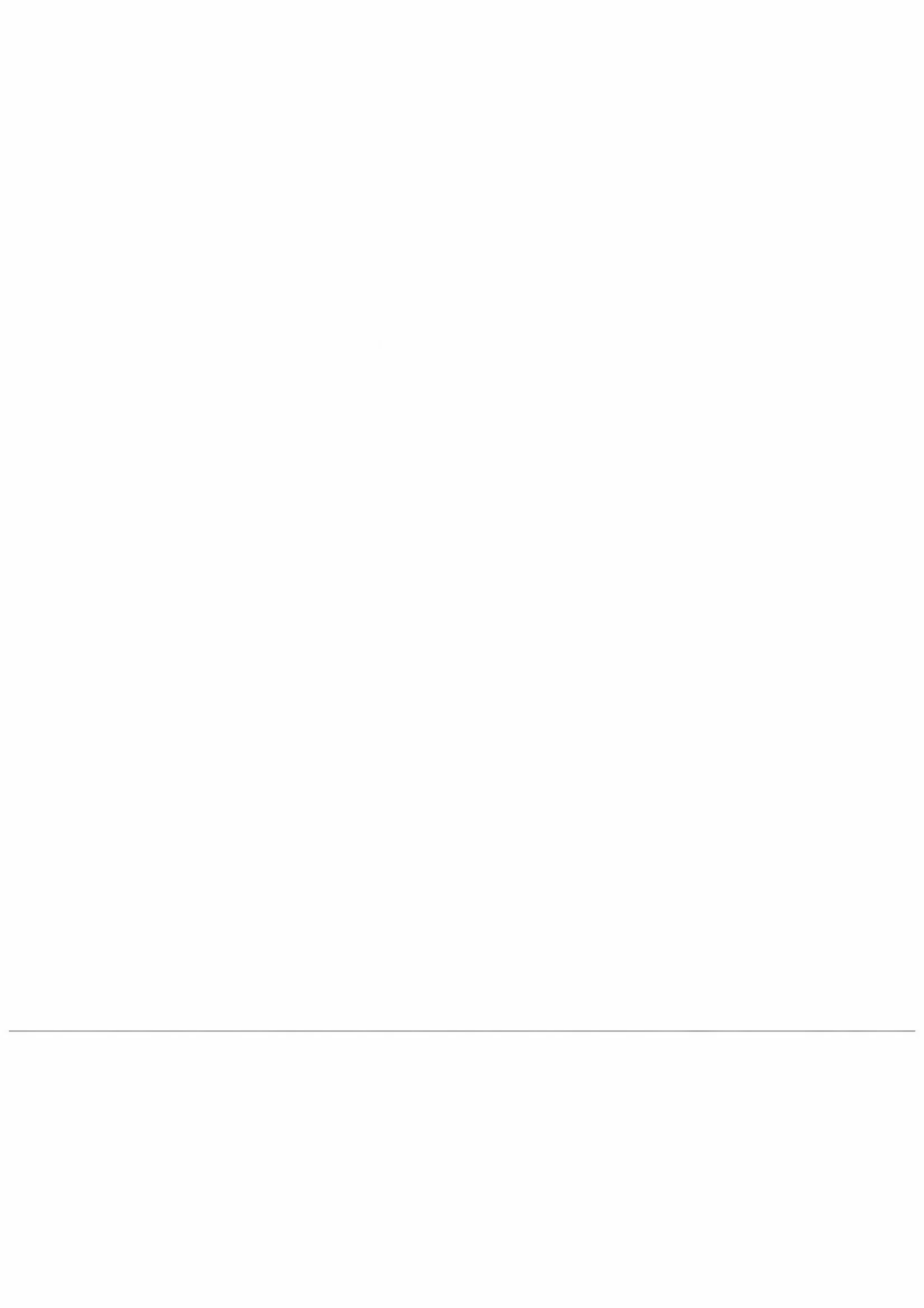
		Side
Bjørn Ove Berthelsen	Vertikal fordeling av tungmetaller i podsol-jord; Sammenlikninger mellom skog og hogsfelt, Sørlandet og Sør-Trøndelag	137
Torleif Bækken, Magne Grande og Karl Jan Aanes	Effekter av kadmium og sink på invertebrater og fisk - eksperimentelle studier	141
Sigrun Einarson og Karl Erik Zachariassen	Fysiologiske effekter av kadmium på stingsild	145
Olav Grøterud	Er det forsvarlig å bruke Henriksens F-faktor i tålegrensearbeid?	149
Dag Hessen og Arne Henriksen	Nitrogen fra fjell til fjord	155
Sheila Kvindesland	Tilførsel og tap av base kationer i Birkenesfeltet	159
Hans Chr. Pedersen og Martin Sæther	Effekter av kadmiumbelastning på foreldreatferd hos ville lirypehøner	163
Ann Kristin L. Schartau	Effekter av kadmium på littorale ferskvannsarter og samfunn: Et felteksperiment	167
Brit Lisa Skjelkvåle	Virkinger av langtransportert forurensning på fluorid i overflatevann	173
Gro Torsethaugen	Hvilken effekt har ozon på fotosyntese og fotorespirasjon hos <i>Lemna gibba</i> L.?	177
Vibekke Vange og Ann Marie Odasz	Nitrate nutrition in <i>Racomitrium lanuginosum</i> - A bioindicator of nitrogen deposition in Norway	179
Rolf Vogt og Hans Martin Seip	Importance of natural organic compounds on aluminum mobilization in pristine podzolic soils	185
Siri Øiesvold og Ann Marie Odasz	Photosynthesis, reduction capacity and nitrate assimilation in the bryophyte <i>Racomitrium lanuginosum</i>	189

---



## **Foredrag**

---



## MEASUREMENTS OF OZONE AND PRECURSORS : NILU's PARTICIPATION IN THE "TROPOSPHERIC OZONE RESEARCH" (TOR) - PROJECT.

Frode Stordal, Sverre Solberg, Norbert Schmidbauer and Ulf Pedersen  
Norwegian Institute for Air Research, Lillestrøm, Norway

### Abstract

Regular observations from several years of ozone and non methane hydrocarbons at the TOR station Birkenes is presented. Ozone shows a maximum in early May and a minimum in the autumn. Sector analyses based on trajectories indicate long range transport of photochemically produced ozone in April - September, most noticeable from E-Europe/Russia. The NMHCs show a seasonal cycle with a minimum in the summer and a maximum in the winter. The upward trend in the observed NMHCs is calculated to be 6.5 %/year, which to a large extent may be explained by a change in the meteorological transport pattern over Europe.

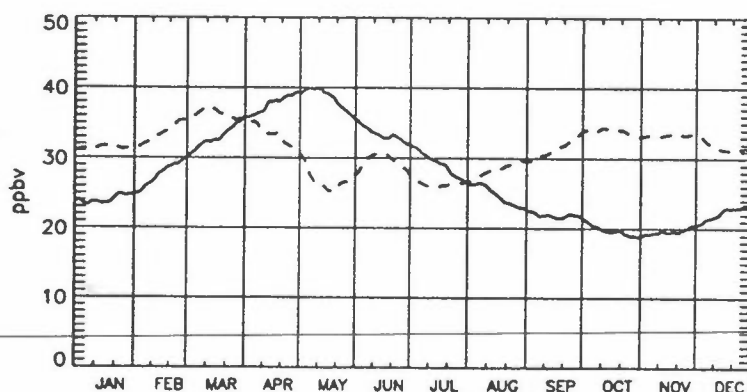
### 1 OZONE

#### 1.1 Observations of ozone at Birkenes

Ozone has been monitored at Birkenes for several years. The data presented in this paper are based on hourly averages from 1985 to the end of 1991. 1985 data are from the months July - September, while no observations from 1986 are included. For the remaining years the hourly data are continuous.

The average ozone concentration at Birkenes follows a marked seasonal cycle with a peak in early May and a minimum in the autumn (Fig. 1). Fig. 1 also shows the corresponding seasonal cycle in the observed ozone on the Zeppelin Mountain, Spitzbergen (79° N, 12° E). The two curves show clear differences during the year. In October and November the average ozone concentration at Birkenes are close to 20 ppbv while on the Zeppelin Mountain the number is 10 - 15 ppbv higher. In the spring and summer there is a minimum in the observed ozone on the Zeppelin Mountain as opposed to the Birkenes maximum.

The seasonal cycle with an ozone maximum in spring and a minimum in autumn/winter,



**Fig. 1.** 30 days running average of observed surface ozone at Birkenes (solid line) and on the Zeppelin Mountain, Spitzbergen (dashed line).

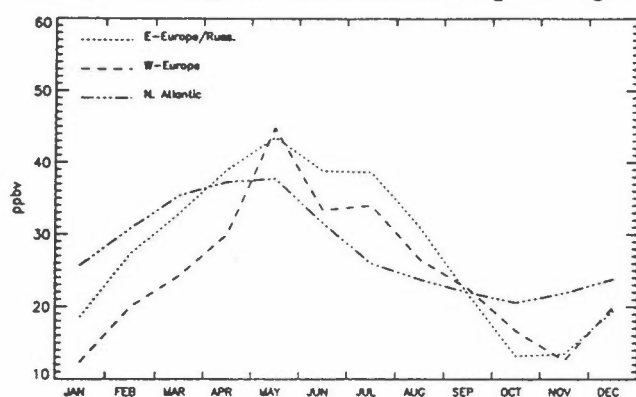
observed at Birkenes, is also seen at other European background stations like Izana, Tenerife (Schmitt and Matusca, 1991) and several other Norwegian stations. At other TOR stations, closer to the emission sources in continental Europe, the highest ozone levels are usually found in the summer. Most of the sites experience decreasing ozone in fall and generally low values in winter, as opposed to the Arctic stations.

## 1.2 Sector analysis of ozone at Birkenes

To look at differences in the observed ozone concentrations due to transport from different geographical areas, we calculated trajectories arriving at Birkenes for the period 1985 - 1991. The trajectories calculated were 4 day back trajectories each 6 hour on the pressure surface 925 hPa on the EMEP grid as described by Hov et al. (1992). Meteorological data were supported by the Norwegian Meteorological Institute. For 1985 the data covered the period August - October, for 1987 June only, and for the years 1988 - 1991 all days were included.

The 360° geographical circle with origin at Birkenes was divided into 5 sectors. A transport sector for ozone was then allocated for each 6h trajectory if more than 50 % of the coordinate points between 150 and 1500 km were inside one sector (Hov et al. 1992). The corresponding ozone values were calculated as 6 hours means.

Fig. 2 shows the monthly averages of the observed ozone concentrations from the three sectors E-Europe/Russia, West-Europe, and the North Atlantic Ocean when data for all years are included. The figure shows several important points : The time development of ozone



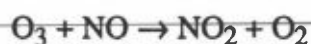
**Fig. 2. Monthly averages of observed ozone concentrations at Birkenes for different transport sectors.**

from the two continental sectors is similar through the year, with a strong seasonal dependency, as opposed to the less variable North Atlantic curve. The elevated spring and summer ozone concentration from the two continental sectors is an indication of long range transport of photochemically produced ozone to the Birkenes station. The seasonal variation in the ozone concentration from E-Europe/Russia, with a secondary peak in the late summer, is similar to observations at

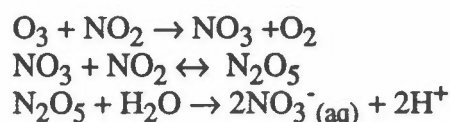
European sites closer to the emission areas (Schmitt and Matusca, 1991, Seiler et al. 1991).

We also notice that the period of the positive ozone anomaly from this sector starts earlier in the year - at the beginning of April - than from the W-European sector, and furthermore that the integrated ozone concentration through the year is higher from E-Europe/Russia than from W-Europe. This is consistent with the proposal by Hov et al. (1992) that particularly strong boundary level generation of ozone occurs in easterly air flow into the Birkenes measuring site.

The low ozone concentrations in autumn and the winter may be caused both by dry deposition at the ground and by chemical reactions. Oyola et al. (1991) showed that dry deposition during fall nights could lead to very low ozone concentrations at Aspveten south of Stockholm under stable meteorological conditions. In addition the depletion of ozone during fall and winter over polluted areas may be explained by the reactions :



In fall and winter  $\text{NO}_2$  can be lost efficiently through other reactions than photolysis ;



In this way  $O_3$  is lost with the reaction  $O_3 + NO_2$  as the determining step, and the supply of  $NO_2$  determines the degree of  $O_3$  loss.  $NO$  and  $NO_2$  is converted largely to nitric acid and nitrate aerosol in the absence of sunlight.

## 2 Non methane hydrocarbons at Birkenes

### 2.1 Measurements

The measurements of non methane hydrocarbons at Birkenes started in May 1987. Since then regular observations, normally three times a week, have continued. The samples are taken manually in stainless steel bottles, which later are analyzed in the laboratory at NILU, by the use of gas chromatography and a flame ionization detector.

Fig. 3 shows the average seasonal cycle of the sum of nine light hydrocarbons ( $C_2 - C_5$ ) on a ppbC basis at Birkenes (solid line) and on the Zeppelin Mountain. The curves show the 30 days running averages for all data in the years 1987 - 1991 at Birkenes and 1989 - 1991 on the Zeppelin Mountain.

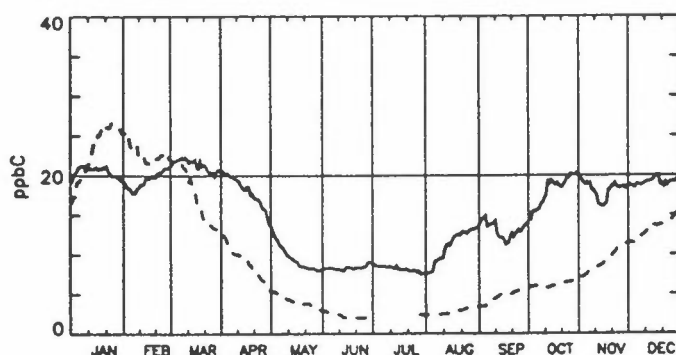


Fig. 3. 30 days running average of the sum of nine observed light NMHCs at Birkenes (solid line) and on the Zeppelin Mountain (dashed line).

There is a clear seasonal cycle with a maximum in the winter and a minimum in the summer at both sites, but the seasonal variation is smaller at Birkenes than on the Zeppelin Mountain.

This behaviour is explained by the combined effect of transport from the emission areas and chemical breakdown in the air. The only loss mechanism of the alkanes is by the reaction with the OH radical, which has a very low concentration in the absence of sun light. (The alkenes are dec-

omposed by ozone in addition to the OH reaction). During winter, with little OH available, the hydrocarbons therefore are transported over large distances. Furthermore, the transport is more efficient in this season. In the summer the opposite is the case, OH has a maximum concentration and the transport is slow.

### 2.2 Trends in the NMHC concentrations

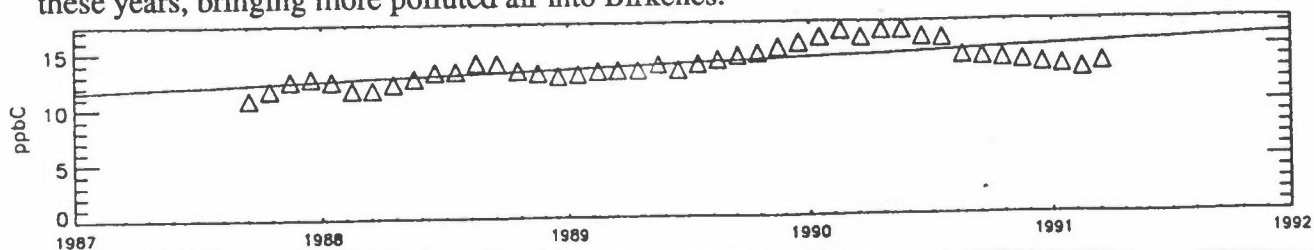
Fig. 4 shows the calculated 12 months running medians of the sum of the nine individual NMHC components ( $C_2 - C_5$ ) at Birkenes (one triangle pr month) from 1987 to 1991. The calculated regression line for the same points is plotted as well.

The slope of the regression line gives a positive yearly trend of 0.88 ppbC, or approx. 6.5%/year. Although the emissions of anthropogenic NMHC's are increasing in Europe, the trend in the measured concentrations at Birkenes may as well be caused by a change in the meteorology. Mylona (1989) showed that in the years 1979 - 1986 there was a trend in the transport pattern over Europe which opposed the downward trend in the  $SO_2$  emissions.

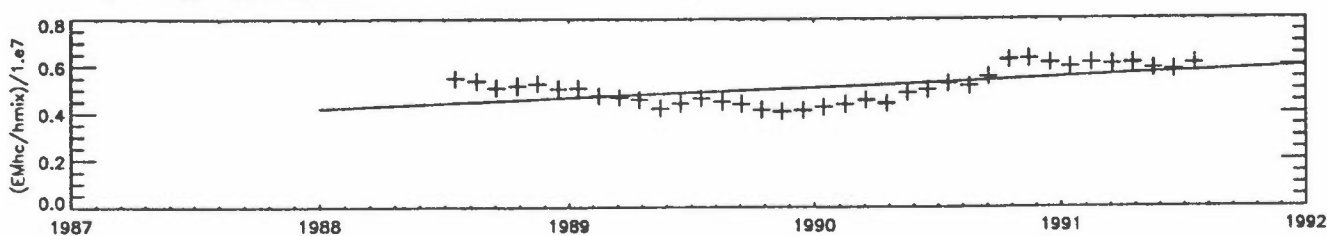
We have therefore calculated the trend in the emissions pr trajectory arriving at Birkenes, by use of a time independant emission field and the trajectories described above. Fig. 5 shows



the 12 month running mean of the accumulated NMHC emission along the trajectories, taking into account the effect of the dilution due to varying mixing heights. The upward trend of 8.6 (+/- 4.3) %/year indicates that there has been a change in the transport pattern over Europe these years, bringing more polluted air into Birkenes.



**Fig. 4. 12 month running median of the sum of nine observed light NMHCs at Birkenes (triangles), together with the calculated regression curve.**



**Fig. 5. 12 month running mean of the calculated NMHC emissions accumulated along trajectories arriving at Birkenes.**

### Acknowledgements

This contribution to the TOR subproject EUROTRAC is sponsored by the Norwegian Research Council for Science and the humanities (NAVF). The sector analyses have been based on meteorological data provided by the EMEP/MSCW at the Norwegian Meteorological Institute.

### References

Hov, Ø., T. Krognnes, and F. Stordal (1992) Measurements of ozone and precursors at Ny-Ålesund on Svalbard and Birkenes on the south coast of Norway, ozone profiles at Bjørnøya, and interpretation of measured concentrations, 1991. EUROTRAC Annual Report 1991, Part 9 TOR, International Scientific Secretariat, Garmisch Partenkirchen, in press.

Mylona, S. (1989) Detection of sulphur emission reductions in Europe during the period 1979 - 1986. EMEP EMSCW - report 1/89. The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.

Oyola, P., and H. Areskoug, (1991) Measurements and intercalibrations of ozone and related precursors. EUROTRAC Annual Report 1990, Part 9 TOR, International Scientific Secretariat, Garmisch Partenkirchen, pp 141-150.

Schmitt, R., and P. Matusca (1991) Ozone in the free troposphere over the North Atlantic : Production and long range transport. EUROTRAC Annual Report 1990, Part 9 TOR, International Scientific Secretariat, Garmisch Partenkirchen, pp 74-82.

Seiler, W., Scheel, H-E., and R. Sladkovic (1991) Ground-based measurements of ozone and related precursors at 47° N, 11° E . EUROTRAC Annual Report 1990, Part 9 TOR, International Scientific Secretariat, Garmisch Partenkirchen,

# HISTORICAL DEVELOPMENT OF REGIONAL SULPHUR LEVELS IN EUROPE

## Some preliminary results

by

Sophia Mylona

*The Norwegian Meteorological Institute (EMEP/MSC-W), P.O.Box 43-Blindern, 0313 Oslo, Norway*

### Introduction

The historical emissions of sulphur dioxide in Europe are calculated during the period 1880-1990 with a time step of five years. On the basis of these estimates a first attempt is made to calculate the air concentrations of SO<sub>2</sub> and the total accumulated deposition of oxidized sulphur in 1930 using the meteorological conditions of 1991. The aim is to compare the air concentrations and depositions in 1930 with those in 1991, demonstrate and quantify the effect that the emission changes alone have had on these patterns, and show the extent to which depositions in Europe have exceeded the 5-percentile critical load.

This work is only a small part of a large study, in which the effects of both the emission changes and the meteorological variability on the regional concentrations and depositions of sulphur in Europe will be investigated and assessed from 1880 until today. The final result could serve as background information for research related to the effects of regional sulphur levels on the environment.

### The EMEP acid deposition model

Depositions and concentrations are calculated by a Lagrangian one-layer trajectory model, operating at the Norwegian Meteorological Institute (DNMI), which has also been acting as the Meteorological Synthesizing Centre-West (MSC-W) of EMEP (European Monitoring and Evaluation Program for the Long Range Transmission of Air Pollutants) since 1977. This model is designed to simulate budgets for airborne acidifying components in Europe, and in the last decade its results have constituted the basis for work on air pollution abatement strategies. It has a spatial resolution of 150 km, and requires gridded emission data and 6-hourly meteorological information (Hilde Sandnes and Helge Styve, 1992).

### Available data

The calculation of the historical SO<sub>2</sub> emissions is based on energy and industry statistics (Mitchell, 1978; United Nations statistics 1930-1990; World Metal statistics 1950-1990). The main sources of SO<sub>2</sub> emissions considered are:

- a) Consumption of solid fuels (hard coal, brown coal/lignite, peat)
- b) Consumption of liquid fuels (middle distillates i.e. gas/diesel oil, residual fuel oil)
- c) Production of non-ferrous metals (copper, lead, zinc)
- d) Production of wood pulp
- e) Production of sulphuric acid

The calculated national emissions are subsequently distributed over the EMEP grid according to information on the historical distribution of emission sources (Oxford Economic Atlas of the World, 1955, 1965, 1972; Lister, 1960; Barraclough, 1978; Pounds, 1990; Arne Semb, Jørgen Saltbones, personal communication).

It should also be noted that emissions for 1991 include data from international trade (shipping), while for 1930 this was not possible. Natural sulphur emissions from the sea have been estimated (Tarrason, 1991) and are employed in the model runs, assuming that there has been no interannual change between 1930 and 1991.

All meteorological data for 1991 required for the model simulations are available at DNMI.

### **Estimated emissions and model calculations**

Figure 1 shows the estimated historical emissions of SO<sub>2</sub> in Europe. As expected, emissions from the consumption of solid fuels dominate over the years, while emissions from liquid fuel consumption rise sharply and become very important only after 1950. Process emissions appear to contribute much less to the total. After 1980 the calculated emissions are considerably higher than the reported ones. This is because emission estimates do not take into account control technologies (e.g. flue gas desulphurization) applied in many European countries in the eighties.

Figure 2 illustrates the total (wet and dry) accumulated deposition of oxidized sulphur in Europe in 1991 and 1930. Since both simulations are based on the meteorological conditions of 1991, the differences in the deposition patterns between these two years are solely due to differences in emissions. It is clear that the deposition pattern over United Kingdom was the same in 1930 as in 1991, and that the maximum (above 5000 mg/m<sup>2</sup> as S) has expanded and moved from the Ruhr region to Saxony and northern Bohemia. Southern Norway appears to have suffered the same range of depositions (500-1000 mg/m<sup>2</sup> as S) in 1930 as in 1991, with the exception of the southern tip, on which there has been an increase by almost a factor of two.

When compared with critical loads (provided by the Co-ordination Centre for Effects, CCE, at RIVM in the Netherlands), depositions appear to have exceeded them both in 1991 and 1930 in central and northern Europe. In southern Europe depositions remain even today below the 5-percentile critical load due to the very low sensitivity of soil in these regions.

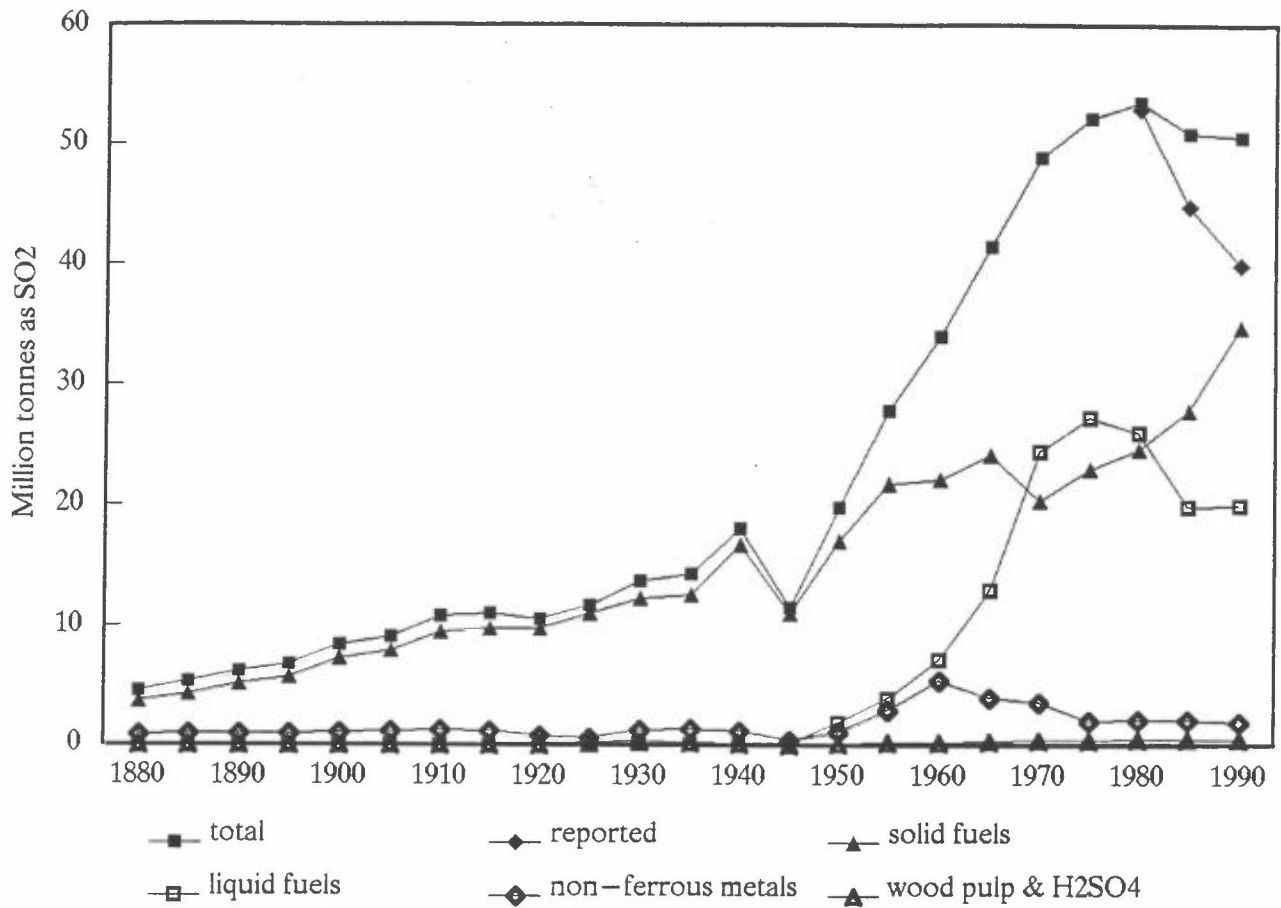
Although the interannual meteorological variability can have a significant influence on the sulphur levels (Mylona, 1989), when seen in the long perspective this effect is considered to be of minor importance compared with that of the changing sulphur emissions manifested in the last century. Therefore, despite the fact that the effect of meteorology is disregarded in the present study, this zeroth order approximation to the problem is still considered to be a reasonable first approach.

Some factors which necessitate additional attention in future work are the change of background sulphur concentrations over the years, as well as the change of the stack height which occurred sometime in the sixties (low stacks result in enhanced local deposition and consequently less long range transport, and vice versa). Before making any final assessment

with regard to the sole effect of emission changes on sulphur concentrations and depositions in Europe, these issues need to be taken under serious consideration.

## References

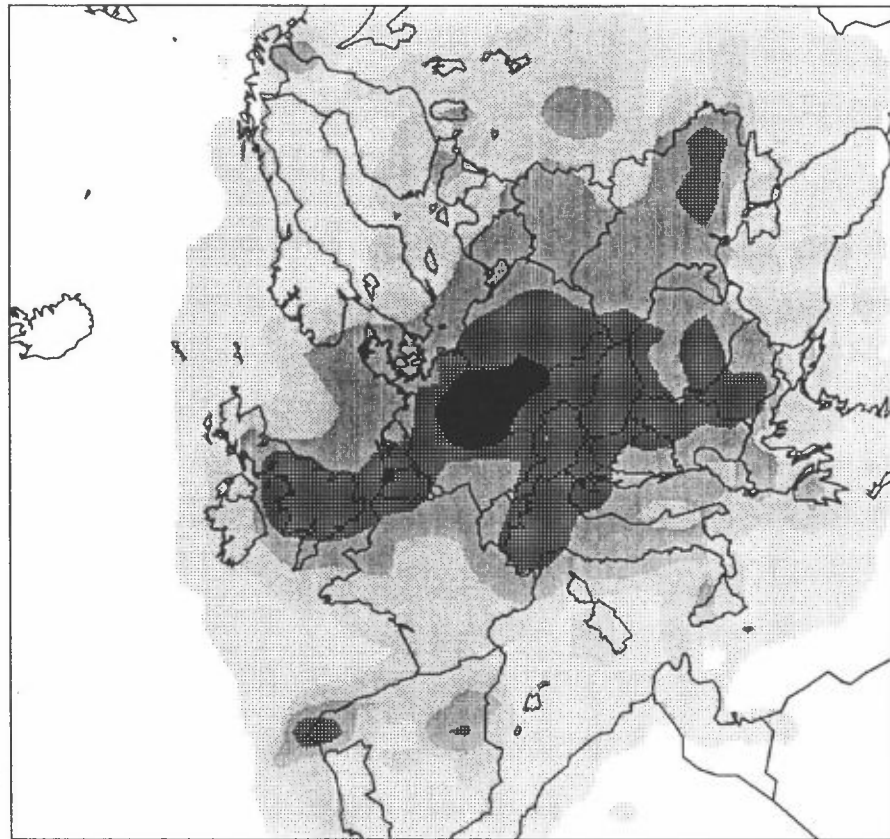
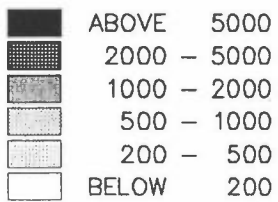
- Barraclough, G. (editor)(1978) *The times Atlas of World History*. Times Books Limited, London.
- Lister, L. (1960) *Europe's coal and steel community. An experiment in economic union*. Twenty century fund, New York.
- Mitchell, B.R. (1978) *European Historical Statistics 1750-1970*. Macmillan, Columbia University Press, Sijthoff and Noordhoof.
- Mylona, S. (1989) *Detection of sulphur emission reductions in Europe during the period 1979-1986*. EMEP/MSC-W Report 1/89. DNMI, Oslo, Norway.
- Oxford Economic Atlas of the World (1955)* prepared by the Economist Intelligence Unit and the Cartographic Department of the Clarendon Press, Oxford University Press, Amen House, London E.C.4.
- Oxford Economic Atlas of the World (1965)* prepared by the Economist Intelligence Unit and the Cartographic Department of the Clarendon Press, Oxford University Press, Amen House, London E.C.4.
- Oxford Economic Atlas of the World (1972)* prepared by the Cartographic Department of the Clarendon Press, Oxford University Press, Ely House, London W1.
- Pounds, N.J.G. (1990) *An Historical Geography of Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Saltbones, J. The Norwegian Meteorological Institute (DNMI), personal communication
- Sandnes, H. and Styve, H. (1992) *Calculated Budgets for Airborne Acidifying Components in Europe, 1985, 1987, 1988 1989, 1990 and 1991*. EMEP/MSC-W Report 1/92. DNMI, Oslo, Norway.
- Semb, A. Norwegian Instiyute for Air Research (NILU), personal communication
- Tarrason, L. (1991) *Biogenic sulphur emissions from the North Atlantic Ocean*. EMEP/MSC-W Note 3/91. DNMI, Oslo, Norway
- UN- (1950) *Statistical Yearbook 1949-1950*. United Nations, New York.
- (1957) *Statistical Yearbook 1957*. United Nations, New York.
  - (1963) *Statistical Yearbook 1962*. United Nations, New York.
  - (1973) *The Growth of World Industry, Vol. II, Commodity production data 1962-1971 (1971 Edition)*. United Nations, New York.
  - (1977) *World Energy Supplies 1950-1974*, United Nations, New York.
  - (1978) *The Growth of World Industry, Vol. II, Commodity production data 1967-1976 (1976 Edition)*. United Nations, New York.
  - (1979) *World Energy Supplies 1973-1978*. United Nations, New York.
  - (1983) *Energy Statistics Yearbook*. United Nations, New York.
  - (1985) *Energy Statistics Yearbook*. United Nations, New York.
  - (1987) ~~*Industrial Statistics Yearbook 1985, Vol.II, Commodity production statistics 1976-1985*. United Nations, New York.~~
  - (1990) *Energy Statistics Yearbook*. United Nations, New York.
  - (1992) *Industrial Statistics Yearbook, Vol.II, Commodity production statistics 1981-1990*. United Nations, New York.
- World Bureau of Metal Statistics (monthly bulletins, 1950-1990) *World Metal Statistics*. Ware Herts, England.



**Figure 1: Historical emissions of sulphur dioxide in Europe**

Meteorology: 1991  
Emissions: 1991

Unit:  $\text{mg}/\text{m}^2$  as S



Meteorology: 1991  
Emissions: 1930

Unit:  $\text{mg}/\text{m}^2$  as S

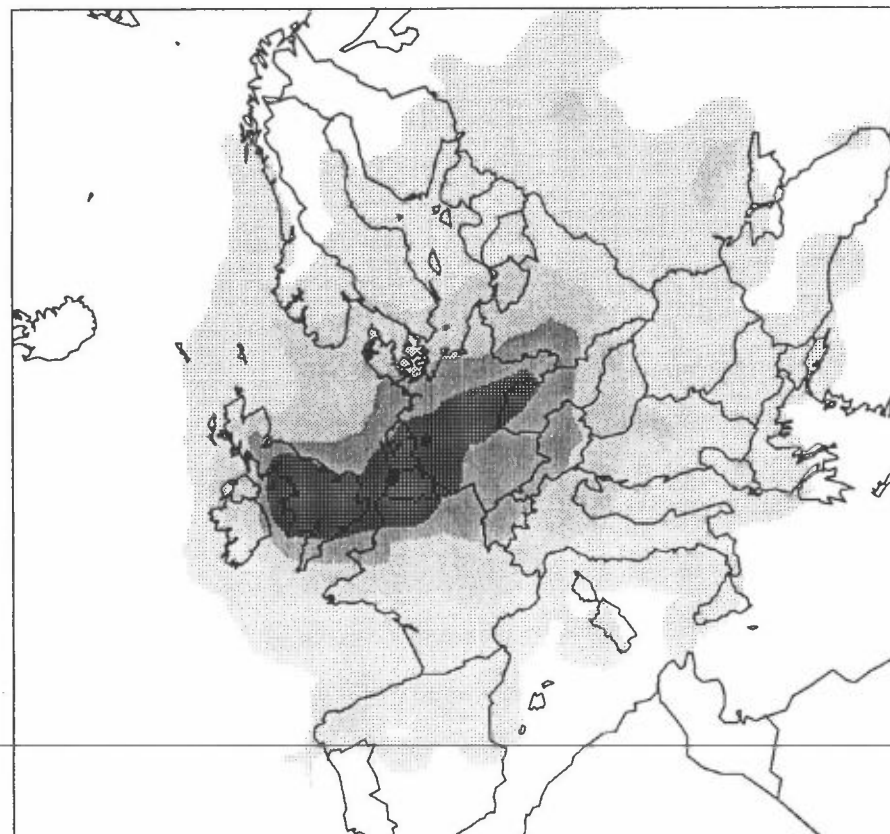
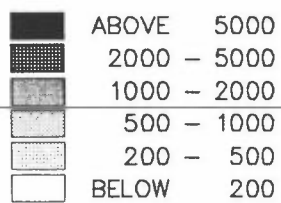
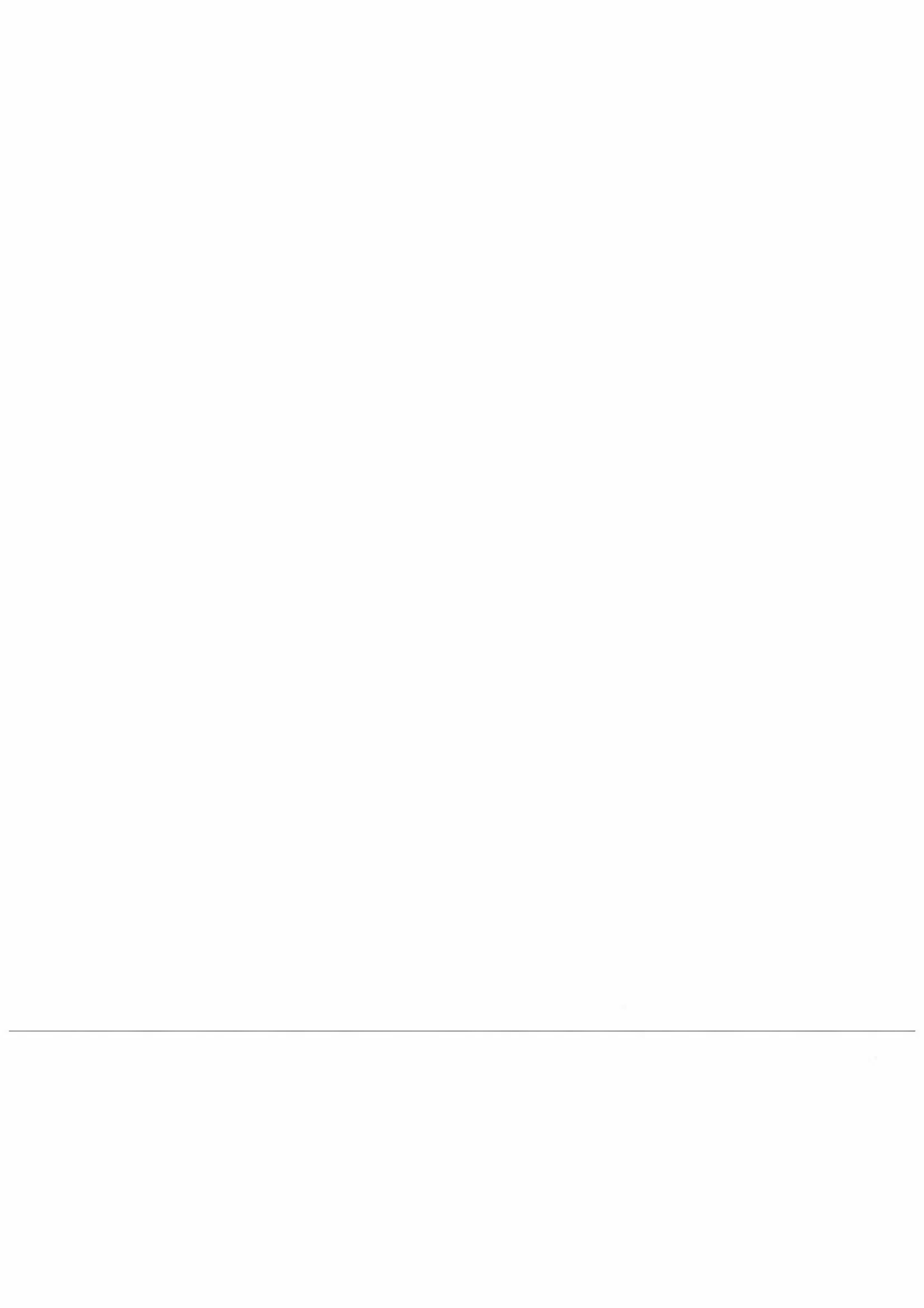


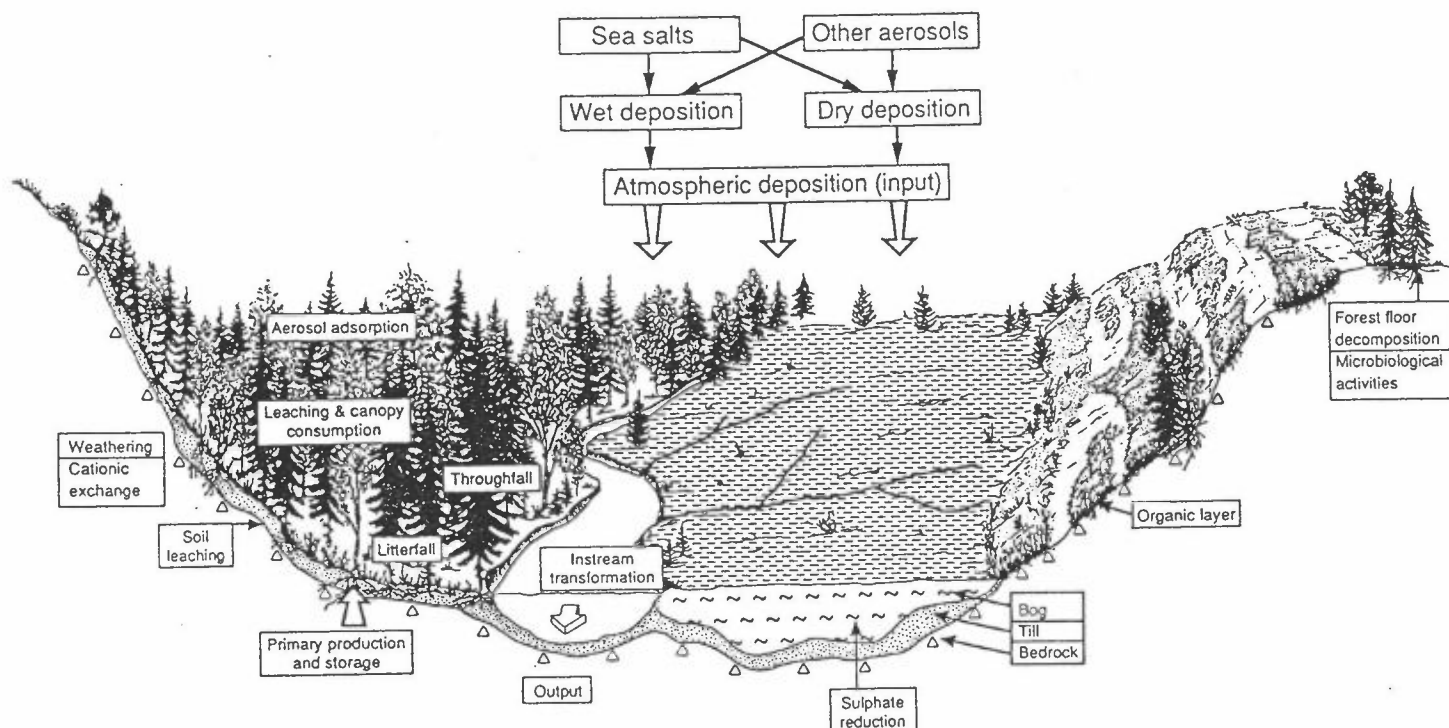
Figure 2: Total (wet and dry) annual accumulated deposition of oxidized sulphur in Europe.



## Effekt av lufttransporterte forurensninger i Birkenes-feltet.

Dette er en del av et samarbeidsprosjekt mellom Institutt for jordfag ved NLH, Norsk Institutt for Skogforskning og Institutt for Informatikk ved UiO.

Hensikten med denne delen er ved hjelp av vannkjemiske data (Avrenning - Tilførsel budsjett) å klarlegge hvilke jordkjemiske prosesser og parametre som er viktige for jordforsurning og dermed for vannforsurningen. Fig. 1. viser et idealisert utsnitt av en del av nedslagsfeltet. Noen av de viktigste prosessene er angitt på denne figuren.



De faktorer som inngår i beregningene er total tilførsel med såvel regn som tørravsetninger samt totale mengder som forlater nedslagsfeltet per år (Tabell 1). Klorid betraktes som et konservativt ion. Vi har anslått  $\text{SO}_4^2/\text{Cl}^-$ -forholdet i tørravsetninger ved hjelp av grunnvannsdata (grunne brønner i løsavsetninger).

Nitrogenbudsjettet benyttes til å anslå næringsopptaket fra jorda, og hvor mye som tilbakeføres som strøfall. På grunnlag av dette har vi beregnet hvor stor del av ionebytternes basekationer som fjernes hvert år. Dette vil delvis erstattes med ioner frigitt ved forvittringsprosesser og ioner tilført med regn og tørravsetninger. Resten av tapet erstattes ved ionebytning slik at basemetningsgraden reduseres (jordforsurning).



Tabell 1. Gjennomsnittlige årlige tilførsels og avrennings data ( $\text{mmol}_e \text{ m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ).

		Tilført	Tørravsetninger		Avrenning-
	Avrenning	Våt nedbør	Sjøsalt	Andre	Tilførsel
H <sup>+</sup>	34.30	85.91	0	47.07	-98.68
Ca <sup>2+</sup>	62.88	13.83	1.89	5.71	41.44
Mg <sup>2+</sup>	38.66	19.32	9.75	0.46	9.12
Na <sup>+</sup>	135.53	81.15	43.09	0	11.28
K <sup>+</sup>	6.74	6.41	0.94	2.58	-3.18
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	4.67	63.17	0	34.60	-93.09
Cl <sup>-</sup>	145.97	95.69	50.28	0	0
NO <sub>3</sub>	10.39	59.60	0	29.60	-78.80
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	154.20	101.76	5.18	50.51	-3.24
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.81	0	0.22	0	0.60
Al <sup>3+</sup>	54.80	0	0	0	54.80
O.An.	26.20	12.74	0	10.35	3.10

O.An. = Organiske anioner.

Tabellen viser hvilke ionemengder som tilføres og fjernes årlig. Vi har antatt at Cl<sup>-</sup> er et konservativt ion. Tabellen viser at SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> er nesten konservativt. Ifølge beregningene blir en liten mengde adsorbent i jordartene hvert år.

Tabellen viser klart hvilken betydning forbruket av nitrogenkomponenter har for det hydrogeokjemiske budsjettet.

Videre beregninger viser at de mengder med basekationer som fjernes årlig fra ionebytterkompleksene utgjør 2-3% av de ionemengdene som er bundet i jordartenes humuslag.

Ås-NLH 12. februar 1992

Per Jørgensen

## FLUKTUERENDE ASYMMETRI; TEGN PÅ IKKE-DØDELIG "STRESS"

Av Asbjørn Vøllestad, Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, Avdeling for zoologi, Postboks 1050 Blindern, 0316 Oslo

### BAKGRUNN

Langtransportert forurensning (hovedsakelig forsurende komponenter og tungmetaller) har i over hundre år vært et problem i Norge. Effektene av denne forurensningen på forskjellige organismegrupper har blitt inngående studert. Det er bl.a. dokumentert omfattende fiskedød over store deler av Sør- og Øst-Norge som skyldes forsuringseffekter. Det er behov for tidlig å kunne oppdage forsuringseffekter (og også effekter av andre typer forurensning og "stress"). Dette er viktig både i dokumentasjonssammenheng og i verneammenheng. Det benyttes årlig store beløp til kalking av forsurede vassdrag, for på den måten å ta vare på stedege stammer av ferskvannsfisk. Kriteriene for å sette igang slike tiltak er i dag hovedsakelig vannkjemiske. Men biologiske systemer kan være mer følsomme indikatorer på forurensning enn kjemiske målinger. Det er derfor av stor interesse dersom det er mulig å benytte enkle stressindikatorer for tidlig å oppdage forurensningseffekter.

Fluktuerende asymmetri (heretter kalt FA) er en slik mulig stressindikator. FA er forholdsvis lett å måle (telle), noe som gjør at det kan utarbeides retningslinjer og standarder for prøvetaking og resultatvurdering. FA er tidligere benyttet til å registrere innavlsdepresjon i avls-linjer av regnbueørret og generelle forurensningseffekter på fisk og andre dyr både i laboratoriet og i naturen.

### MÅL

Målet er å:

- \* utvikle og evaluere en enkel metode for å oppdage ikke-dødelige stress-situasjoner hos fisk.
- \* teste hvordan fluktuerende asymmetri varierer med graden av heterozygositet hos ørret fra lokaliteter med og uten surstress.
- \* teste hvordan graden av fluktuerende asymmetri varierer langs en pH-gradient hos abbor.
- \* teste hvordan graden av fluktuerende asymmetri varierer med varierende forurensningsbelastning (laboratorieforsøk).

### HVA ER FLUKTUERENDE ASYMMETRI?

De fleste organismer som er mer eller mindre bilateralt symmetriske om en akse har morfologiske strukturer som er dupliserte (armer, bein, finner, etc.). Dersom utviklingen av disse strukturene er under genetisk kontroll forventer vi at strukturene skal være like på høyre og venstre side. Dette er ikke alltid tilfelle. Men asymmetri kan opptre i tre forskjellige former: rettet asymmetri, antisymmetri og fluktuerende asymmetri. Rettet asymmetri og antisymmetri er resultatet av en normal utvikling, og kan ikke brukes som indikator på utviklingsforstyrrelser. Fluktuerende asymmetri er imidlertid interessant i denne sammenheng.

**Rettet asymmetri:** Denne formen opptre når strukturen på den ene siden vanligvis er større enn den andre (f.eks. klørne til vinkekrabben). Middelerdien av en indeks der størrelsen av høyre struktur trekkes fra størrelsen av venstre struktur vil være ulik 0. Rettet asymmetri kan gjerne være resultatet av rettet seleksjon.

**Antisymmetri:** Denne formen for asymmetri opptre når asymmetri er normen, men det varierer hvilken side som er størst (f.eks. hummerens klør). Her vil middelerdien av den nevnte indeksen være 0, men med en bimodal (to-toppet) fordeling.

**Fluktuerende asymmetri:** Denne formen for asymmetri opptre når symmetri er normen, og det ikke er noen tendens for den ene eller andre siden til å være størst. Middelerdien av den nevnte indeksen vil være lik 0 og variasjonen vil være normalfordelt (unimodal). Det er variansens størrelse som her er av interesse.

Fluktuerende asymmetri er resultatet av at organismen ikke er i stand til å utvikle seg etter et utviklingsmessig program (bl.a. bestemt av det enkelte individs genetiske sammensetning). FA er vist å være sterkt korrelert med graden av heterozygositet (et mål på genetisk variabilitet): Høy heterozygositet gir lav FA. Dette forklares med at individer med lav heterozygositet ikke har den genetiske sammensetningen som er nødvendig for å styre utviklingen til det forutbestemte mål. Genetisk heterozygositet kan også være knyttet til andre biologiske egenskaper slik som for eksempel sykdomsresistens, energiomsetning, fekunditet og generell utviklingshastighet. Dette betyr at heterozygositet (i en komparativ sammenheng) kan være et tegn på et individs generelle fitness og at FA kan vise seg å være et enkelt mål på dette.

Også forurensninger av forskjellig type har vist seg å påvirke FA. Forurensning av forskjellig slag påvirker utviklingen på forskjellige måter, men prinsipielt gir det samme respons som det indre "stress" en reduksjon av den genetiske variasjon er. Forholdsvis kraftige påvirkninger, men på ikke-dødelig nivå, er nødvendig for å registrere FA. De få studier som er gjennomført på forholdet mellom surstress og FA finner at FA øker med økende belastning.

## PROGRAM

Programmet kan deles inn i tre adskilte deler. Hver enkelt del beskrives for seg i det følgende.

### Fluktuerende asymmetri hos abbor

Hypotese: *Fluktuerende asymmetri hos abbor avtar med avtakende pH*

Abbor finnes over hele Østlandet, og lever ved pH-verdier fra rundt 4 til godt over 8. Dette gjør at det er mulig å dekke et relativt vidt spektrum av miljøer ved valg av abbor. Det er valgt ut 10 lokaliteter fra det sentrale Østlandet, der vi søker å redusere andre variasjonskilder mest mulig.

Fra en lokalitet med sterk påvirkning (lav og varierende pH; Isebacketjern) tas det et større utvalg for å teste om det er variasjon i FA mellom årsklasser. I slike lokaliteter er det kjent at årsklassestyrken kan varierer sterkt. I slike lokaliteter kan vi anta at surstresset har variert sterkt fra år til år. Vi vil da også forvente at de enkelte årsklasser har varierende grad av FA.

Innen hver lokalitet vil det bli samlet inn et materiale for beregning av generelle populasjonsdynamiske parametre (vekst, overlevelse, aldersfordeling, etc.). Ut fra sammenhengen mellom FA, vannkvalitet og de populasjonsdynamiske data kan vi modellere eventuelle bestandsresponsen av forurensning.

### Fluktuerende asymmetri, forurensning og heterozygositet hos ørret

Hypotese: *Fluktuerende asymmetri er høyere hos ørret (med lik heterozygositet) fra lokaliteter med lav pH enn fra lokaliteter med høy pH.*

Vi velger ut 10 lokaliteter, 5 med surt miljø (pH mellom 5.0 og 5.5) og 5 ikke-sure lokaliteter (pH rundt 6.5). Vi vet at ørreten kan være genetisk variabel, og korrigerer for dette ved å måle heterozygositet (enzymelektroforese). Ved å velge fem lokaliteter fra hver type belastning (fra forskjellige deler av Norge) kan vi teste for effekter ved bruk av standard varians og kovariansanalyser.

### Laboratorieforsøk

Hypotese: *Fluktuerende asymmetri hos enkeltindivider innen en bestand øker med synkende pH.*

For å teste i hvilken grad FA er et effektivt mål på surstress gjøre vi noen enkle laboratorieeksperimenter. Vi har inkubert egg fra en ørretbestand (og senere fra en abborbestand) ved forskjellige pH-verdier og aluminiumsnivåer. Etter klekking overføres yngelen til kar med nøytral pH inntil de er store nok til at FA kan måles. Ved hver eksperimentell behandling gjøres det to eller tre replikater. Deler av forsøket utføres ved akvarieavdelingen ved Biologisk institutt (abbor), mens ørretforsøket utføres ved Forsøksstasjon For Ferskvannsfisk på Ims (NINA).

# NITREX

## NITROGEN SATURATION EXPERIMENTS

Arne O. Stuanes  
Norsk institutt for skogforskning

NITREX-prosjektet er et europeisk prosjekt med forsøksområder i Danmark, England, Nederland, Norge, Sverige og Tyskland. Faglig koordinator er Richard F. Wright ved Norsk institutt for vannforskning. Prosjektet finansieres fra EF og fra nasjonale kilder. Det overordnede målet med prosjektet er:

*Å framskaffe ekperimentelle data på økosystemnivå med hensyn på (1) risiko for nitrogenmetning på grunn av nitrogenerdeposisjon og (2) bedringen av nitrogenmetta systemer ved redusert nitrogenerdeposisjon.*

To felter innen NITREX-prosjektet mottar norske midler. Det er Sogndal-feltet i Sogn og Fjordane og Gårdsjön som ligger mellom Uddevalla og Göteborg i Sverige. Det er resultater fra disse to feltene som vil bli omtalt i dette sammendraget.

### Sogndal

Innen RAIN-prosjektet ble effekten av syretilførsel studert i to mindre nedbørfelt i Sogndal. Det ene feltet ble tilført ren svovelsyre (felt 2) mens det andre (felt 4) ble tilført en blanding av svovelsyre og salpetersyre i forholdet 1:1 (Wright et al. 1993). Feltene har blitt tilført syre siden 1983, men avrenningen fra de to feltene skilte seg ikke vesentlig fra hverandre i kjemiske egenskaper før i 1989. Nitratavrenningen fra felt 4 økte og hadde et vesentlig høyere nivå sammenlignet med felt 2 (Wright et al. 1993). Selv om nitratavrenningen fra felt 4 har økt, holdes fortsatt 90% av det tilførte nitrogenet igjen i feltet. Det har vært store variasjoner mellom år i avrenningskonsentrasjoner. Undersøkelser av vegetasjonen, humussjiktet og mineraljorda har ført til en gjenfinning av bare en liten del av det tilførte nitrogenet. Etter at RAIN-prosjektet ble avsluttet har felt 4 fortsatt blitt behandlet, men nå som en del av NITREX-prosjektet. Det er viktig å følge opp reaksjonen i dette feltet med fortsatt tilførsel av nitrogen fordi feltet representerer en næringsfattig vegetasjon på et tynnt jordsmonn.

### Gårdsjön

NITREX-feltet i Gårdsjön er et mindre nedbørfelt (0.52 ha) med ca. 80 år gammel gran som dominerende treslag. Det er ingen avløpsbekk i feltet, men de nedre deler er dominert av organisk jord med et veldefinert utløp. En nærmere beskrivelse av feltet og hva som gjøres der er gitt i Wright (1991), Dise og Wright (1992) og Stuanes et al. (1992).

Etter nærmere et år med bakgrunnsmålinger har feltet fra 1. april 1991 vært tilført 40 kg N ha<sup>-1</sup> år som ammoniumnitrat i tillegg til deposisjonen av nitrogen på 13 kg N ha<sup>-1</sup> år.

Tilleggsnitrogenet tilføres gjennom et sprinklersystem ca. 50 cm over bakkenivå gjennom hele året. Vannvolumet som tilføres ved disse vanningene utgjør bare 5% av den naturlige nedbøren for ikke å påvirke hydrologien. Fra 1. april 1992 har det tilførte nitrogenet blitt merket med <sup>15</sup>N for lettere å kunne spore hvor nitrogenet har tatt veien.

Allerede vinteren 1991/92 ble det målt økte nitratkonsentrasjoner i avrenningen mens konsentrasjonene gjennom vekstsesongen var lave (Hultberg et al. 1993). I vekstsesongen i 1992 ble det imidlertid målt konsentrasjoner opp mot 0.45 mg NO<sub>3</sub>-N L<sup>-1</sup> i avrenningen. Siden

disse økningene i nitratavrenningen ikke ble fulgt av tilsvarende økning i ammoniumavrenning, tyder dette på at økningen ikke skyldes  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , som har kommet direkte i avløpet.

Undersøkelsene i Gårdsjön er lagt slik opp at det også skal være mulig å følge eventuelle effekter av økt nitrogentilførsel på opptak i trærne, endringer i bunnvegetasjonen, endringer i mengde fruktlegemer av mykorrhizasopper, endringer i finrotstatus, endringer i mineralisering og endringer i jordvannets sammensetning.

Det er ikke påvist noen endring i næringsstatus i nålene mellom våren 1990 og høsten 1991. Prøvetakingen i 1991 er da også foretatt svært kort tid etter at nitrogentilførselen startet. Det er heller ikke påvist endringer i artssammensetningen i bunnvegetasjonen. Det har imidlertid skjedd en endring i mengdefordeling i mykorrhizasoppenes fruktlegemer. Noen arter har økt og noen har minket etter nitrogentilførsel. Disse endringene er delvis i samsvar med hva som er funnet andre steder. Finrotstatusen er generelt dårlig i feltet, men ingen endringer som kan tilskrives nitrogentilførselen er funnet. Det er også påvist endringer i mineraliseringen i NITREX-feltet sammenlignet med kontroll-feltet, men det er for tidlig å si noe mer kvantitativt om disse endringene.

I 1992 er det målt økte nitratkonsentrasjoner i jordvannet i NITREX-feltet (Figur 1). I figuren er nitratkonsentrasjonene i jordvann fra 5 cm dybde sammenlignet for tre felt. Jordvannet er samlet inn fra sammenlignbare vegetasjonstyper. Felt G2 er NITREX, F1 er kontrollfeltet og G1 er et felt som bare får "ren" nedbør (under tak). G2Lys3 installasjonene ligger i den lavere øvre del av feltet, altså relativt langt fra utløpet. Effekten på  $\text{NO}_3$  i de øvre 5 cm forsvinner lengre ned i jorda. Imidlertid er det målt økte  $\text{NO}_3$ -konsentrasjoner for alle dyp i jordvannet like ved utløpet.

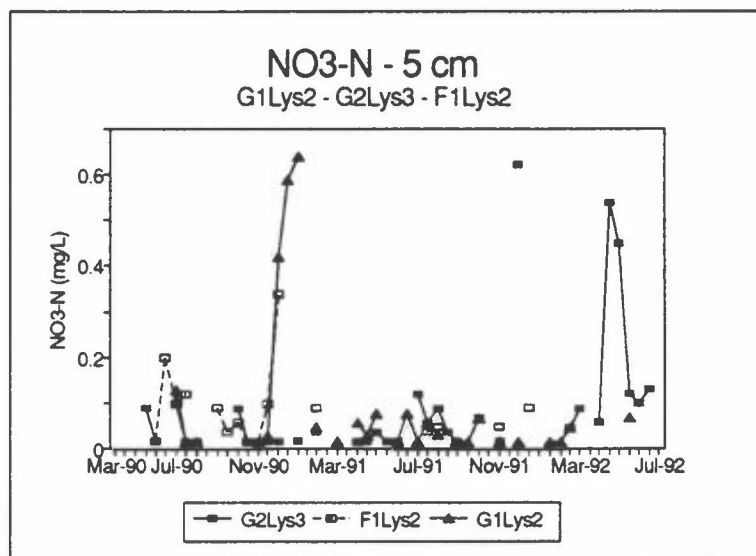


Figure 1. Nitratkonsentrasjonen i jordvann i 5 cm dybde i tre felt. G2 er NITREX, F1 er kontroll og G1 er takfeltet.

### Konklusjon

En økning i nitrogendeposisjonen på  $40 \text{ kg N ha}^{-1}$  år har ført til økt nitratkonsentrasjon i avløpsvannet og i jordvannet. Det er også påvist mengdeendringer i mykorrhizasoppenes fruktlegemer. Mineraliserings hastigheten kan være noe påvirket. Øvrige endringer er ikke påvist 1,5 til 2 år etter at den ekstra tilførselen startet.

## Litteratur

Dise, N.B. og R.F. Wright (eds.). 1992. NITREX project - Gårdsjön. Status report for 1990-91. Report no 2/92 from NITREX Gårdsjön. NIVA.

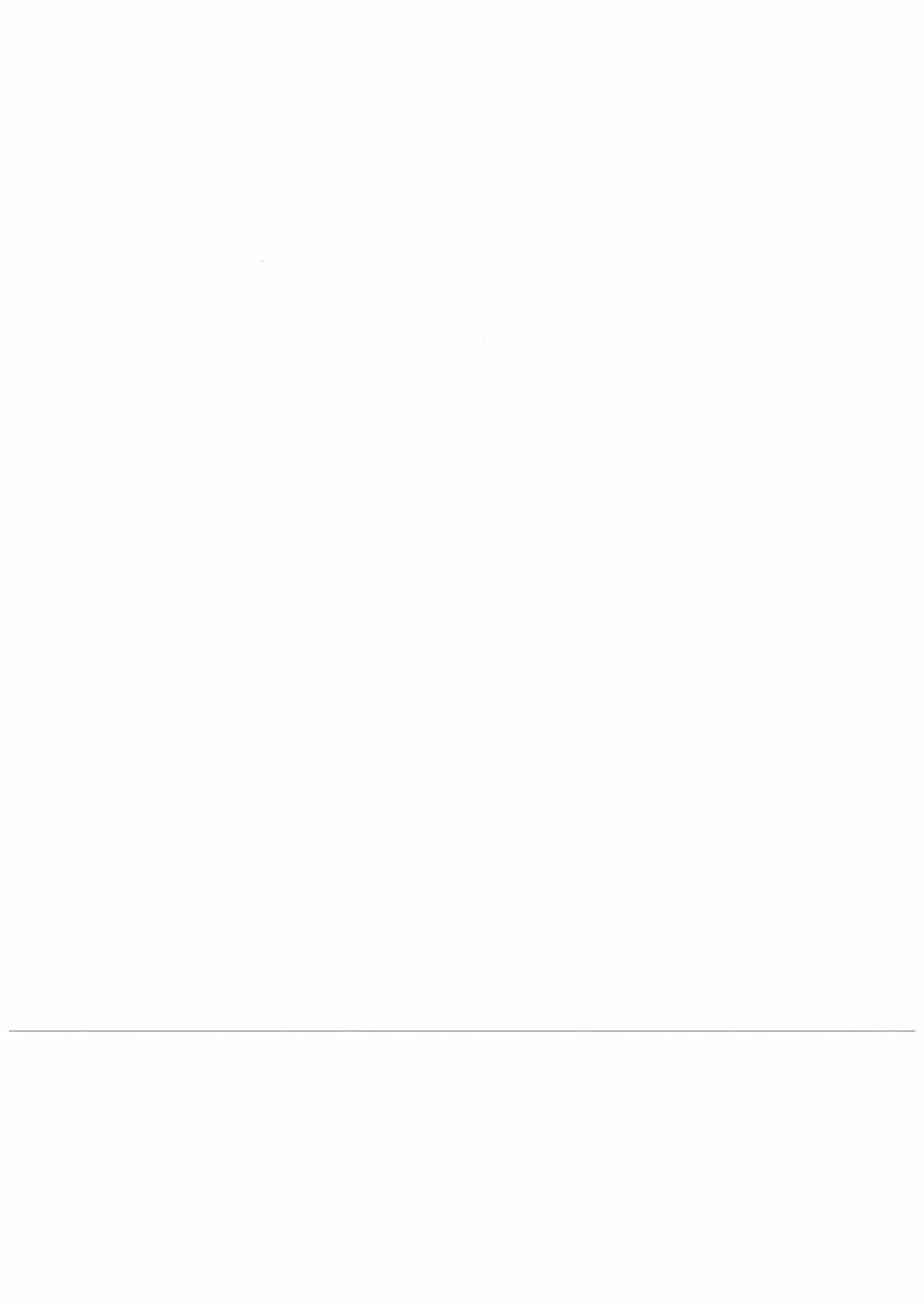
Hultberg, H., N.B. Dise, R.F. Wright, I. Andersson og U. Nyström. 1993. Nitrogen saturation induced during winter by experimental  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  addition to a forested catchment. Environ. Pollut. (in press).

Stuanes, A.O., I. Andersson, N. Dise, H. Hultberg, J. Kjønnaas, P.H. Hygaard og U. Nyström. 1992. Gårdsjön, Sweden. I: Dise, N.B. og R.F. Wright (eds.). The NITREX project (Nitrogen saturation experiments). Ecosystems Research Report 2. Commission of the European Communities. s. 24-34.

Wright, R.F. (ed.). 1991. NITREX Gårdsjön. Status report 1988-90. NIVA rapport o-87208.

Wright, R.F., E. Lotse og A. Semb. 1993. Experimental acidification of alpine catchments at Sogndal, Norway: results after 8 years. Water, Air, Soil Poll. (in press)

---



TVLF forskermøte 15.-17. februar 1993, Hell, Norge

## RAIN-prosjektet på Risdalsheia

Richard F. Wright  
NIVA  
Boks 69 Korsvoll  
0808 Oslo

### Sammendrag

Resultat etter 8-års behandling. RAIN-prosjektets eksperiment med å redusere drastisk sur nedbør belastningen til et 1200-m<sup>2</sup> overbygget nedbørfelt har nå pågått kontinuerlig i 8 år. Sulfat deponisjonen er redusert fra 110 til 23, nitrat fra 73 til 12, ammonium fra 59 til 6 og syre fra 106 til 30 mekv/m<sup>2</sup>/år. Avrenningsvannet viser store endringer i konsentrasjoner av samtlige kjemiske komponenter. Sulfat, nitrat og ammonium har gått kraftig ned. Basekationer har gått noe ned. Alkalinitet (ANC) har økt fra -88 til -29 µekv/l. En stor del av økningen i ANC skyldes øket rolle av organiske anioner (Tabell 1). Resultatene fra Risdalsheia er publisert i Wright et al. (1988) og Wright et al. (1993).

Evaluering av prognosemodeller. Stor-skala eksperimenter som RAIN prosjektet gir meget verdifulle data som kan anvendes for evaluering av prognose-modeller. Henriksen's (1980) statisk empiriske modell og den dynamiske prosess-orienterte modell MAGIC (Cosby et al. 1985), er to slike prognose-modeller. Resultatene fra Risdalsheia kan brukes for å teste disse modeller.

Henriksen's empiriske modell predikerer vannets pH eller ANC som følge av et endret sulfat (pluss nitrat) belastning. Sentralt i modellen er F-faktoren, som gir endringen i basekationer som fraksjon av sulfat endringen. En empirisk funksjon brukes til å beregne F-faktoren som avhenger av basekation konsentrasjonen i vannet (Brakke et al. 1990). For Risdalsheia er konsentrasjoner av basekationer meget lav og F-faktoren er beregnet til 0.1. De observerte endringer i vannkjemien i løpet av 8-års behandlingen viser en F-faktor av 0.15 (Figur 1). Resultatene fra Risdalsheia dermed bekrefter Henriksen's empiriske modell.

Den empiriske modellen predikerer respons i vannkjemi til endring i deponisjon, men forteller ikke hvor lang tid det vil ta. Tidsaspektet tar den dynamiske modellen MAGIC. MAGIC har tidligere 2 ganger blitt kalibrert og evaluert med data fra Risdalsheia -- etter 1-års behandlingen (Wright and Cosby 1987) og etter 4-års behandlingen (Wright et al. 1990). De 8-års data som foreligger nå gir enda et bedre grunnlag for å evaluere prognosene over tid. Fremgangsmåten er å først kalibrere MAGIC til samtlige data fra kontrollfeltet ROLF (uten overbygg, sur nedbør), og etterpå å sette inn de 8-års reduserte deponisjon for å simulere vannkjemien. De simulerte verdiene sammenlignes med de observerte. MAGIC gir en meget god prognose av de observerte endringene i vannkjemien (Figur 2). Resultater fra Risdalsheia styrker dermed tiltroen til MAGIC.



CLIMEX er fremtiden. RAIN prosjektet går ut i 1994 etter totalt 11-års behandling. Forsøksanlegget på Risdalsheia skal da overtas av CLIMEX prosjektet (Climate change experiment). CLIMEX skal øke CO<sub>2</sub> til 560 ppm og temperatur med ca. 5°C under takene for å måle virkninger av endret klima på vegetasjon, jord, og avrenningsvann (Jenkins et al. in press). CLIMEX gjennomføres som et europeisk fellesprosjekt med i alt 7 institutter fra 4 land og med støtte fra EF og MD.

#### Referanser.

Brakke, D.F., Henriksen, A., and Norton, S.A. 1990. A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 146-149.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., and Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resour. Res.* 21: 51-63.

Henriksen, A. 1980. Acidification of freshwaters -- a large scale titration. p.68-74, In A.Tollan and D. Drabløs (eds.) *Ecological Impact of Acid Precipitation*. SNSF project, 1432 Ås-NLH, Norway.

Jenkins, A. and Wright, R.F. in press. The "CLIMEX" project - raising CO<sub>2</sub> and temperature to whole catchment ecosystems. In *Methodologies to Assess CO<sub>2</sub> Effects on Terrestrial Ecosystems*. Ecosystem Research Report 6, Commission of European Communities, Brussels.

Wright, R.F., and Cosby, B.J. 1987. Use of a process-oriented model to predict acidification at manipulated catchments in Norway. *Atmos. Environ.* 21: 727-730.

Wright, R.F., Cosby, B.J., Flaten, M.B., and Reuss, J.O. 1987. Evaluation of an acidification model with data from manipulated catchments in Norway. *Nature* 343: 53-55.

Wright, R.F., Lotse, E., and Semb, A. 1988. Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments. *Nature* 334: 670-675.

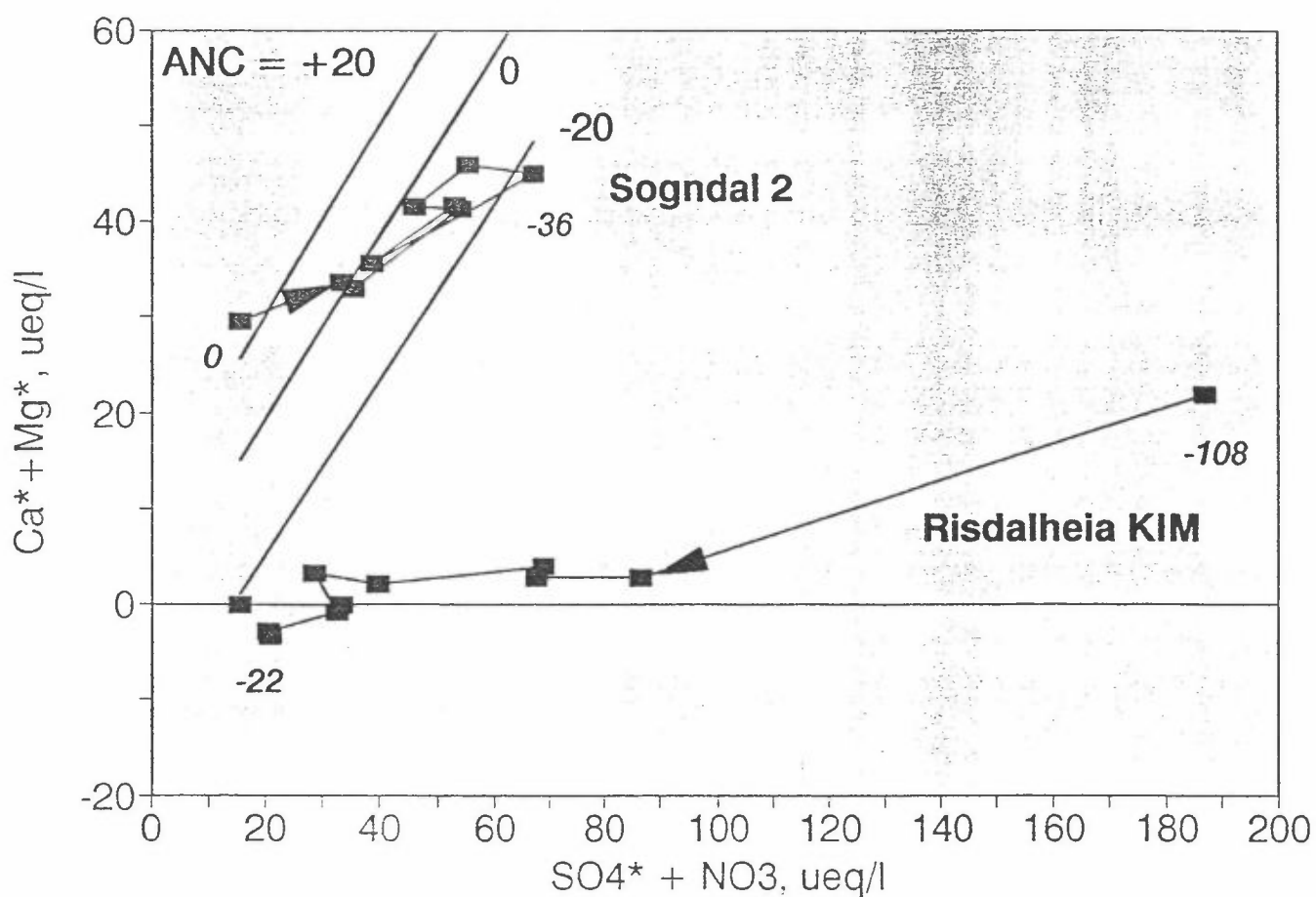
Wright, R.F., Lotse, E., and Semb, A. 1993. RAIN project: results after 8 years of experimentally reduced acid deposition to a whole catchment. *Can. J. Aquat. Sci.* 50: (in press).

---

Table 1: Deposition (wet+dry) and runoff fluxes (8-year average) for major components at Risdalsheia (not seasalt corrected). SBC = sum base cations (Na, K, Ca, Mg, NH<sub>4</sub>); SSA = sum strong acid anions (NO<sub>3</sub>, Cl, SO<sub>4</sub>); ANC = acid neutralizing capacity (SBC - SSA). Units: meq/m<sup>2</sup>/yr, TOC and SiO<sub>2</sub> mmole/m<sup>2</sup>/yr. 33

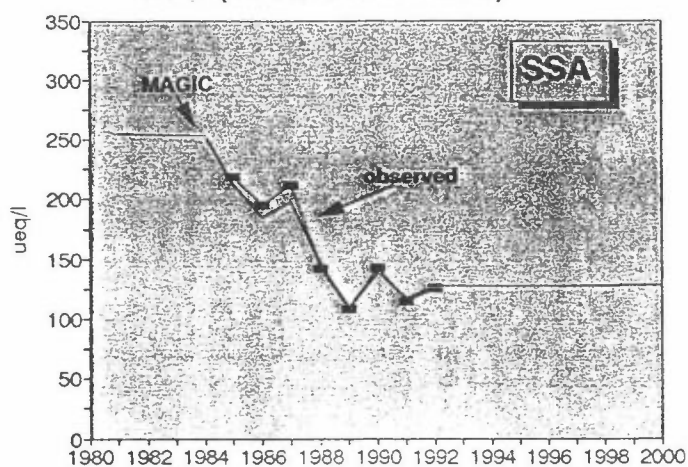
	KIM (roof, clean)		EGIL (roof, acid)		ROLF (no roof, acid)	
	IN	OUT	IN	OUT	IN	OUT
H <sub>2</sub> O (mm)	939	881	1053	1031	1455	1255
H <sup>+</sup>	30	59	78	85	106	110
Na	63	69	82	91	145	143
K	2	5	4	6	6	6
Ca	4	8	9	17	14	19
Mg	15	12	20	24	35	32
Al	0	8	0	15	0	15
NH <sub>4</sub>	6	5	36	18	59	10
NO <sub>3</sub>	12	5	47	33	73	25
Cl	78	84	97	103	169	169
SO <sub>4</sub>	23	38	81	104	113	112
A <sup>-</sup>	6	38	4	14	9	29
SBC	60	98	151	155	258	211
SSA	81	127	225	240	355	307
ANC	-22	-29	-74	-85	-97	-96
TOC		1057		809		1166
SiO <sub>2</sub>		38		39		37

## Henriksen's empirical nomograph

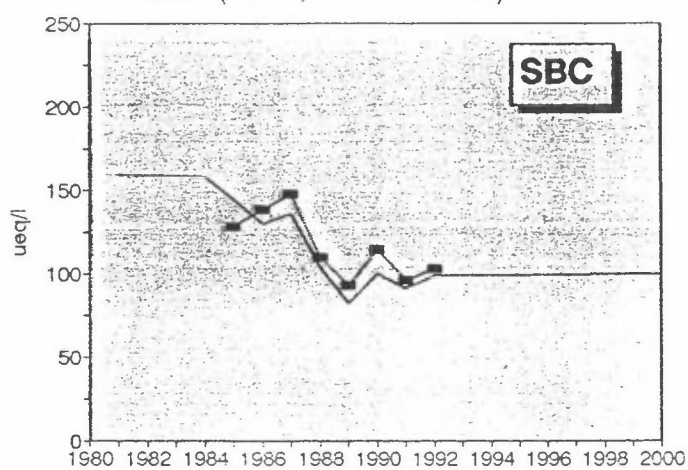


Figur 1. Resultater fra RAIN prosjektet plassert i Henriksen's (1980) empiriske nomograf. Volum-veiet årsmiddel konsentrasjoner for de 8-år som eksperimentene har pågått, er inntegnet. ANC konsentrasjoner fra året før behandling og det 8. år er angitt i kursiv.

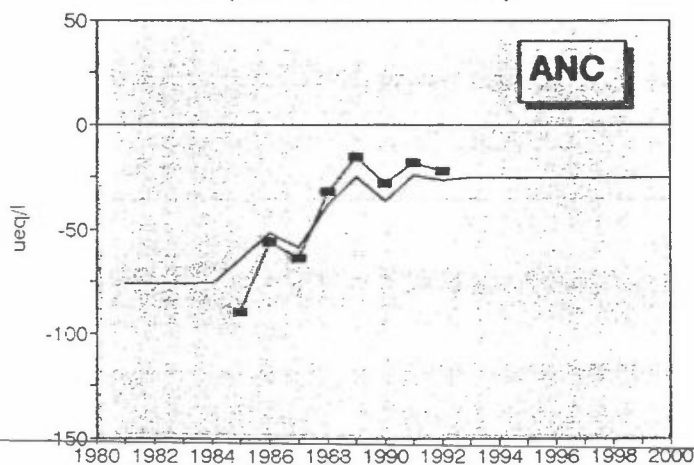
## KIM (roof, clean rain)



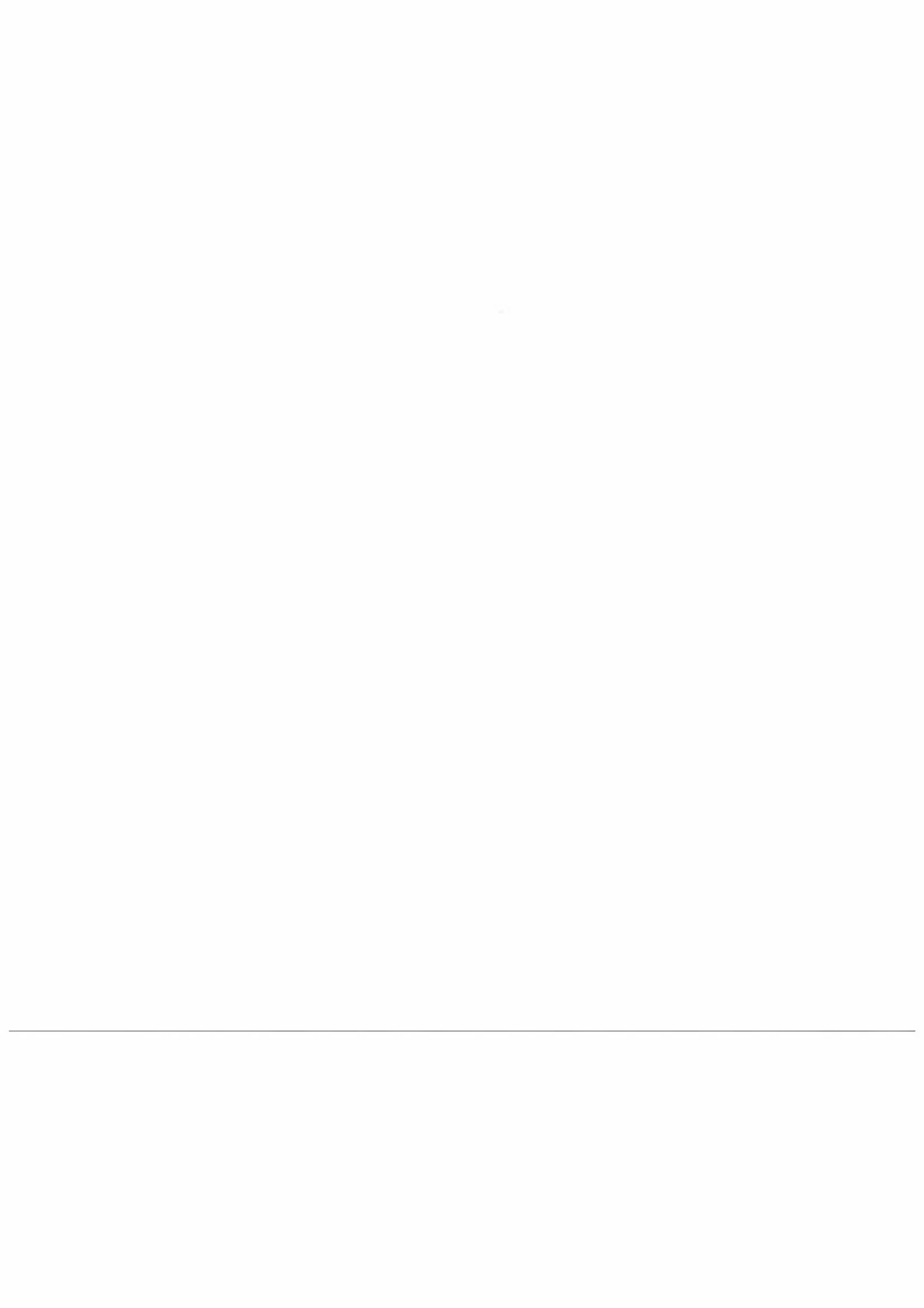
## KIM (roof, clean rain)



## KIM (roof, clean rain)



Figur 2. Predikerte (MAGIC) og observerte vannkjemi fra Risdalsheia. Vist er volum-veiet middelkonsentrasjoner av sterke syre anioner (SSA), basekationer (SBC) og ANC (SBC minus SSA).



## HUMEX - FORSURING AV EN HUMUSRIK INNSJØ OG DENS NEDBØRFELT

Egil T.Gjessing, Norsk institutt for vannforskning

### Sammendrag og prosjektbeskrivelse.

Det er 30 år siden man for første gang fikk mistanke om at forurensninger i regn og snø kunne ha effekt på vannkvaliteten i vann og vassdrag, og det er 20 år siden Norge tok konsekvensen av dette og startet SNSF-prosjektet. De internasjonale forskningsresultater som har fremkommet i løpet av disse 20 år gir grunnlag for å konkludere med at, særlig de sure komponentene i nedbøren, kan ha en direkte og indirekte innvirkning på vannkvalitet og på livet i vann. Det er imidlertid ikke alltid klare overensstemmelser i resultatene.

En av grunnene til at resultatene og konklusjonene ikke er entydige, er at humus i jord og vann innvirker på prosessene, og derved på resultatene. Humus har i utilstrekkelig grad vært tatt med i vurderingene.

HUMEX-prosjektet tar utgangspunkt i at humus har innflytelse på forsuringprosessene i jord og vann og at forsuringen endrer humusens kjemiske og biologiske egenskaper. Målsettingen er å dimensjonere disse effektene.

Prosjektet er basert på kunstig forsuring av en dystrof innsjøhalvdel (delt i to deler ved hjelp av et plastteppe) og det tilhørende nedbørfelt. Endringer i hydrokjemiske og hydrobiologiske forhold følges.

Prosjektet har deltagelse fra 13 forskjellige institusjoner utenfor Norge. Den norske innsatsen drives med finansiell støtte gjennom NIVAs program- og basisbevilgninger, fra TVLF/NMF og med midler fra EF-programmene "STEP" og "ENVIRONMENT".

### Oppnådde resultater etter 4 år

De fleste fagrapportene fra de 24 forskerne i Humex tyder på forandringer både i jord og i vann i løpet av de første 2 år med kunstig forsuring. Disse virkningene kom raskere enn ventet.

#### Vannkjemi.

Fig 1. viser at det etter 2 år med behandling kan spores en økning av  $H^+$ , Ca, Mg, K, Na, LAI,  $NH_4$ ,  $NO_3$ , Cl og  $SO_4$ . Det er også en reduksjon i innholdet av organisk stoff på ca. 10%.

## Skjervatjern; changes due to treatment with H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> and NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> in 24 months

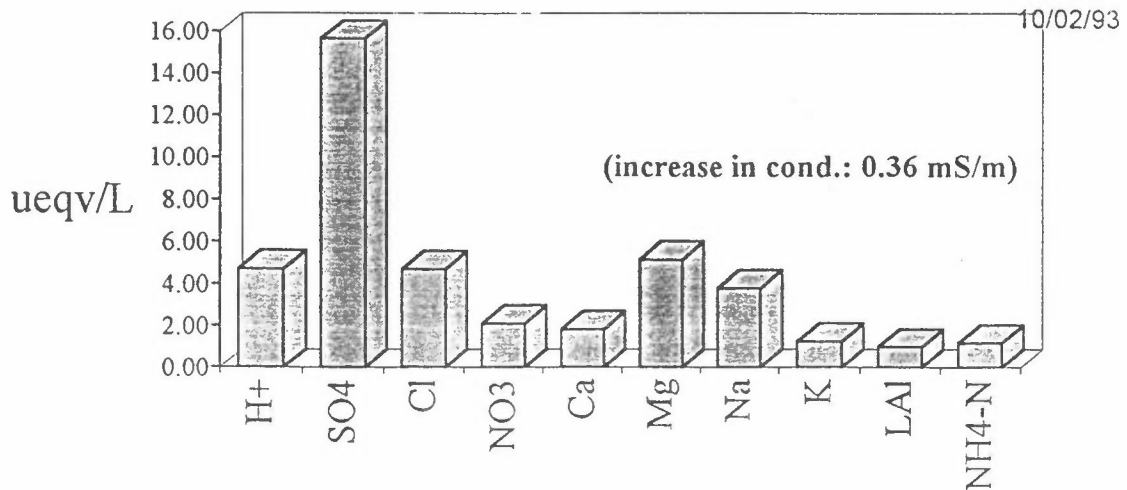


Fig. 1 Endringer i kjemisk sammensetning pga behandling

### Vannbiologi.

Behandlingen med kunstig forurenset nedbør resulterer i:

- \* betydelige endringer i sammensetningen av planteplankton; en økning i enkelte arter og en reduksjon av andre
- \* en endring i sammensetningen av dyreplankton (fig.2)
- \* en øket begroing i den behandlede halvdel
- \* mer toksiske betingelser for ørret
- \* en endring i vekstbetingelse for høyere (vann)planter.

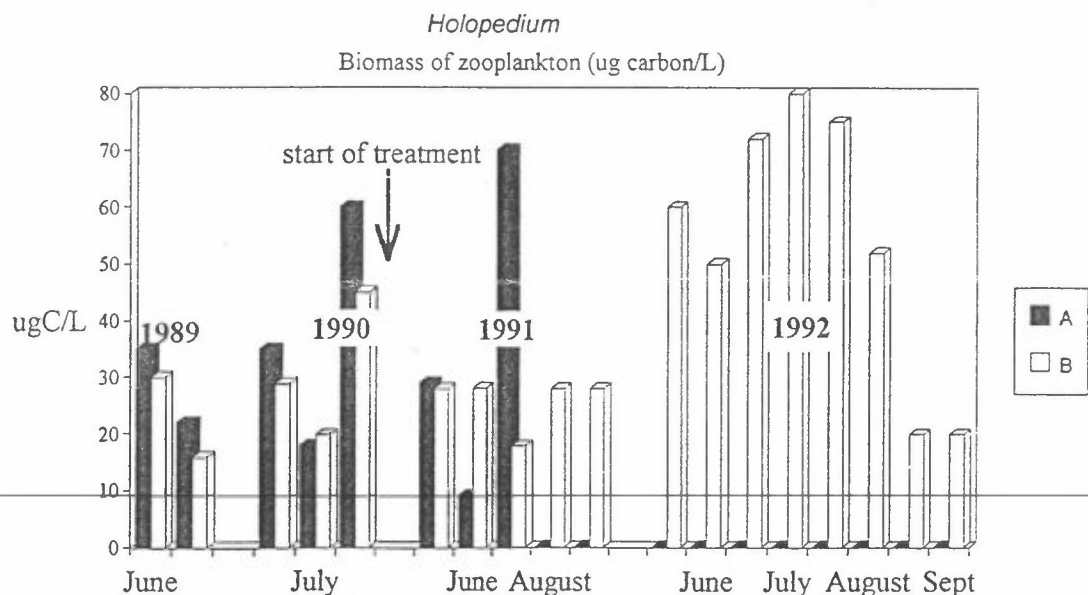


Fig. 2 Zooplankton. Utviklingen av krepsdyret *Holopedium*.(biomasse) i A og B før og etter forsuring

Det fremgår at *holopedium* forsvant forholdsvis raskt etter at behandlingen startet.

Nedbørfelt.

Behandlingen ble funnet å resultere i en reduksjon av løst organisk stoff i jorden og tilsvarende reduksjon i organisk aluminium. Det ble funnet klar økning i sulfat, derimot ingen endring i nitrat.

**Publikasjoner/rapporter fra de norske forskerne**

- Brettum, P. (1992). "Further analysis on the total volume and composition of the phytoplankton in lake Skjervatjern". In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2: 24-28
- Gjessing, E.T. (1992): "The water chemistry in lake Skjervatjern's two separated basins two years before and one year after start of treatment" In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2: 21-23
- Gjessing, E.T. (1992): "The Humex Project: Experimental acidification of a catchment and its humic lake" Environmental International Vol.18, pp 535-543
- Hessen, D.O. (1992): "Acidification of the Humex lake; effects on epilimnetic pools and fluxes of carbon" Environmental International Vol.18, pp 649-659
- Hessen, D.O. (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:
- Johansen, S.W. and Brandrud, T.E. (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:
- Lien, L. (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:
- Lindstrøm, E.-A (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:
- Riise, G., Vogt, R.D., Ranneklev, S. and Salbu, B (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:
- Vogt, R.D. (1992): "Soil and soil water studies at the Humex site" Environmental International Vol.18, pp 555-565
- Vogt, R.D., Seip, H.M. and Ranneklev, S (1992) In: HUMOR/HUMEX Newsletter (Norwegian Institute for Water Research, Oslo) 2:

**Fremdriftsplan**

Den aktivitetsøkning som er knyttet til EF's ENVIRONMENT-program ("EXTENDED HUMOR"), vil medføre en opptrapping av studiene i nedbørfeltet og i land/vann overgangen ("hydraulic vents"). Dette omfatter både kjemiske og biologiske studier.

Fra norsk side vil dette innebære en økning i antall kjemiske analyser (jordvann og "vent"-vann) med øket behov for bearbeidelseskapasitet, en utvidelse av de hydrobiologiske studiene i vann/strandsonen og betydelig økning av kapasiteten for å assistere de utenlandske forskergruppene og for den administrative og faglige koordinering.

Det vil bli holdt en internasjonal konferanse i Loen 7-9 Juni 1993 i samarbeid med "4th Nordic Symposium on Humic Substances". På dette møte vil man prøve å sammenfatte resultatene etter to år med forsuring. Disse resultatene vil bli publisert som et eget nummer av Environment International tidlig i 1994.



"Extended Humor" vil bli avsluttet i løpet av oktober 1995. Det vil bli foreslått at behandlingen av Humex-prosjektet's nedbørfelt opphører i løpet av 1995, og at denne del av prosjektet avsluttes. Det vil bli foreslått at det avsettes noe midler til "restaureringsstudier".

Liste over utenlandsk deltagelse i HUMEX-prosjektet:

- \*National Board of Water and Environment, Finland, organiske syrer
  - \*University of Helsinki, Lammi Biologiske Stasjon, Finland; "nedbrytere" for organisk stoff
  - \*Center for Limnology, Nederland, biotilgjengelighet av Fe og P
  - \*Max-Planck-Institute, Tyskland; mikrobielle extracellulære enzymer aktivitet
  - \*Consejo Superior Investigaciones Cientificas, Spania; lipider i vann og i sedimenter
  - \*Universitetet i Lund, Sverige, økologiske effekter i vann/land-sonen
  - \*Kungliga Tekniska Högskolan, Sverige, hydrologiske forhold i nedbørfeltet
  - \*University of Lancaster, England, biotilgjengelighet av Fe og P
  - \*University of Birmingham, England, karakterisering av organisk stoff i jordvann.
  - \*The State University of New Jersey, USA, endringer i svovelbusjettet i nedbørfeltet
  - \*United States Geological Survey, USA; karakterisering av organisk stoff i A og B
  - \*McMaster University, Canada; organiske syrer, jord/vann interaksjoner
  - \*Environment Canada, Canada; organiske anioner
-

## GJENSPEILES SØRLANDS-VASSDRAGENES INNHOLD AV LØST HUMUS I FJORDSEDIMENTENE ?

Per Kr. Egeberg

Agder distriktshøgskole, Tordenskjoldsgt. 65, 4604 Kristiansand

### INNLEDNING

Det er velkjent at surt vann fører til fiskedød, men konsentrasjonen av hydronium ioner er sjelden den direkte årsaken. Vannets konsentrasjon av aluminium (Dickson, 1978), og særlig aluminiumets tilstandsform er vist å være kritiske parametere (f. eks. Potts and McWilliams, 1989). Giftigheten av aluminium forårsakes først og fremst av uorganiske former, mens giftigheten nedsettes ved kelatering med vannløselige organiske molekyler (Driscoll et al., 1980). I naturlig vann utgjør løste humusforbindelser en viktig del av de løste organiske molekylerne. Det er vist at disse karboksylrike molekylerne danner sterke komplekser med aluminium (f. eks. Tipping and Hurley, 1988). Det er således mulig at prosesser som fører til at konsentrasjonen av løste humusforbindelser i naturlig vann avtar fører til øket giftighet av aluminium, uten at konsentrasjonen av aluminium forandres.

Det er en utbredt hypotese at forsuring fører til nedsatt konsentrasjon av organiske syrer (Jeffries et al., 1986; Krug, 1989). Davis et al. (1985) utførte diatomeanalyser av sedimentkjerner fra to innsjøer i det Sørlege Norge. Begge innsjøene ligger i områder med omfattende fiskedød. De fant at fra ca. 1920 og fram til i dag har pH avtatt med ca. 0.5 pH-enheter. Synkront med denne pH senkingen observerte de en reduksjon av vannets innhold av løst organisk materiale fra et nivå på 6-8 mg/l før forsuring til ca. 3 mg/l i dag (Figur 1). Davis et al. (1985) konkluderte med at forsuring var den direkte årsaken til denne reduksjonen av løst organisk materiale. På bakgrunn av den mulige økningen i giftighet av aluminium dette kan ha medført er det av stor interesse å kunne avgjøre om reduksjon av løst organisk materiale i overflatevann var et regionalt fenomen.

Ved siden av å være beheftet med betydelige metodiske usikkerheter er palaeolimnologiske studier svært arbeidskrevende. Formålet med dette studiet er å undersøke om fjordsedimenter kan benyttes til å studere variasjoner i konsentrasjonen av løst humus i elvevann. Fordelen med en slik angrepsvinkel er at man vil kunne få et signal som reflekterer forandringer i overflatevann i hele nedbørsområder.

Bakgrunnen for hypotesen er at når elvevann blandes med sjøvann skjer det en utfelling av humusforbindelser (f. eks. Swanson and Palacas, 1965; Sholkovitz et al., 1978; Fox, 1984). Variasjoner i tilførselen av humus skulle således gi et signal i fjordsedimentene. En ide om størrelsen på dette signalet kan fås ved å anvende dataene fra Davis et al. (1985). De observerte en nedgang i konsentrasjonen av løst organisk karbon på 5-6 mg/l. Dersom dette var typisk for avrenningen fra Vest Agder fylke tilsvarer det en reduksjon i tilførselen av organisk materiale til kystsonen på ca. 70000 tonn pr. år. Dette tilsvarer omlag den samlede primærproduksjonen i et 10km bredt belte langs kysten. Det er derfor grunn til å anta at fjordsedimenter inneholder signaler som kan relateres til forandringer i overflatevannets innhold av løste organiske forbindelser.

## MATERIALE and METODER

Sedimentkjerner (56mm diameter) ble hentet inn fra 70 meters dyp i Topdalsfjorden. Topdalselva har en årsmidlet vannføring på  $55\text{m}^3\text{sec}^{-1}$  og drenerer et areal på  $1850\text{km}^2$ . Nedbørsfeltet er tynt befolket (ca. 3 personer/ $\text{km}^2$ ) og ligger sentralt i de forsurede områdene av Sør Norge.

Vått og frysetørket sediment ble ekstrahert med standard metoder (Debyser and Gade, 1981) med et sediment/væske forhold på 1:100. Humus ble isolert fra ekstraktet ved surgjøring til  $\text{pH} = 2$ , og kvantifisert spektrofotometrisk.

Datering av sedimentkjernene ble foretatt ved FORCE instituttene i København ved hjelp av  $^{210}\text{Pb}$  metoden (Pheiffer and Sørensen, 1979) som gav en sedimentasjonshastighet på  $410 \pm 26\text{gm}^{-2}\text{a}^{-1}$ .

Vanninnhold og innhold av organisk materiale ble bestemt gravimetrisk etter standard metoder.

## RESULTATER og DISKUSJON

Den første sedimentkjernen (st 5) ble seksjonert i 1cm seksjoner ned til 20cm og i 2cm seksjoner ned til 50cm. Konsentrasjonen av ekstraherbar humus avtar fra ca.  $15\text{mg/g}$  i de nylig avsatte sedimentene til ca.  $7\text{mg/g}$  i sedimentene avsatt rundt ca. år 1400 (Figur 2). I grove trekk likner humusprofilen på en nedbrytningsprofil. Middelburg (1989) har vist at nedbrytningshastigheten av organisk materiale i marine sedimenter kan beskrives med samme type fordeling av kinetiske parametere som brukt til å beskrive nedbrytning av humus i jord (Janssen, 1984). Kurven i figur 2 viser modellert fordeling av humus under antagelsen om konstant tilførselshastighet og en initial reaktivitet tilsvarende 10 år gammelt organisk materiale (Middelburg, 1989). Denne overensstemmelsen mellom modellen og dataene indikerer at den dramatiske reduksjonen i løste organiske syrer som ble observert av Davis et al. (1985) ikke kan være representativ for overflatevann i Topdalsvassdraget. Det eneste mulig signifikante avviket mellom modellen og dataene ble observert for sedimenter avsatt rundt ca. 1920 (Figur 2). For å undersøke dette nærmere ble det samlet inn to nye kjerner fra samme lokalitet. Den ene av disse (st 5A) ble seksjonert i 0.5cm intervaller. Den andre (st 5B) i 0.5cm intervaller ned til 5cm og i 0.15cm intervaller ned til 10cm, og deretter i 0.5cm intervaller. Disse sedimentene ble frysetørket før ekstraksjon. Figur 3 viser at det fant sted en signifikant forandring i avsetningen av humus rundt år ca. 1920. Tolkningen av dataene er at før forsureningen fant sted og fram til ca. 1920 ble det avsatt humus med tilnærmet konstant hastighet. Rundt 1920 fant det sted en signifikant reduksjon i avsetningshastigheten. Begge områdene er påvirket av bakteriell nedbrytning av humus.

Tidfestingen av denne forandringen er i god overensstemmelse med observasjonene til Davis et al. (1985), men kvantitativt er det store forskjeller. Dersom man antar at andre forhold har vært uforandret kan man fra dataene i Figur 3 beregne at reduksjonen i tilførselen av humus rundt 1920 tilsvarer omtrent 15% reduksjon av konsentrasjonen i overflatevann. Til sammenlikning fant Davis et al. (1985) en reduksjon som følge av forurening på ca. 75%. Fjordsedimentdataene indikerer at overflatevann i Topdalsvassdraget undergikk en langt mindre forandring enn det som var tilfelle for Holmvatn og Hovvatn (Davis et al., 1985). Dette har antagelig sammenheng med at

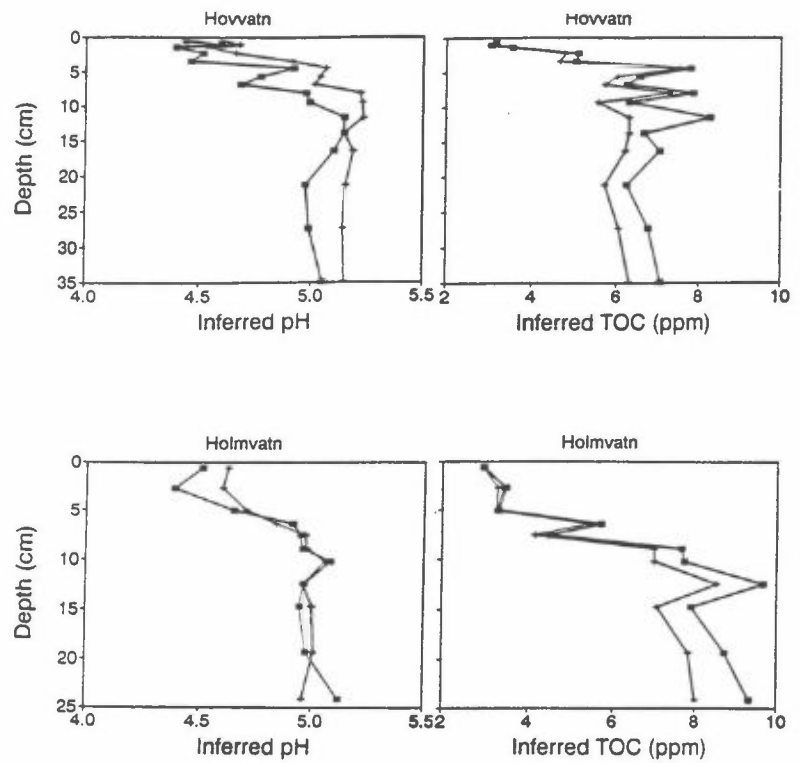
overflatevann i Sør Norge som helhet sjelden (både før og etter forsuring) har så høye konsentrasjoner av løst organisk karbon som 8mg C/l.

## KONKLUSJONER

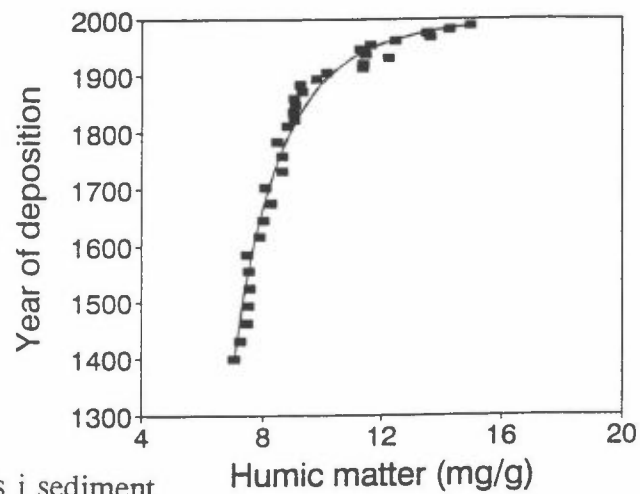
- Fjordsedimenter kan benyttes til å studere variasjoner i konsentrasjonen av løste humusforbindelser i elvevann.
- Reduksjonen i konsentrasjonen av løst organisk karbon observert i 2 innsjøer i Sør Norge av Davis et al. (1985) later til å ha vært et regionalt fenomen.
- Regionalt har reduksjonen av løst organisk karbon vært betydelig mindre enn dataene til Davis et al. (1985) indikerer.

## LITTERATUR

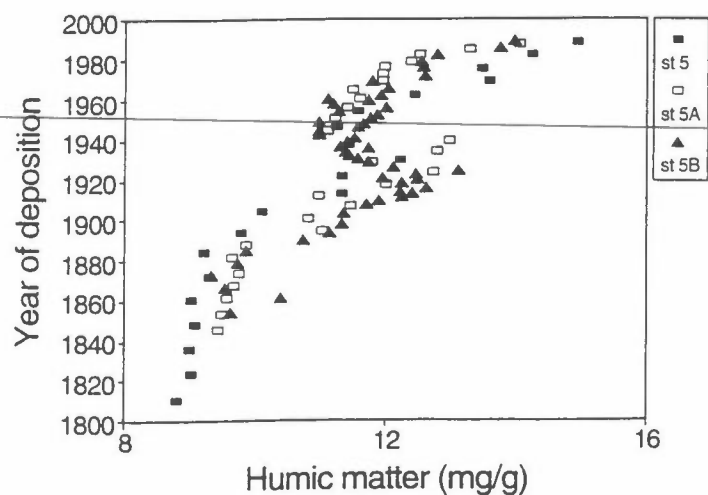
- Davis, R.B., Anderson, D.S, and Berge, F., 1985. Paleolimnological evidence that lake acidification is accompanied by loss of organic matter. *Nature*, 316: 436-438.
- Dickson, W., 1978. Some effects of the acidification of Swedish Lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 20: 851-856.
- Debyser, Y., and Gadel, F., 1981. Geochimie des kerogenes dans les sediments. Orgon IV, Geochimie organiqu des sediments marins profonds. Editions du CNRS, Paris 447-482.
- Driscoll, C.T., Baker, J., Bisogni, J., and Schofield, C., 1980. Effects of aluminum speciation of fish in dilute, acidified waters. *Nature*, 284: 161-164.
- Fox, L.E., 1984. The relationship between dissolved humic acids and soluble iron in estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 48: 879-884.
- Janssen, B.H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter. *Plant and Soil*, 76: 297-304.
- Jeffries, D.S., Wales, D.L., Kelso, J.R.M., and Linthurst, R.A., 1986. Regional chemical characteristics of lakes in North America: Part I - Eastern Canada. *Water, Air, and Soil Pollution*, 31: 551-567.
- Krug, E.C., 1989. Assessment of the theory and hypotheses of the acidification of watersheds. Illinois State Water Survey Division, SWS Contract Report 457.
- Middelburg, J.J., 1989. A simple rate model for organic matter decomposition in marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53: 1577-1581.
- Pheiffer, M.P., and Sørensen, J., 1979. Validation of the lead-210 dating method. *J. Radioanal. Chem.*, 54: 39-48.
- Potts, W.T.W., and McWilliams, P.G., 1989. The effects of hydrogen and aluminium ions on fish gills. In: Morris, R., Taylor, E.W., Brown, D.J.A., and Brown, J.A., (Editors), *Acid toxicity and aquatic animals*. Cambridge University Press, Cambridge, 201-242.
- Sholkovitz, E.R., Boyle, E.A., and Price, N.B., 1978. The removal of dissolved humic acids and iron during estuarine mixing. *Earth Planet. Sci. Lett.*, 40: 130-136.
- Swanson, E., and Palacas, J.G., 1965. Humates in coastal sands of northwest Florida. *U.S. Geol. Surv. Bull.* 1214-B, B1-B29.
- Tipping, E., and Hurley, M.A., 1988. A model of solid-solution interactions in acid organic soils, based on the complexation properties of humic substances. *J. Soil Sci.*, 39: 505-519.



Figur 1. Data for historisk utvikling av pH og totalt løst organisk karbon (TOC) fra Davis et al. (1985). Dataene er basert på diatomeanalyser av innsjøsedimenter.



Figur 2. Konsentrasjon av humus i sediment (pr. tørrvekt) og nedbrytningsmodell (linje) basert på Middelburg (1989).



Figur 3. Konsentrasjon av humus i 3 sedimenkjerner fra samme lokalitet.

## ENDRINGER I ALUMINIUMSKJEMI I BLANDSONER MED KALKET OG SURT VANN

-Områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk-

ved

Frode Kroglund, Espen Lydersen og Bjørn Olav Rosseland  
NIVA

### Innledning.

Allerede i 1922 ble surt vann antydnet som hovedårsak til fiskedød på Sørlandet (Huitfeldt-Kaas 1922), men først i 1957 ble sammenhengen mellom pH i nedbør og overflatevann (innsjøer/elver) beskrevet (Gorham 1957). Først i 1977 ble aluminium påvist å være hovedårsaken til fiskedød i sure vann (Schofield 1977). Senere er det kommet til et stort antall arbeider som bekrefter dette, samtidig som flere av arbeidene viser at kun enkelte uorganiske former av aluminium kan betraktes som akutt giftig overfor fisk. I 1989 ble det påvist at i områder hvor surt aluminiums-rikt vann blandes med kalk-rikt (bikarbonat-rikt) vann, oppstår det en blandsoner hvor giftigheten kan være høyere enn i det sure vannet før innblanding. I blandsonestudiene er hovedvekten av arbeidet fokusert på de fysiske/kjemiske endringene uorganiske aluminiumsforbindelser i sure vann gjennomgår etter en pH-økning. I sure vann med lite humus (organisk materiale) vil mye aluminium foreligge som enkle, uorganiske aluminiumsforbindelser. Når dette vannet kalkes eller blandes med vann som har en høyere pH, vil de enkle, uorganiske aluminiumsforbindelsene begynne å slå seg sammen, d.v.s. vi får en aluminiumspolymerisering. Denne initielle, kjemisk ustabile polymeriseringsfasen, hvor giftige aluminiumsformer (fra surt vann) er på vei over til en ny og relativt stabil likevektskjemi hvor aluminium ikke lenger er giftig, har vist seg å være meget giftig. Hvor giftig en slik blandsoner er, og hvor store vannvolum som inngår i en slik blandsoner, er primært avhengig av aluminiumskonsentrasjonen, pH og temperatur, samt tilstedeværelsen av aktuelle aluminiumskomplekserende ligander, i første rekke OH<sup>-</sup>, F<sup>-</sup>, H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub> og organiske anioner (Lydersen 1990, Poleo *et al.* 1991). Ulike fiskearter, stammer og stadier har ulik toleranse for aluminium (Rosseland *et al.* 1991). I blandsonen derimot, er det påvist at slike toleranse-forskjeller kan oppheves helt (Rosseland *et al.* 1992).

En blandsoner er definert som den mengde vann (volum) eller det området (areal) hvor det eksisterer en kjemisk ulikevekt. En slik situasjon oppstår bl.a. ved:

- Blanding av to vannkvaliteter.
  - a) surt og nøytralt vann, eller
  - b) surt og kalket vann.
- Basetilsetning til surt vann.

### Resultater fra forsøk i Audna fra 1989-1992.

I perioden 1989 til 1992 er det gjennomført 5 blandsonestudier i Audna. Etter erfaringer fra en kraftig flom høsten 1990, ble forsøkene av flere praktiske grunner flyttet på land. Forsøken er siden den gang utført i en 40 m lange glassfiber-renne (figur 1). Resultatene fra forsøk ute i selve elva er rapportert i Rosseland *et al.* 1992 og Kroglund *et al.* 1992a,b.

I renneforsøkene blir vann både fra den sure Grislebekken og den kalkete elva Audna pumpet opp i renna. Blandsonen defineres fra det punkt hvor vannkildene blandes. Lengden på blandsonen, målt som dødelighet hos laks (figur 2), varierte med temperaturen (årstid), og var kortest i mai 1992 (18,1°C) og lengst i april 1991 (5,0°C). De viktigste vannkjemiske parametrene er vist i tabell 1. I renna, nedenfor de områder hvor dødelighet ble registrert, vil fisken være sub-letalt stresset (vist med blod-klorid målinger, samt målinger på gjelle vev), noe som øker blandsonens areal i forhold til det området som er antydnet i figuren, hvor kun akutt dødelighet er lagt til grunn. Ved lav temperatur kan blandsonen vare i mer enn 30 minutter.

Dette sammendraget tillater ikke noen detaljert presentasjon og diskusjon av resultater. For ytterligere informasjon vil vi istede henvise til Rosseland *et al.* 1991, Rosseland og Hindar 1991, Hindar og Rosseland 1991, Kroglund *et al.* 1992a,b, Poleo *et al.* 1992, Salbu og Steines 1992, og Rosseland og Staurnes 1992 (se referanselisten).

Blandsone-dødelighet vil kun ramme:

- "Immobiliserte" stadier (rogn - yngel).
- Laksesmolt under utvandring til sjø.

c) Hele populasjoner (vann med ulik vannkjemi føres til kraftverkstasjoner og blandes der før det ledes ut til elv nedstrøms stasjonen).

### Videre arbeid.

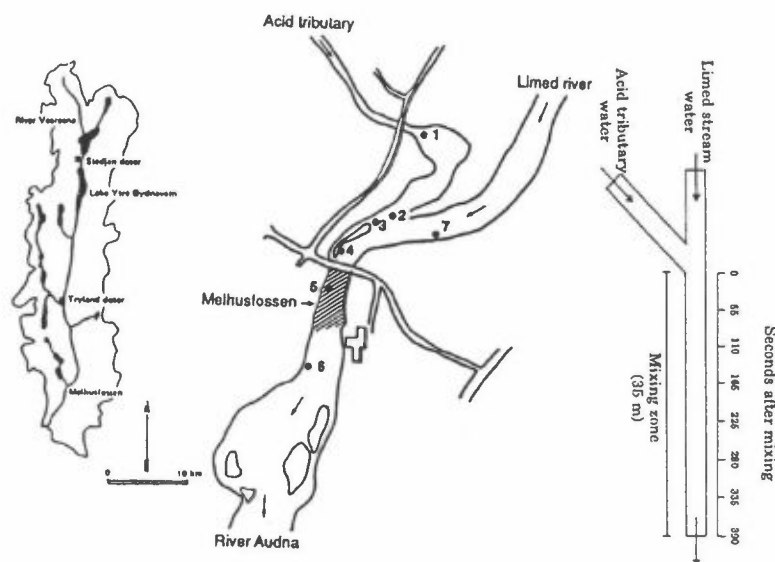
Blandsone-prosjektet er fra høsten 1992 innarbeidet i EFs ENVIRONMENT-program. Institutter fra Danmark, Storbritania, Nederland og Belgia deltar, der Dr. C. Exley, U.K. er administrativ koordinator og Brit Salbu (ISEM) vitenskapelig koordinator. Brit Salbu og Bjørn Olav Rosseland (NIVA) har det vitenskapelige koordineringsansvar for henholdsvis kjemi og fisk. Prosjektet finansieres over to år. Norge mottar også delfinansiering fra NMF.

### Referanser.

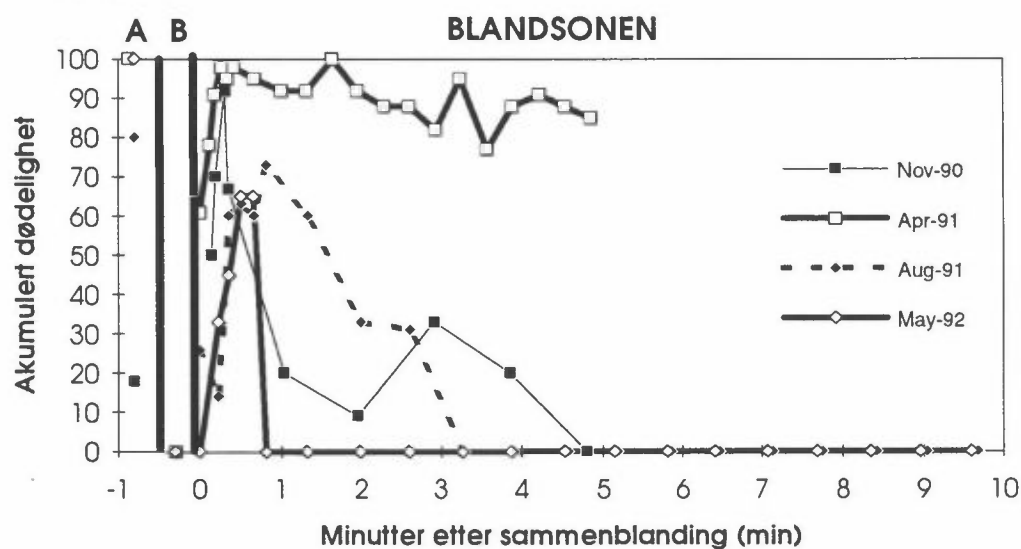
- Gorham, E. (1957). the ionic composition of some lowland lake waters from Cheshire, England. *Limnol. Oceanogr.*, 2, 22-27.
- Hindar, A. & Rosseland, B.O. 1991. Liming strategies for Norwegian lakes. In: Olem, H, Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B. (eds.), *International Lake and Watershed Liming Practices*, p. 173 - 192, The Terrene Institute Inc., Washington, D.C. ISBN 1-880686-00-7.
- Huitfeld-Kaas, H. (1922). Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. *Norsk Jæger og Fiskeforenings Tidsskrift* 51<sup>de</sup> Aargang, 37-44.
- Kroglund, F., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Salbu, B., Kvellestad, A., Poleo, A.B.S., Staurnes, M. & Vogt, R. (1992a). Tilsig fra sure sidebekker i kalkede vassdrag: kompleks aluminiumskjemi og akutt giftighet for laksefisk. *Kalking i vann og vassdrag. FoU årsrapporter 1990, DN notat 1992/4, s. 34 - 44, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.*
- Kroglund, F., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Salbu, B., Kvellestad, A., Poleo, A.B.S., Staurnes, M. & Vogt, R. (1992b). Tilsig fra sure sidebekker i kalkede vassdrag: kompleks aluminiumskjemi og akutt giftighet for laksefisk. *Kalking i vann og vassdrag. FoU årsrapporter 1991, DN notat (i trykk).*
- Lydersen, E. 1990. The solubility and hydrolysis of aqueous aluminium hydroxides in dilute fresh waters at different temperatures. *Nordic Hydrol.* 21, 195-204.
- Polø, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B. Vogt, R. & Kvellestad, A. (1992). Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. *Water, Air, and Soil Pollut.* (In press).
- Polø, ABS, E. Lydersen and I.P. Muniz. 1991. The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fingerlings. *Aquatic Toxicology* 21: 267-278.
- Rosseland, B.O. & Hindar, A. 1991. Mixing Zone - a fishery management problem? In: Olem, H, Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B. (eds.), *International Lake and Watershed Liming Practices*, p. 161 - 172, The Terrene Institute Inc., Washington, D.C. ISBN 1-880686-00-7.
- Rosseland, B.O., Brandrud, T.E & Raddum, G.G. (1991). Effects of aluminium in acidified aquatic ecosystems. *UN-ECE Technical Report, NIVA O-91097, 28 pp.*
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M & Vogt, R. (1992). The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for Salmonids. *Environmental Pollution*, 78 : 3-8.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. (1992). Physiological mechanisms for toxic effects and resistance. An ecophysiological and ecotoxicological approach. *Dahlem Workshop on Acidification of Freshwater ecosystems, Berlin, September 1992, 16 pp. (Manus accepted).*
- Salbu, B. & Steines, E. (1992). Application of Nuclear Analytical Techniques in Environmental Research. *Analyst* 117: 243-249.
- Schofield, C.L. (1977). Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. Research Technical Completion Report A-072-NY Office of Water Research and Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C., 27 pp.

Tabell 1. Gjennomsnittsverdier for pH, temperatur, uorganisk (Ali) og organisk (Alo) aluminium og kalsium (Ca) målt i Grislebekken (sur), Audna (kalka) og i blandsonen (bland) i renneforsøk i 1990-1992.

	Nov -1990			Apr -1991			Aug -1991			Mai - 1992		
	Sur	Kalka	Bland	Sur	Kalka	Bland	Sur	Kalka	Bland	Sur	Kalka	Bland
pH	4,9	6,4	5,6	4,9	6,3	6,0	5,1	7,0	6,6	5,1	6,9	6,1
Temp °C	7,2	6,5	7,2	5,0	5,1	5,0	17,5	15,9	16,5	18,8	19,2	18,1
Ali µg/L	139	14	70	183	15	79	162	40	60	179	24	35
Alo µg/L	40	60	61	95	16	49	41	121	95	87	135	87
Ca	1,35	2,72	1,81	1,23	2,56	1,93	1,30	3,56	1,98	1,47	3,65	2,71



Figur 1. Illustrasjon over Audna (A) og forsøksområdet (B). Renne (C) var plassert mellom sur bekk og kalka elv.



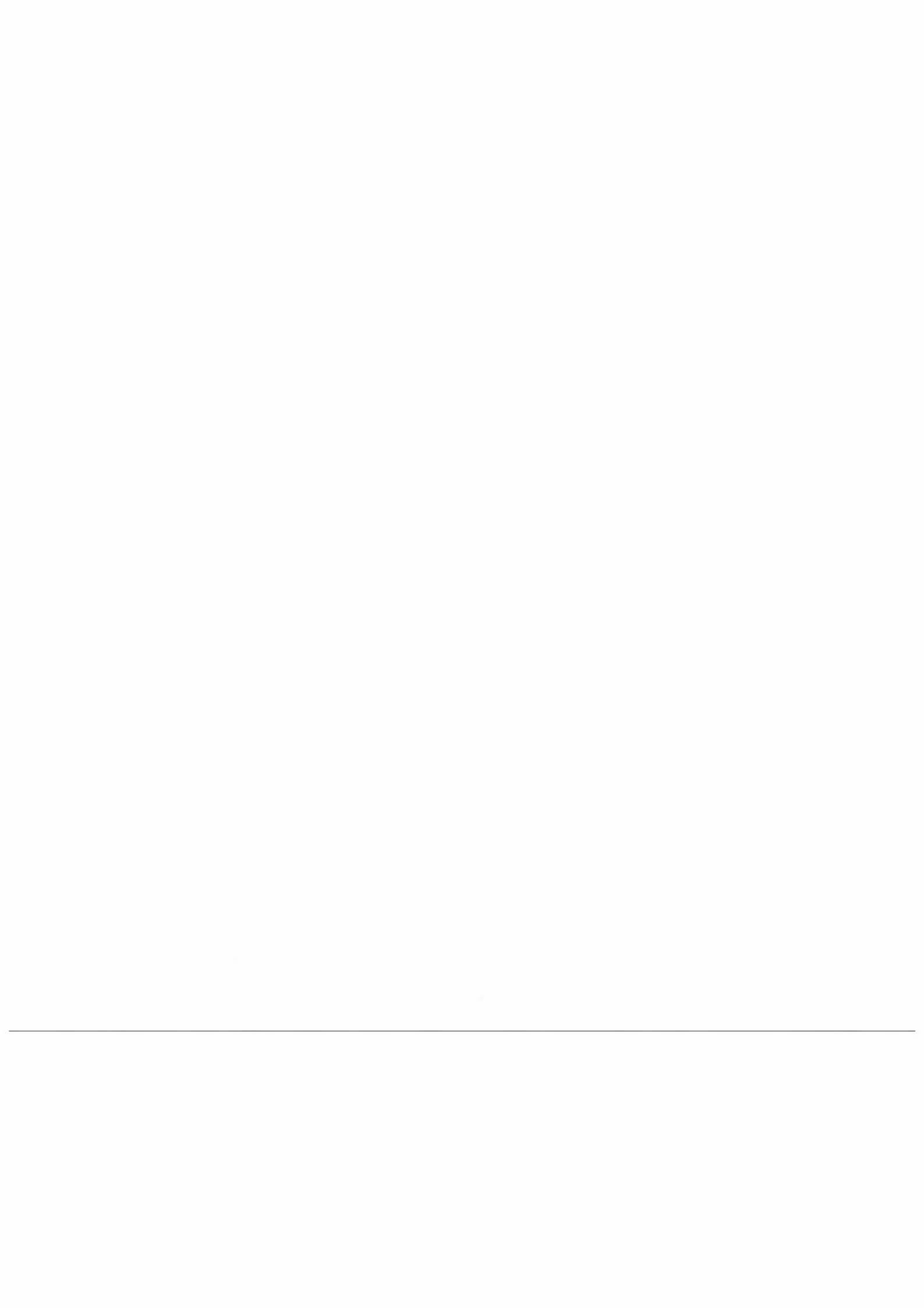
Figur 2. Akumulert dødelighet etter 65-68 timer i renneforsøk med blandsoner i Audna, 1990-1992. A og B viser dødeligheten i henholdsvis sur bekk og kalka elv. Blandsonen er definert som antall minutter forløpt etter sammenblanding av de to vannkildene.

### Konklusjon.

Blandsonedødelighet kan være et problem i kalkede eller "nøytrale" bekker/elver:

- Nedstrøms sure sidebekker.
- I gytegrus i kalkede vassdrag.





## BESTEMMELSE AV METALLKOMPLEKSER MED ORGANISKE LIGANDER I VANN

Walter Lund

Kjemisk institutt, Universitetet i Oslo, Boks 1033, 0315 Oslo

Det har i de seneste år vært en betydelig interesse for de miljømessige aspekter ved aluminium. Det har vært fokusert på mulige giftvirkninger av aluminium i naturlig vann, og på mobilisering av aluminium i forbindelse med sur nedbør. I tillegg er det interesse for effekten av aluminiumkomplekser på forskjellige prosesser i jord.

Biotilgjengeligheten av et metall avhenger av hvilke metallspesier som foreligger. Det antas ofte at enkle uorganiske spesier er mer giftige for akvatiske organismer enn spesier der metallionet er bundet til store organiske molekyler, som for eksempel humus. For å kunne studere effekten av metaller i miljøet er det derfor ikke tilstrekkelig å bestemme totalkonsentrasjonen av metallet i prøvene. Det siste er i dag relativt enkelt å utføre, ved hjelp av atomabsorpsjonsspektrometri eller induktivt koplet plasma atomemisjonsspektrometri.

Det finnes i dag ikke tilfredsstillende analysemetoder for direkte bestemmelse av individuelle metallspesier, i det konsentrasjonsområde som er aktuelt for miljøprøver. Når det gjelder metallkomplekser med enkle uorganiske ligander som hydroksid, klorid etc, kan konsentrasjonen av disse ofte bestemmes ved beregninger, ut fra dannelseskonstantene for kompleksene. Også metallkomplekser med små, veldefinerte organiske molekyler kan beregnes på denne måten. Metallkomplekser med større organiske ligander av humus-typen kan imidlertid ikke karakteriseres på samme måte. Av denne grunn har man istedet tatt i bruk forskjellige "spesieringsskjemaer", der metallspesiene inndeles i operasjonelt definerte grupper ved hjelp av en eller flere separasjonsmetoder. For aluminium i vann er den mest kjente teknikken utarbeidet av Driscoll. Her sendes

en naturlig vannprøve gjennom en kationbytter for å binde "fritt" aluminium, mens man antar at organisk bundet aluminium vil passere igjennom kolonnen. En annen fremgangsmåte som er en del benyttet er å separere spesiene etter størrelse, ved hjelp av for eksempel ultrafiltere eller dialysemembraner.

Kromatografiske teknikker har hittil i liten grad vært benyttet til spesieringsstudier, til tross for at de på mange måter peker seg ut, da de skulle kunne gi en mer kontinuerlig fraksjonering, og ikke bare en gruppeseparasjon. I det foreliggende arbeid har man benyttet væskekromatografi for separasjon av aluminium-humus forbindelser i naturlig vann. Det er tatt i bruk en størrelseseksklusjonskolonne (Superose 12 HR 10/30), og tre forskjellige deteksjonssystemer. En eddiksyre/acetat buffer (pH 4,6) ble brukt som mobil fase. De organiske molekylene ble detektert i UV, ved 225 og 254 nm. Aluminiumspesiene ble detektert enten ved postkolonnereaksjon med pyrokatekolfiolet (PCV) og måling av komplekset ved 581 nm, eller "off-line", ved å bruke en fraksjonssamler og grafittovn atomabsorpsjonsspektrometri.

For vannprøvene ble det bare observert en enkelt topp for aluminium bundet til organiske molekyler. Retensjonstiden for denne toppen minket ved minkende ionestyrke og pH i mobil fase. Når man brukte globulære proteiner til kalibrering av kolonnen fant man at molekylvekten til organisk bundet aluminium var i området 7500-9000. Når polystyrenulfonater ble brukt til kalibreringen fikk vi derimot en molekylvekt i størrelsesorden 700-950. De uorganiske aluminiumspesiene ble eluert ved høyere retensjonstider, men man observerte ikke en veldefinert topp.

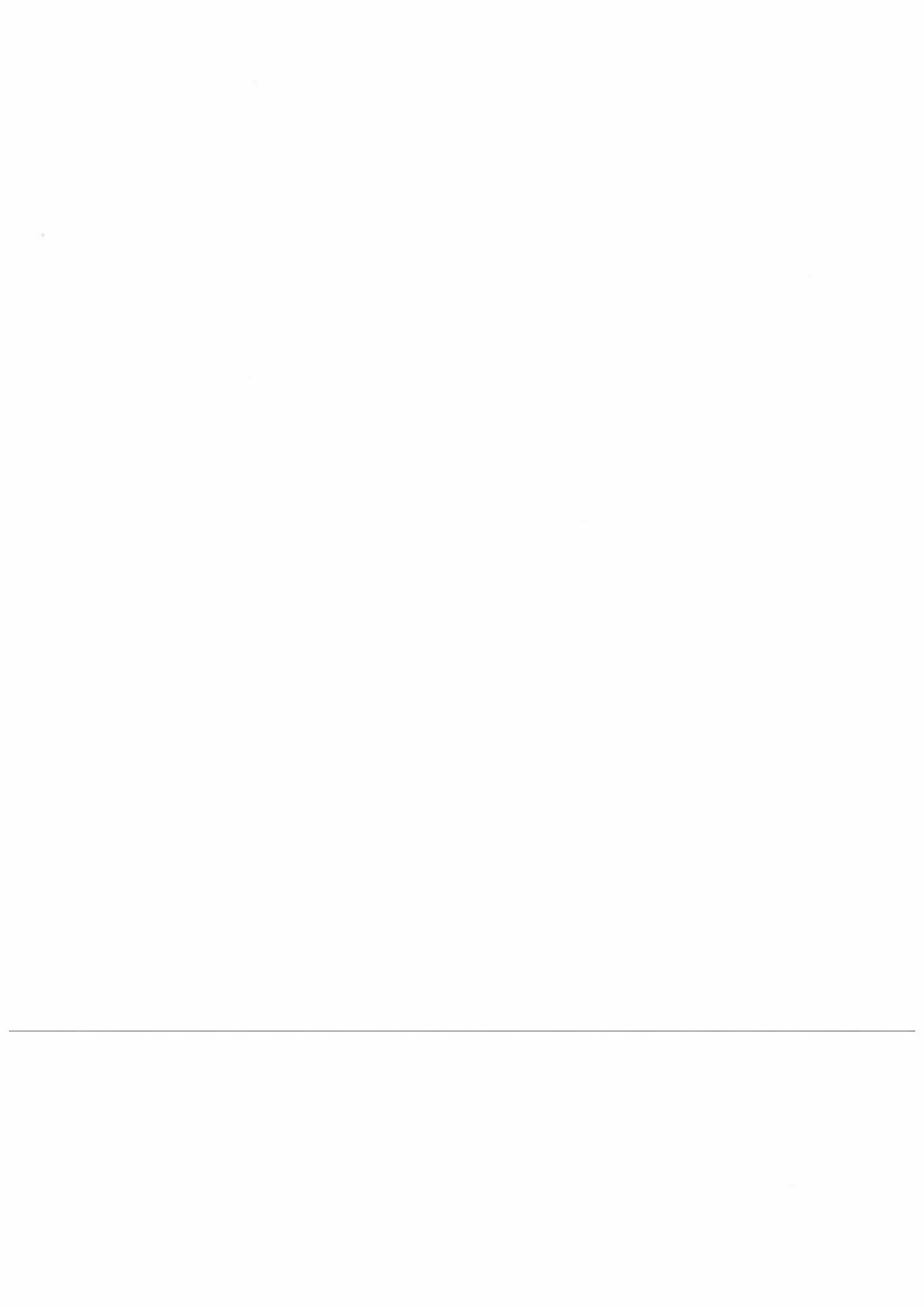
Siden de organiske aluminiumspesiene ble eluert som en bred topp, ble konsentrasjonen ved deteksjonen meget lav og nær deteksjonsgrensen for PCV-metoden. I tillegg reagerte PCV langsomt med organisk bundet aluminium. Det viste seg imidlertid at PCV også reagerte meget langsomt med uorganisk aluminium som hadde passert kolonnen; spesiene kunne ikke detekteres med PCV ved pH 4,6.

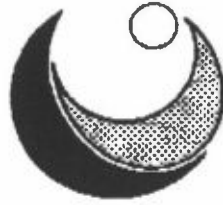
I det videre arbeid vil vi studere også andre metaller enn aluminium, og ta i bruk andre typer av separasjonskolonner (omvendt fase, ionebytter, karbon). Det kan også

bli aktuelt å benytte teknikker som ultrafiltrering, dialyse og kapillær elektroforese. Både molekylspektroskopi i UV og synlig, og atomspektrometriske teknikker (absorpsjon og emisjon) vil bli benyttet til deteksjon av metallspesiene, etter at de er separert/fraksjonert.

En av vanskelighetene med å benytte kromatografi til spesieringsundersøkelser i naturlig vann er at teknikken fører til en sterk fortykning av den opprinnelige prøven, hvilket vanskeliggjør deteksjonen. I denne forbindelse kan det nevnes at vi nå har fått nye muligheter, da vi har fått bevilgning til et induktivt koplet plasma massespektrometer, som har meget lave deteksjonsgrenser for metaller.

---





## SOPP SOM INDIKATORORGANISMER OVERFOR FORURENSET NEDBØR

*KLAUS HØILAND og EGIL BENDIKSEN*

Norsk institutt for naturforskning (NINA) Avd. 5, P.b. 1037 Blindern, N-0315 Oslo.

### **Innledning**

Prosjektet "Mykorrhiza og skogdød" ble initiert av Gro Gulden (Botanisk hage og museum, UiO). Det startet opp i 1985 i NISK's forskningsfelter i Åmli hvor soppfloraen ble undersøkt i ruter med ulik grad av kunstig forurensning. Pilotprosjektet viste at det er signifikante forskjeller i soppflora etter de ulike behandlingene både med hensyn til forekomst av arter og produksjon av fruktlegemer (Høiland 1986a,b).

Fra 1986 til 1989 ble prosjektet videreført ved at soppfloraen ble undersøkt i tre ulike skogområder med forskjellig belastninger av langtransportert luftforurensning: (1) Høylandet i Nord-Trøndelag (tilnærmet uforurensset), (2) Gjerstad i Aust-Agder (litt forurensset) og (3) Schwarzwald i Tyskland (forurensset). Metoden har vært som i Åmli: Sampling av sopp (mengde estimert som produksjon av fruktlegemer i 15 m x 15 m ruter).

Prosjektets viktigste resultater følger (Gulden et al. 1992):

Soppfloraen i undersøkelsesområdet i Schwarzwald er betydelig artsfattigere og mengden av fruktlegemer (biomassen) betydelig mindre enn i de norske feltene. Spesielt i Høylandet er produksjon og artsdiversitet høy.

Noen arter mykorrhizasopp opptrer i større mengder i Schwarzwald enn i de norske feltene. Dette er arter som sannsynligvis på grunn av visse innholdsstoffer (anthrakinoner, bipyridiner, pulvinsyrer og sesquiterpener) kan formodes å kunne chelatisere  $Al^{+++}$ .

Mange arter, spesielt i slekta slørsopp (*Cortinarius*), forekommer i små mengder eller mangler i Schwarzwald. Flere av disse må anses å være potensielle bioindikatorer for tidlige stadier av forurensset barskog.

Prosjektet ble videreført 1989-91 under navn "Soppflora og forurensset nedbør" med støtte fra NAVF og NINA.

## **SOPPFLOAEN LANGS ØKOLOGISKE GRADIENTER**

### **Materiale og metoder**

---

Undersøkelsesområdet har vært Gjerstad (Aust-Agder) som ligger i en landsdel preget av langtransportert forurensning. Aktuelle skogtyper har vært fattig furuskog, blåbær-granskog og middels rik granskog.

I samarbeid med Rune H. Økland (UiO) og Odd Eilertsen (UiO/NINA) vil vi nå se på soppfloraens sammenheng med autotrof vegetasjon, jordparametre og topografi.

Selv om prosjektet innen gitt tidsramme utgjør en selvstendig enhet, vil det kunne gi grunnlag for en mer langsiktig målsetting. Reanalysering av rutene i transektet med års mellomrom (med samme metode) vil gi data som kan vise om det har skjedd endringer som kan relateres til økende/synkende grad av forurensning. Ordinasjon kan gi pekepinn om

endringene er "retningsbestemt", dvs. om soppfloraen har endret seg etter visse økologiske gradienter.

Feltarbeidet pågikk i perioden 1989-1991 med gjentatte besøk fra mai til oktober. Analysene foregikk langs 8 transekter med tilsammen 100 ruter à 4 m x 4 m. Av de opprinnelig 100 rutene ble én i transekt 1 forkastet grunnet nedfalt tre. De resterende 99 rutene ble inndelt i 16 1 m<sup>2</sup> mesoruter. Fruktlegemer av terrestriske storsopp (mykorrhizasopp, saprofytter eller parasitter) ble registrert etter rutefrekvens, noe som gav en spennvidde fra minimum 1 til maksimum 16 inkludert alle tre år. Sopp med fruktlegemer på fritt eksponert trevirke ble ikke registrert, derimot sopp med fruktlegemer på begravd ved. Sopp med underjordiske fruktlegemer ble registrert hvis vi kom over dem.

Etter innlesning av feltdataene fra Gjerstad-transektene kjørte vi detrended correspondance analysis (DCA) (Hill & Gouch 1980) samt hybridanalyse med detrended canonical correspondance analysis (DCA/DCCA) med median nedveiging av sjeldne arter. Økologiske bakgrunnsdata fra de samme rutene ble framskaffet av Odd Eilertsen og Rune H. Økland.

## Resultater og diskusjon

Ordinasjonsaksene hadde følgende egenverdier: DCA1 0,487, DCA2 0,240, DCA3 0,167 og DCA4 0,147.

DCA1 er korrelert med ei rekke parametere som er typiske for gradienten fattig furuskog til rik granskog; positivt med jorddybde (Sdpt), pH (pHCa) og kalsium (Ca); negativt med terrengform (Terr), glødetap (LI), fosfor (P1, P2), svovel (S), sink (Zn) og jern (Fe).

Artsordinasjonen viser at i venstre enden av DCA1 opptrer sopp typisk for fattig furuskog. Blant arter som danner ektomykorrhiza, finner vi f.eks. rødbrun pepperriske (*Lactarius rufus*), sandsopp (*Suillus variegatus*), grønnskiveslørsopp (*Cortinarius scaurus*), rødskiveslørsopp (*C. semisanguineus*), rødgul kremle (*Russula decolorans*) og storkremle (*R. paludosa*). Av saprofyttsoppene er lyngseigsopp (*Marasmius androsaceus*) den mest typiske arten.

I midtnivået av DCA1 finner vi arter som karakteriserer fattig blåbær-granskog, f.eks. mykorrhizasoppene hvit fluesopp (*Amanita virosa*), aprikosslørsopp (*Cortinarius armeniacus*), mørkebrun slørsopp (*C. brunneus*), jodslørsopp (*C. obtusus*), glimmerslørsopp (*C. biformis*), pelargoniumslørsopp (*C. paleaceus*), traktkantarell (*Cantharellus tubaeformis*) og giftkremle (*Russula emetica*), og saprofyttsopper som moseklokkehatt (*Galerina calyptrata*), gråbrun klokkehatt (*G. mniophila*), melkehette (*Mycena galopus*), rødkanthe (*M. rubromarginata*), slimhette (*M. rorida*), blåbærhette (*Mycena septentrionalis*), barnålsopp (*Micromphale perforans*) og oker-rødskivesopp (*Entoloma cetratum*).

I høyre enden av DCA1 forekommer arter som er vanlige i mer næringsrike granskoger (med lågurt- eller storbregne-preg). Her er mykorrhizasopper som granmatriske (*Lactarius deterrimus*), røykriske (*L. fuliginosus*), rødgul piggsopp (*Hydnum rufescens*), grantårekremle (*Russula queletii*), ametystsopp (*Laccaria amethystina*), *Cortinarius subsertipes* og gul slørsopp (*C. delibutus*), og saprofyttsopper som diverse trådkøller (*Typhula* spp.), hul trådklubbesopp (*Macrotrophula juncea*), flatklokkehatt (*Galerina marginata*), elfenbeinshette (*Mycena flavoalba*), irishette (*M. amicta*), løvseigsopp (*Marasmius epiphyllus*) og blekbrun hjulseigsopp (*M. bulliardii*).

DCA2 er svakt korrelert positivt med magnesium (Mg) og kalsium (Ca), og sterkere negativt med aluminium i humus (Al), jordfuktighet (Mois) og jern (Fe).

At DCA2 er så sterkt korrelert med aluminium, må vi tolke som en indikasjon på at dette elementet spiller stor rolle for variasjonen i soppfloraen. Egenverdien til DCA2 er også høy, 0,240 mot 0,498 til DCA1 (praktisk talt halvparten). Gjerstad ligger i et område som mottar langtransportert forurensning. Vi må derfor forvente opphoping av frigjort aluminium på ugunstige steder, f.eks. hvor avrenningsvann samler seg. Den parallelle korrelasjonen med jordfuktighet tyder nettopp på dette.

DCA3 har ingen tydelige korrelasjoner, med mulig unntak for mangan. Imidlertid kan DCA3 kanskje reflektere gradienten moserike ruter - strørike ruter.

DCA4 er korrelert med jordfuktighet som eneste signifikante.

På bakgrunn av foreliggende resultat gjorde vi følgende: I en hybridanalyse DCA/DCCA ble verdiene av aluminium i rutene lagt inn som eneste forklarende, underliggende variabel, og for å motvirke samvariasjonen som skyldes fuktighet, la vi inn de tilsvarende fuktighetverdiene som kovariabel.

Egenverdien til akse 1 [ $Al \mid Moist = Al - (Al \cap Moist)$ ] er 0,129 (mot 0,420 til akse 2) må sies å være ganske høy tatt i betraktning den betydelige samvariasjonen som eksisterer mellom aluminium og fuktighet i datasettet. En Monte Carlo-permutasjonstest viste at aksene er signifikant ( $p \leq 0,01$ ).

Ved å fjerne arter (1) som har tipasning (fit) < 75 på akse 1 og (2) har vekt < 15 virker følgende arter aluminiumstolerante:

#### Mykorrhizasopp:

steinsopp (*Boletus edulis*)  
 traktantarell (*Cantharellus tubaeformis*)  
 perrerrørsopp (*Chalciporus piperatus*)  
 aprikosslørsopp (*Cortinarius armeniacus*)  
 mørkebrun slørsopp (*Cortinarius brunneus*)  
 blånende slørsopp (*Cortinarius evernius*)  
*Cortinarius fulvescens*  
 gulbelteslørsopp (*Cortinarius gentilis*)  
 pelargoniumslørsopp (*Cortinarius paleaceus*)  
 skjelltrevlesopp (*Inocybe lanuginosa*)  
*Inocybe relicina*  
 lakssopp (*Laccaria laccata*)  
 gulmelk-søtriske (*Lactarius theiogalus*)  
 svartkrubb (*Leccinum variicolor*)  
 blek giftkremle (*Russula betularum*)  
 rødgul kremle (*Russula decolorans*)

#### Saprophyttsopp:

rustoker grynhatt (*Cystoderma jasonis*)  
 stjernesporet rødskivesopp (*Entoloma conferendum*)  
 lut-rødskivesopp (*Entoloma nidorosum*)  
 tussehatter (*Fayodia gracilipes*)  
*Galerina "aurea"*  
*Galerina borealis*  
 moseklokkehatter (*Galerina calypttrata*)  
 kjeglesvovelsopp (*Hypholoma marginatum*)  
 blekbrun hjulseigsopp (*Marasmius bulliardii*)  
 melkehette (*Mycena galopus*)  
 rødkanthette (*Mycena rubromarginata*)  
 olivenbrun luthette (*Mycena viridimarginata*)  
 stor kragesopp (*Stropharia hornemannii*)  
 stubberusthette (*Xeromphalina campanella*)

Følgende arter virker mer sensitive overfor aluminium:

#### Mykorrhizasopp:

brun ringløs fluesopp (*Amanita fulva*)  
 rødneende fluesopp (*Amanita rubescens*)  
 blåkjøtt bukkesopp (*Cortinarius camphoratus*)  
 oliven myrslørsopp (*Cortinarius subtortus*)  
 rødgul piggsopp (*Hydnum rufescens*)  
 ametystsopp (*Laccaria amethystina*)  
 duftriske (*Lactarius camphoratus*)  
 granmatriske (*Lactarius deterrimus*)  
 røykriske (*Lactarius fuliginosus*)  
 svartriske (*Lactarius necator*)  
 gråriske (*Lactarius vietus*)  
 brunskrubbe (*Leccinum scabrum*)  
 skarp gulkremle (*Russula ochroleuca*)  
 grantårekremle (*Russula queletii*)  
 fløyelsrørsopp (*Xerocomus subtomentosus*)

#### Saprophyttsopp:

*Galerina cedretorum*  
 flatklokkehatter (*Galerina marginata*)  
 fnokket stubbeklokkehatter (*Galerina styliifera*)  
 hul trådklubbesopp (*Macrotiophula juncea*)  
 løvseigsopp (*Marasmius epiphyllus*)  
 luthette (*Mycena alcalina*)  
 irishette (*Mycena amicta*)  
 flåhette (*Mycena epipterygia*)  
 elfenbeinshette (*Mycena flavoalba*)  
 reddikhette (*Mycena pura*)  
 klisterhette (*Mycena vulgaris*)  
 rødbrun slimskjellsopp (*Pholiota lubrica*)  
 stor trådkølle (*Typhula phaecorrhiza*)  
*Typhula setipes*  
 staudehorn (*Xylaria filiformis*)



## EKSPERIMENTELLE STUDIER AV TOLERANSE

Bakgrunn: De ulike sopp-artenes respons på forurensningsstoffer kan gi informasjon om deres oppførsel overfor forurensninger i naturen. Vi har nå fått noenlunde god informasjon om hvordan soppfloraen varierer langs både "naturlige" og "kunstige" forurensningsgradienter. Det vil være av interesse om observert variasjon artene i mellom kan korreleres med variasjon hos de tilsvarende artene ved dyrkningsforsøk med ulike stoffer som blant annet aluminium og tungmetaller.

Slike dyrkningsforsøk kan gi informasjon om hvordan soppene oppfører seg og hvorfor under påvirkning av forurensninger. Derved vil vi ha mulighet for å peke ut indikatorarter.

Prosjektet blir utført i samarbeid med Avdeling for Botanikk, Biologisk institutt (UiO). Laboratorium for eksperimentell mykologi vil brukes til etablering av soppkulturer.

Saprofyttopper er blitt brakt i kultur fra transektene i Gjerstad og andre områder. Det er tatt sikte på å velge arter som er lette å få til i kultur og som spiller kvantitativt relativt stor rolle i transektene. Toleranse overfor forurensningsstoffer (i det aktuelle tilfellet  $Al^{+++}$ ) testes ved at mycel dyrkes ved ulike konsentrasjoner i små brønner. Veksten måles ved å måle lysabsorpsjon gjennom brønnene etter et visst tidspunkt. Til dette brukes en såkalt optisk plateleser. Ved å sammenlikne absorpsjonen vil man få et indirekte mål på mycelvekst. Dess mer mycelet har vokst, dess tettere er mediet i brønnene, og dess sterkere er absorpsjonen.

Undersøkelsen så langt (1990-91) viser at de ulike artene reagerer forskjellig på aluminium ( $Al^{+++}$ ) (Høiland & Dybdahl in prep.)

Tabellen på neste side viser såkalte  $ID_{50}$  verdier for vekst i aluminium for noen testete arter. Disse verdiene tilsvarer den konsentrasjonen av oppløslig Al som ved interpolasjon av vekstkurven mot de testete Al-konsentrasjonene vil forventes å redusere tilveksten 50 % av den i medium uten aluminium.

	$ID_{50}$ Al	DCCA/DCA1 (Al   Moist)
flåhette ( <i>Mycena epipterygia</i> )	6,1	2,76
barnålsopp ( <i>Micromphale perforans</i> )	6,6	1,36
blåbærhette ( <i>Mycena septentrionalis</i> )	7,0	1,59
flatklokkehatt ( <i>Galerina marginata</i> )	7,6	3,08
melkehette ( <i>Mycena galopus</i> )	7,9	0,07
rødkanthette ( <i>Mycena rubromarginata</i> )	9,1	-0,46
moseklokkehatt ( <i>Galerina calyptrata</i> )	10,2	-0,02
lyngseigsopp ( <i>Marasmius androsaceus</i> )	> 12,0	0,25

Dersom  $ID_{50}$  for lyngseigsopp (*Marasmius androsaceus*) settes lik 12, er korrelasjonen mellom disse verdiene og de tilsvarende verdiene for artsskårene langs akse 1 av hybridordinasjonen DCCA/DCA (Al | Moist) rimelig god ( $r = -0,65$ ) og signifikant ( $p < 0,05$ ). Med en stor grad av forsiktighet kan vi slutte at målinger av aluminiumstoleranse samsvarer med feltobservasjoner.

Det synes videre å være visse tendenser til at arter som kan opptre i forurenset skog (Schwarzwald) (Gulden et al. 1992) er tolerante overfor aluminium. Det er også en indikasjon på at arter som forekommer på fattig, skrinn jord (hei, tørr furuskog) er mer tolerante enn dem som vokser i sluttet granskog med dyp humus og mye mose.

Det er blitt funnet at to mykorrhizasopper som i følge undersøkelsen til Gulden et al. (1992) virker tolerante overfor forurensninger (forekommer i størst mengde i Schwarzwald), blod-kanelslørsopp (*Cortinarius sanguineus*) og spiss giftslørsopp (*C. orellanoides*), inneholder forbindelser som kan binde oppløst aluminium i ufarlig kompleks (Høiland in prep.). Disse stoffene er fargestoffet dermocycin-1- $\beta$ -D-glucopyranosid i *C. sanguineus* og soppgiften orellanin i *C. orellanoides*. Sammenhengen er blitt testet ved hjelp av bioassay og kromatografiske analysemetoder.

## Litteratur

Gulden, G., Høiland, K., Bendiksen, K., Brandrud, T.E., Foss, B.S., Jenssen, H.B. & Laber D. 1992. Macromycetes and air pollution. Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe. - *Bibliotheca Mycologica* 144: 1-81.

Hill, M.O. & Gouch, H.G. 1980. Detrended correspondance analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.

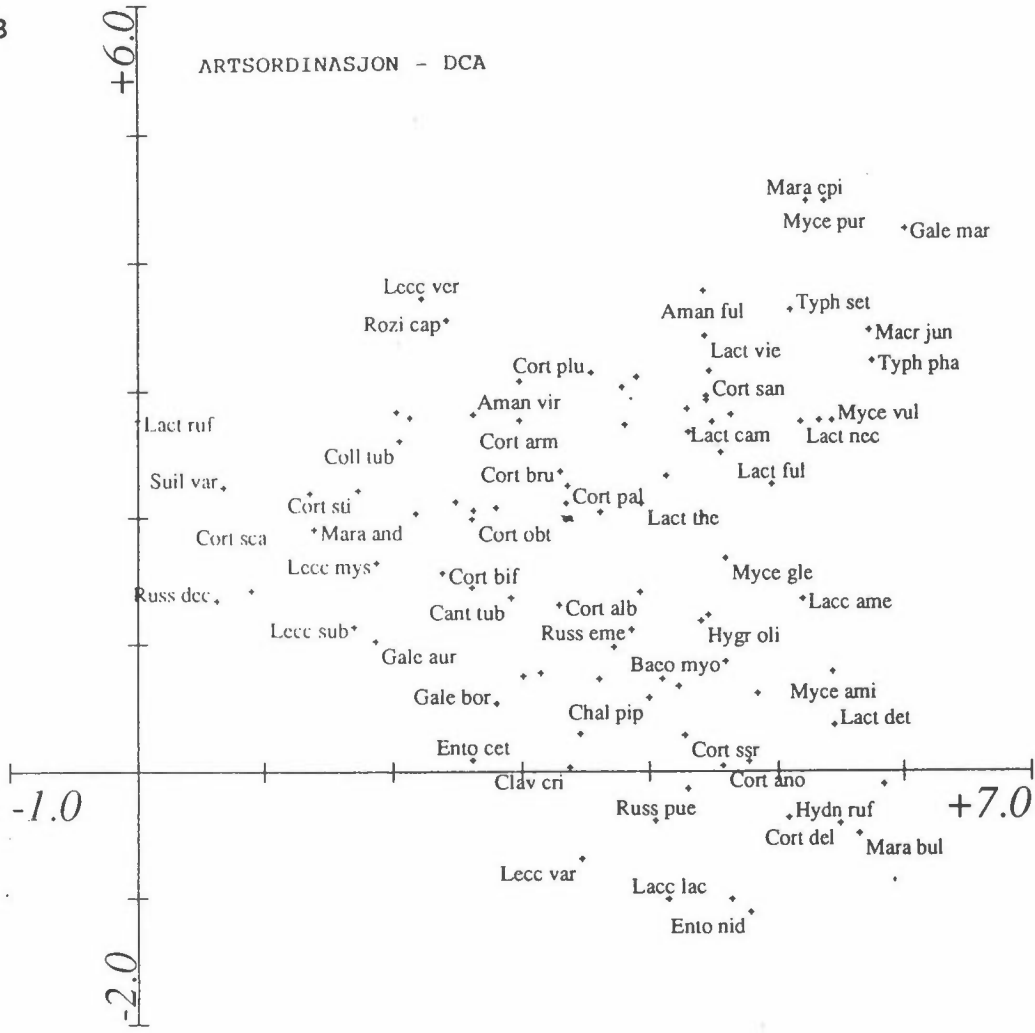
Høiland, K. 1986a. Storsoppfloraens reaksjon overfor forsurening, med spesiell vekt på mykorrhizasoppene. Undersøkelse foretatt i Norsk institutt for skogforsknings forskningsfelter i Åmli, Aust-Agder. - *Miljøverndepartementet Rapp. T-671*: 1-62.

Høiland, K. 1986b. Virkning av forsurening på soppfloraen i furuskog. - *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.* 1986-2: 50-59.

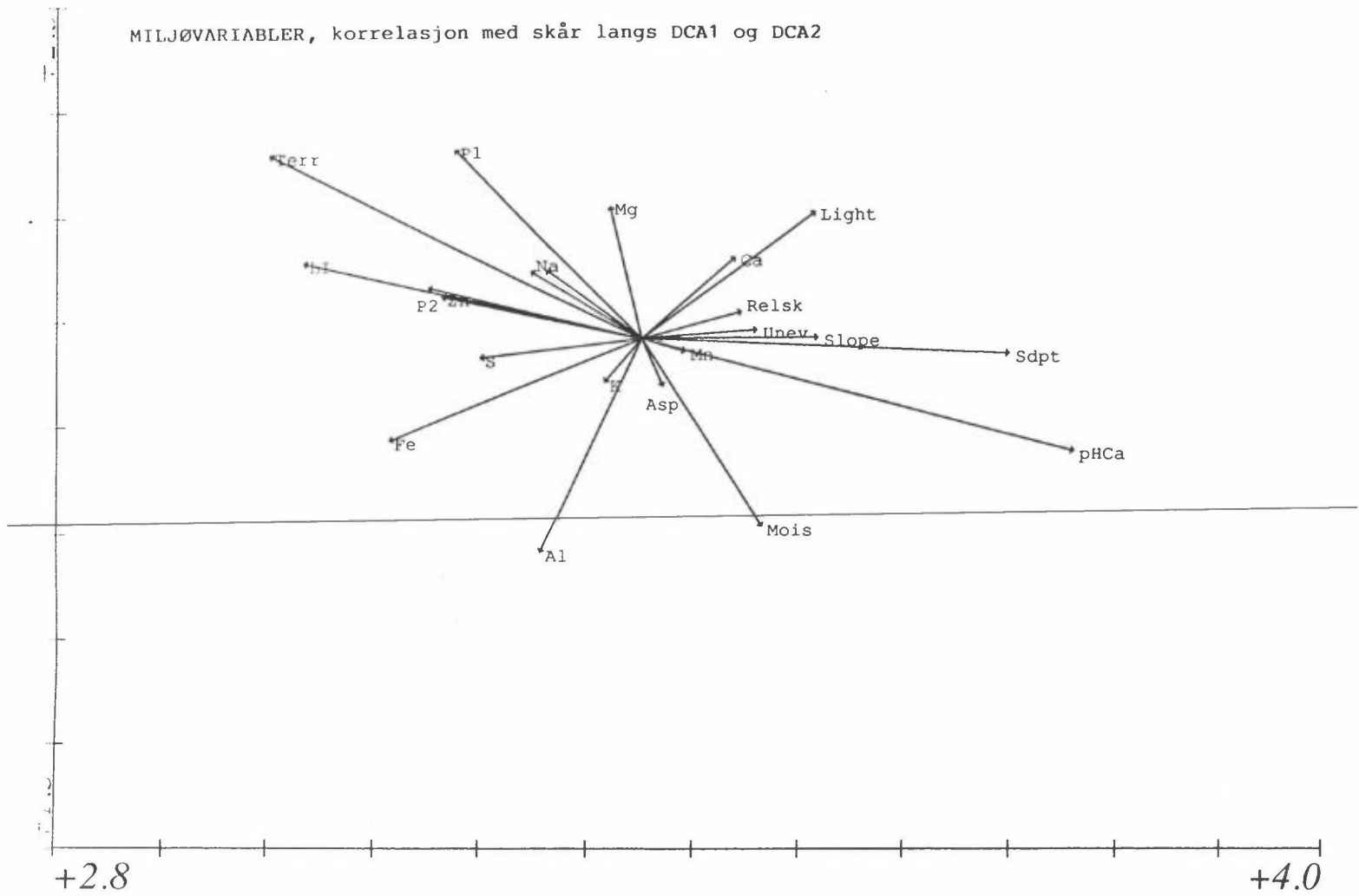
Høiland, K. in prep. Extracts of *Cortinarius sanguineus* and *C. orellanoides* suppressing toxic effects of soluble aluminium to fungi.

Høiland, K. & Dybdahl, H.G. in prep. A micro-well method for estimating fungal response to metal ions. - Response to aluminium by some saprophytic basidiomycetes.

---

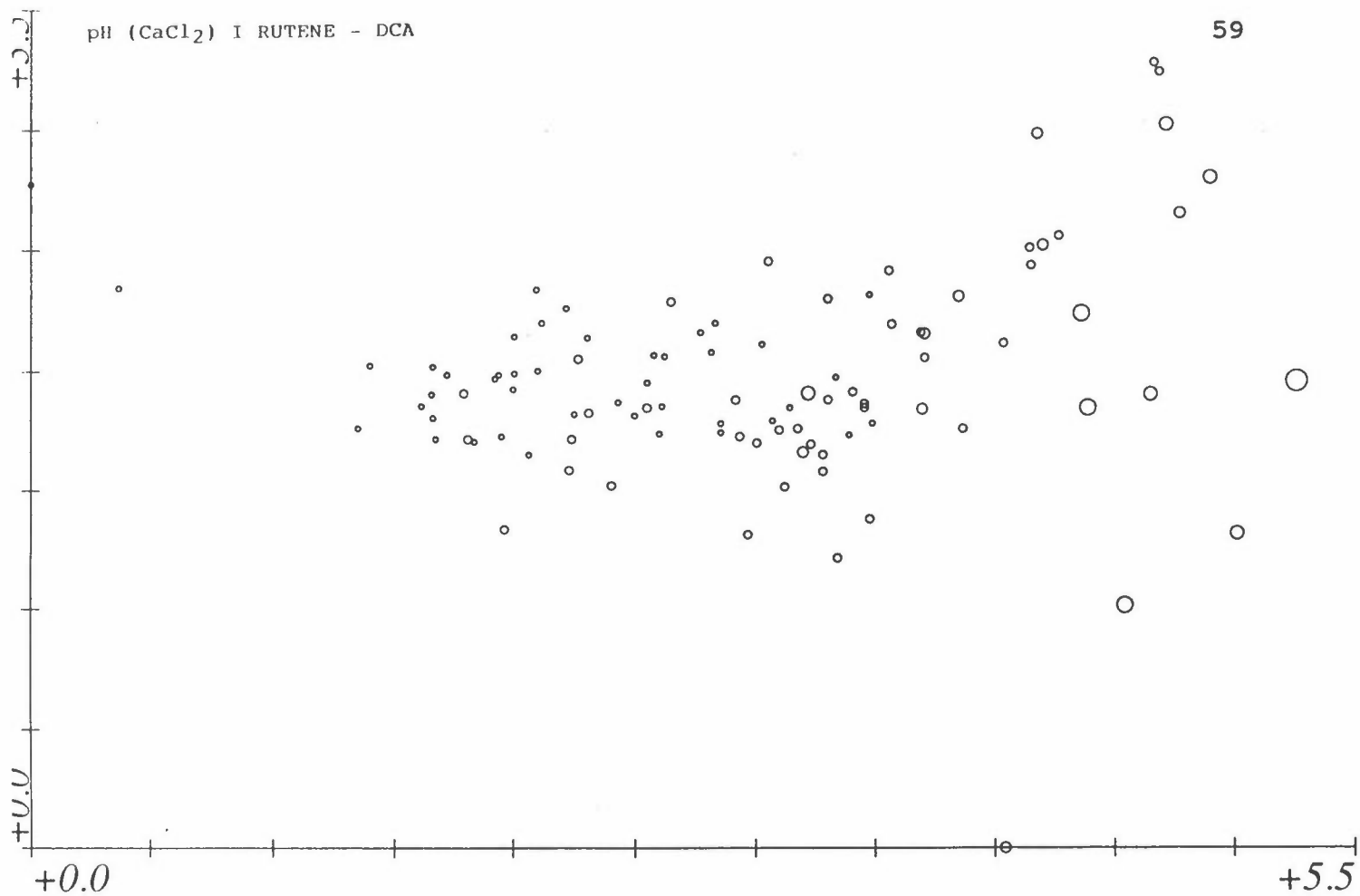


MILJØVARIABLER, korrelasjon med skår langs DCA1 og DCA2

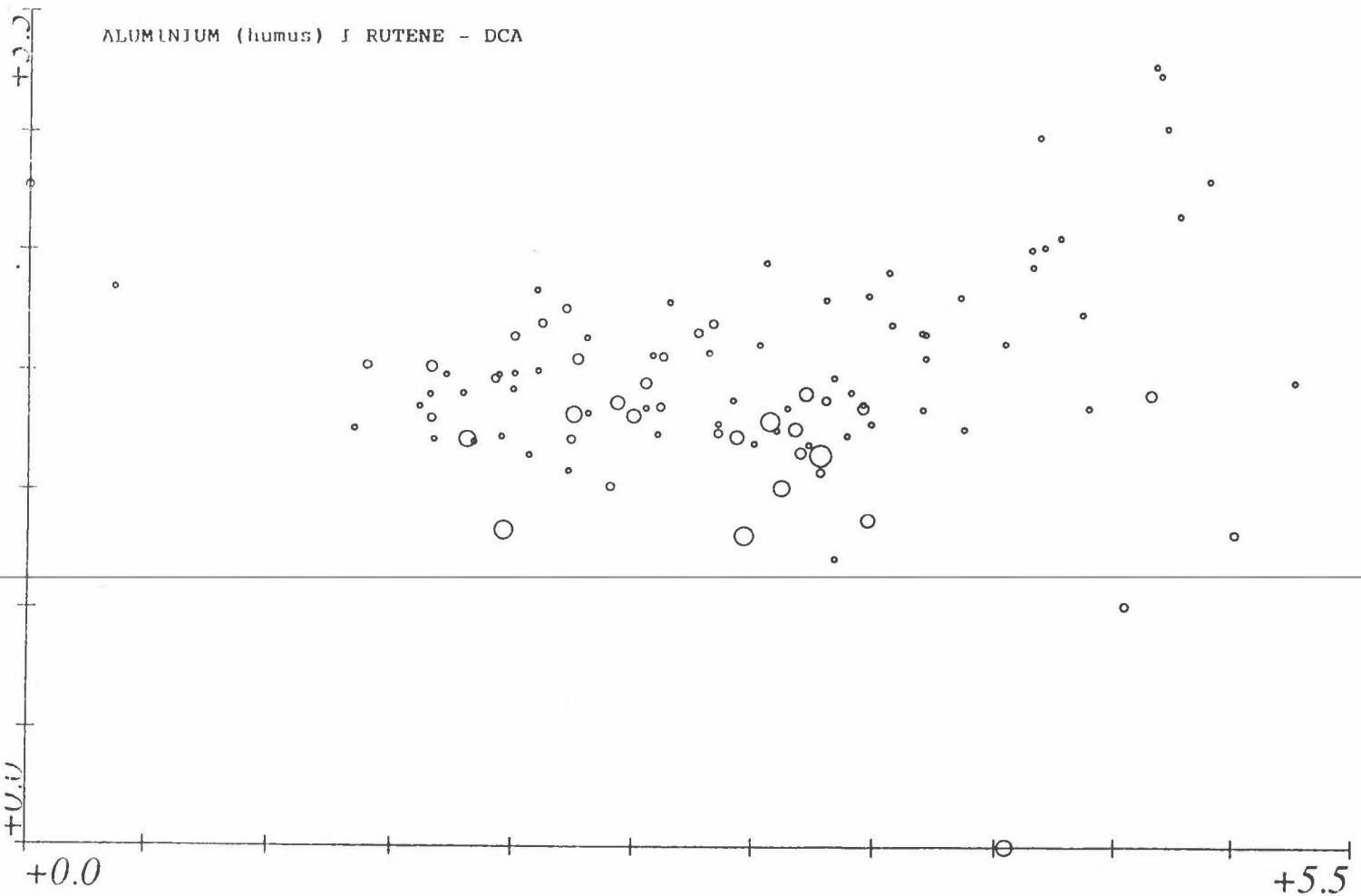


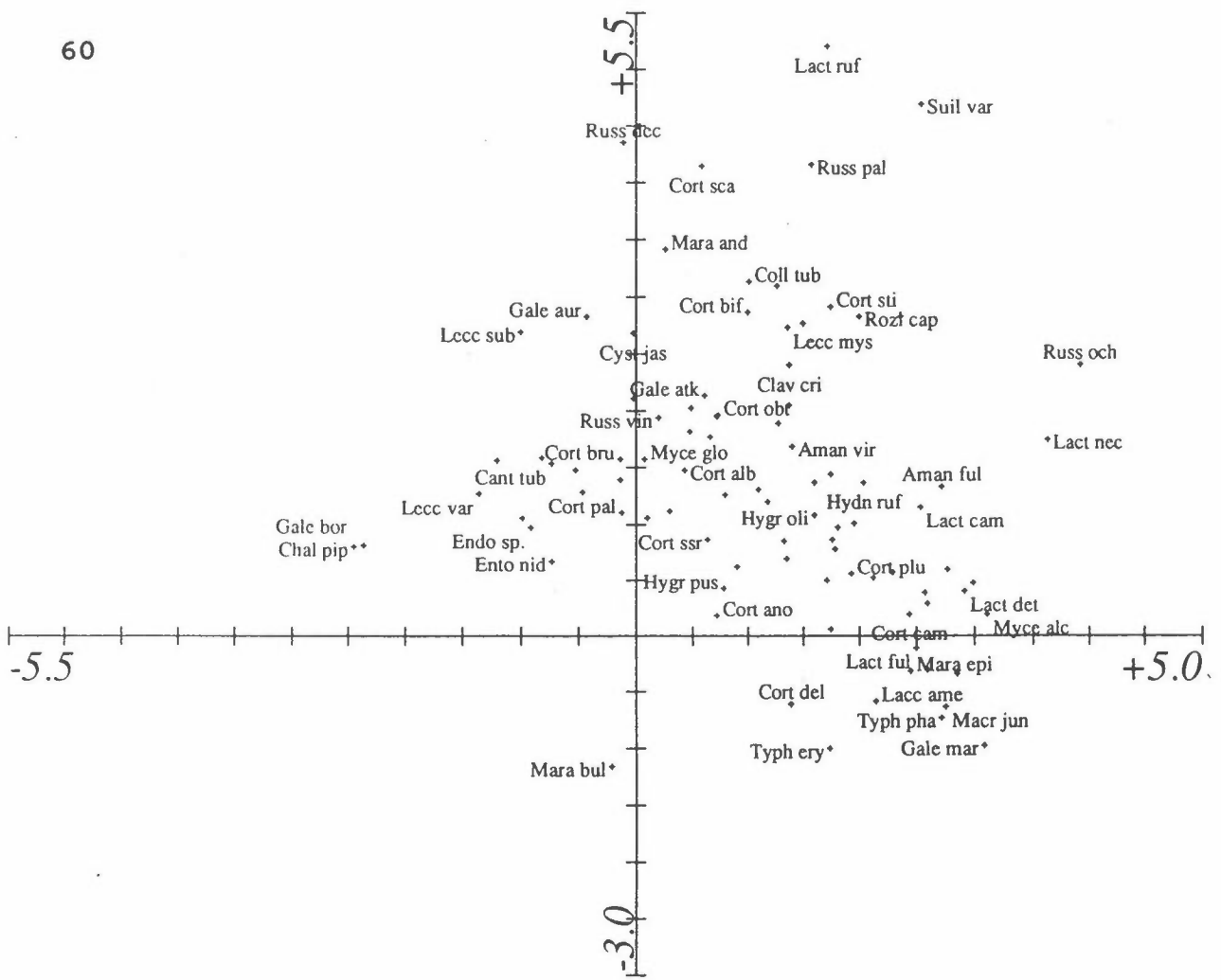
pH (CaCl<sub>2</sub>) I RUTENE - DCA

59



ALUMINIUM (humus) I RUTENE - DCA





ARTSORDINASJON - DCCA/DCA med A1 i rutene som eneste underliggende miljøvariabel og fuktighet som kovariabel

## TÅLEGRENSER FOR OVERFLATEVANN

### Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus

*Arne Henriksen*

*Norsk institutt for vannforskning (NIVA)*

*Trygve Hesthagen, Hans Mack Berger, Lars Kvenild*

*Norsk institutt for naturforskning (NINA)*

*Steinar Taubøll*

*Norsk institutt for jord og skogkartlegging (NIJOS)*

I forbindelse med arbeidet i The Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Genève-Konvensjonen) er det opprettet en arbeidsgruppe som har utarbeidet en manual for fremstilling av kart med angivelse av tålegrenser for atmosfærisk tilført svovel og nitrogen. Den vannkjemiske metoden som er anbefalt er basert på vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC = Acid Neutralizing Capacity). ANC er definert som differansen i konsentrasjonene av basekationer (kalsium, magnesium, natrium og kalium) og sterke syrer anioner (klorid, sulfat og nitrat), og uttrykker derfor summen av konsentrasjonene av bikarbonationer, hydrogenioner, uorganiske aluminiumioner og organiske anioner. Biologiske tålegrenser er relatert til de kjemiske betingelser for skader på biologiske indikatorer (fisk, evertebrater) ved ulike verdier for ANC. Den kritiske biologiske verdi er definert ved  $ANC_{limit}$ . For norske forhold har en valgt  $ANC_{limit} = 20 \mu eq/l$  som en hensiktsmessig verdi. Tålegrensekart for tilførsler av sterke syrer til Norge er nå utarbeidet basert på underruter av enheten  $0.5^{\circ}$  lengde og  $1.0^{\circ}$  bredde. Tålegrenseoverskridelsene er beregnet både for syre fra svovelforbindelser og for summen av av syre fra svovel og nitrogen. Totalt er tålegrensen for svovel idag overskredet i et areal på ca.  $117.000 \text{ km}^2$  i hele Norge. Tar vi hensyn til dagens nitrogenlekkasje øker arealet til  $121.000 \text{ km}^2$ .

Forsuringsskader på fisk er blitt registrert ved hjelp av systematiske intervjuundersøkelser helt fra midten av 1970-årene, og gyldigheten av metoden er bekreftet med omfattende prøvafiske. Skader på fiskebestander er fremstilt i geografiske ruteenheter basert på UTM-systemet og er derfor noe forskjellig fra de som er anvendt for tålegrenser. En skadeindeks er beregnet for hver rute ved å multiplisere antall uendrede bestander med 0, reduserte bestander med 0.5 og tapte bestander med 1.0. Verdiene for de tre status-kategorier ble summert og dividert med antall bestander innen ruten. Dette gir en skadeindeks fra 0 (ingen skader) til 1.0 (alle bestander utdødd).

Kartene fra de to undersøkelsene har forskjellige rutenett, men rutene er av samme størrelsesorden. Denne rapporten sammenlikner den arealmessige utbredelsen av fiskeskader og overskridelser av tålegrenser basert på konverterte rutenett. Ialt  $128.526 \text{ km}^2$  (alle fylker sør for Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, ca 40% av fastlands-Norges areal) er kartlagt for begge opplysninger. Tålegrensene er overskredet for ca.  $94.000 \text{ km}^2$  av dette arealet, mens fiskeskader er registrert i ca.  $86.000 \text{ km}^2$ . For 68 % av rutene er det sammenfall mellom overskridelser og fiskeskader. For de rutene det er uoverensstemmelser vil begge databaser bli revurdert, men endel av forklaringen ligger i valg av  $ANC_{limit}$ .

Det er viktig å presisere at de to datasettene er samlet inn uavhengig av hverandre. Den valgte verdi for  $ANC_{limit}$  ( $20 \mu eq/l$ ) er anslått på grunnlag av en empirisk sammenheng mellom ANC og fiske-status fra 1000-sjøers undersøkelsen. Ved å bruke dette utgangspunktet for tålegrense-beregningene finner en en god sammenheng mellom overskridelser av tålegrenser og fiskeskader fra en uavhengig database basert på mer omfattende fiskestatusundersøkelser.

Dette bekrefter at tålegrensemetoden gir et reelt bilde av forholdene, og at prognoser basert på denne metoden vil gi gode resultater for anslag av omfang av fiskeskader ved gitte fremtidige scenarier. Det videre arbeide som er foreslått for dette prosjektet vil forbedre og utvide databasene både for tålegrenser og fiskeskader.

(Sammendrag av rapport fra prosjektet Naturens Tålegrenser, Fagrapport nr. 36: Tålegrenser for overflatevann - Sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus. NIVA-rapport O.92122, 1993, 18s.)

---

## CRITICAL LOADS OF ACIDITY TO SURFACE WATERS - SVALBARD

The international accepted definition of critical loads is:

"a quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements do not occur according to present knowledge."

A method for calculation of critical loads and exceedance of critical loads: "The Water Chemistry Method" (worked out at The Norwegian Institute of Water Research), is based on the Acid Neutralizing Capacity of the water. ANC is defined as the difference between the sum of base cations (Ca + Mg + Na + K) and the sum of strong acid anions (Cl + SO<sub>4</sub> + NO<sub>3</sub>).

Critical loads (CL) and exceedance of critical loads (CL<sub>ex</sub>) for input of strong acids to surface waters at Svalbard are calculated according to the equations (modified after Henriksen et al. 1992):

$$CL = ([BC]^*_t + ([SO_4]^*_t + [SO_4]^*_d) + [ANC]_{limit}) Q + BC^*_d$$

$$CL_{ex} = SO_4^*_{d} + NO_{3le} \div BC^*_d \div CL$$

[BC]\*<sub>t</sub> is the concentration of non - marine base cations in a surface water sample (µeq/l).

[SO<sub>4</sub>]\*<sub>t</sub> is the concentration of non - marine sulphate in a surface water sample (µeq/l).

[SO<sub>4</sub>]\*<sub>d</sub> is the concentration of non - marine deposition of sulphate in the catchment (µeq/l).

SO<sub>4</sub>\*<sub>d</sub> is the annual non - marine deposition of sulphate in the catchment (keq/km<sup>2</sup>/yr).

ANC<sub>limit</sub> is the critical biological value (limit) for acid neutralizing capacity of the water.

20 µeq/l is an acceptable ANC<sub>limit</sub> for fish and invertebrates.

Q is the run-off from the catchment (l/sec/km<sup>2</sup>)

BC\*<sub>d</sub> is the annual non - marine deposition of base cations (keq/km<sup>2</sup>/yr).

NO<sub>3le</sub> is the annual leaking of nitrate from the catchment into the surface water (keq/km<sup>2</sup>/yr).

( = nitrate concentrations measured in the surface water sample x Q)

The calculations were based on 162 water samples from Svalbard and Bjørnøya. The samples were analysed for pH, alkalinity, conductivity, turbidity, Ca, Mg, Na, K, SO<sub>4</sub>, Cl, Tot-N, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Tot-P, TOC, and fractions of aluminium.

A map showing annual precipitation on Svalbard has been prepared.

Coloured maps for critical loads and exceedance of critical loads have been prepared for Svalbard and Bjørnøya.

12 % of the ice-free area of Svalbard (about 3.400 km<sup>2</sup>) has low critical loads, less than 25 keq/km<sup>2</sup>/yr or 0.4 g S/m<sup>2</sup>/yr. These areas were found mainly in the northern part, but also scattered around all over the islands. 2/3 of Svalbard are well protected against acid precipitation with a critical load of more than 100 keq/km<sup>2</sup>/yr or 1.6 g S/m<sup>2</sup>/yr.

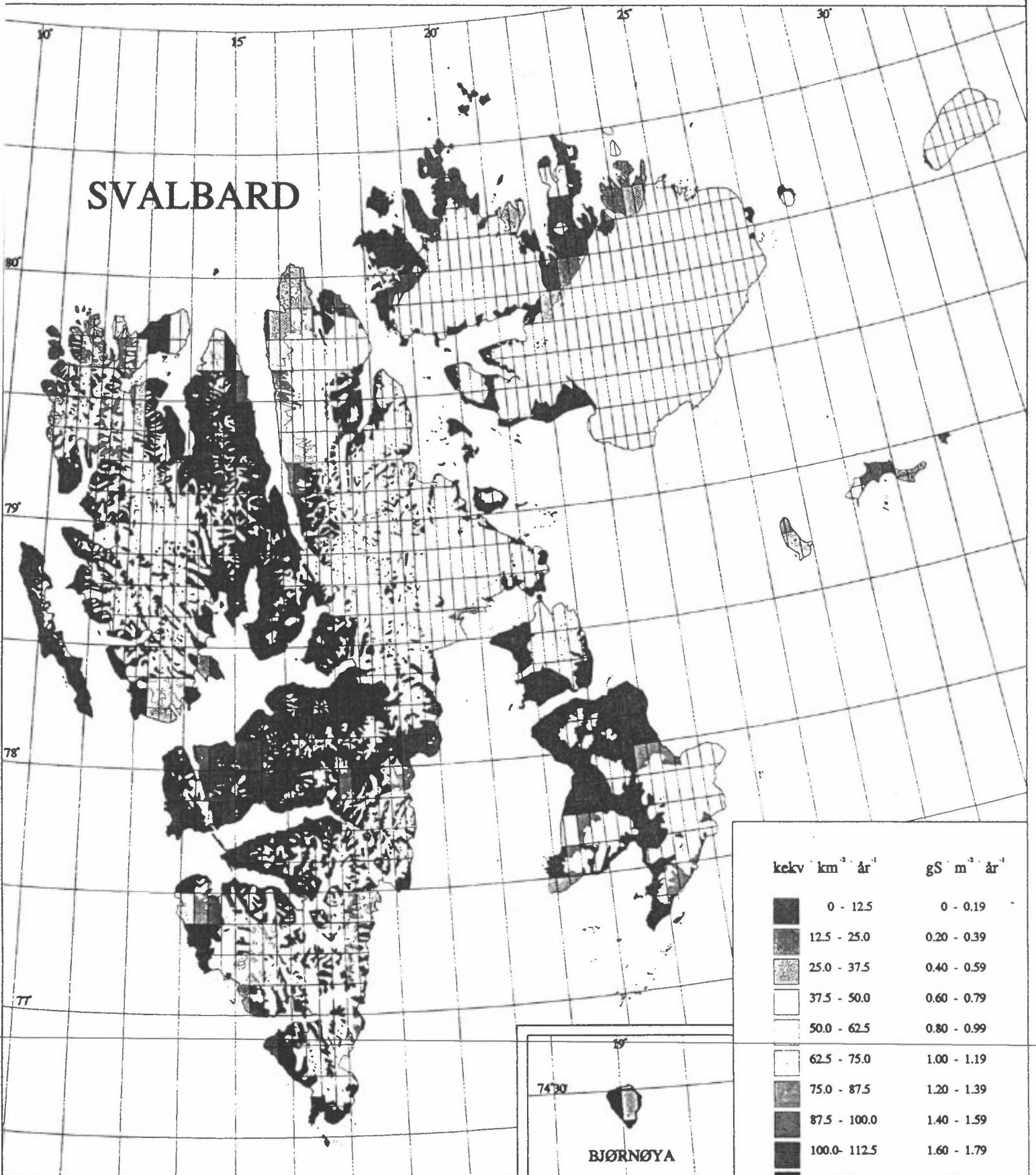
5 % of ice free area of Svalbard (about 1.500 km<sup>2</sup>) shows exceedance of critical loads. The exceedances are small, less than 25 keq/km<sup>2</sup>/yr using an ANC<sub>limit</sub> of 20 µeq/l. These areas are all located to the northern part of the islands.



# Tålegrenser - overflatevann

64

$ANC_{lim} = 20 \text{ uekv } l^{-1}$



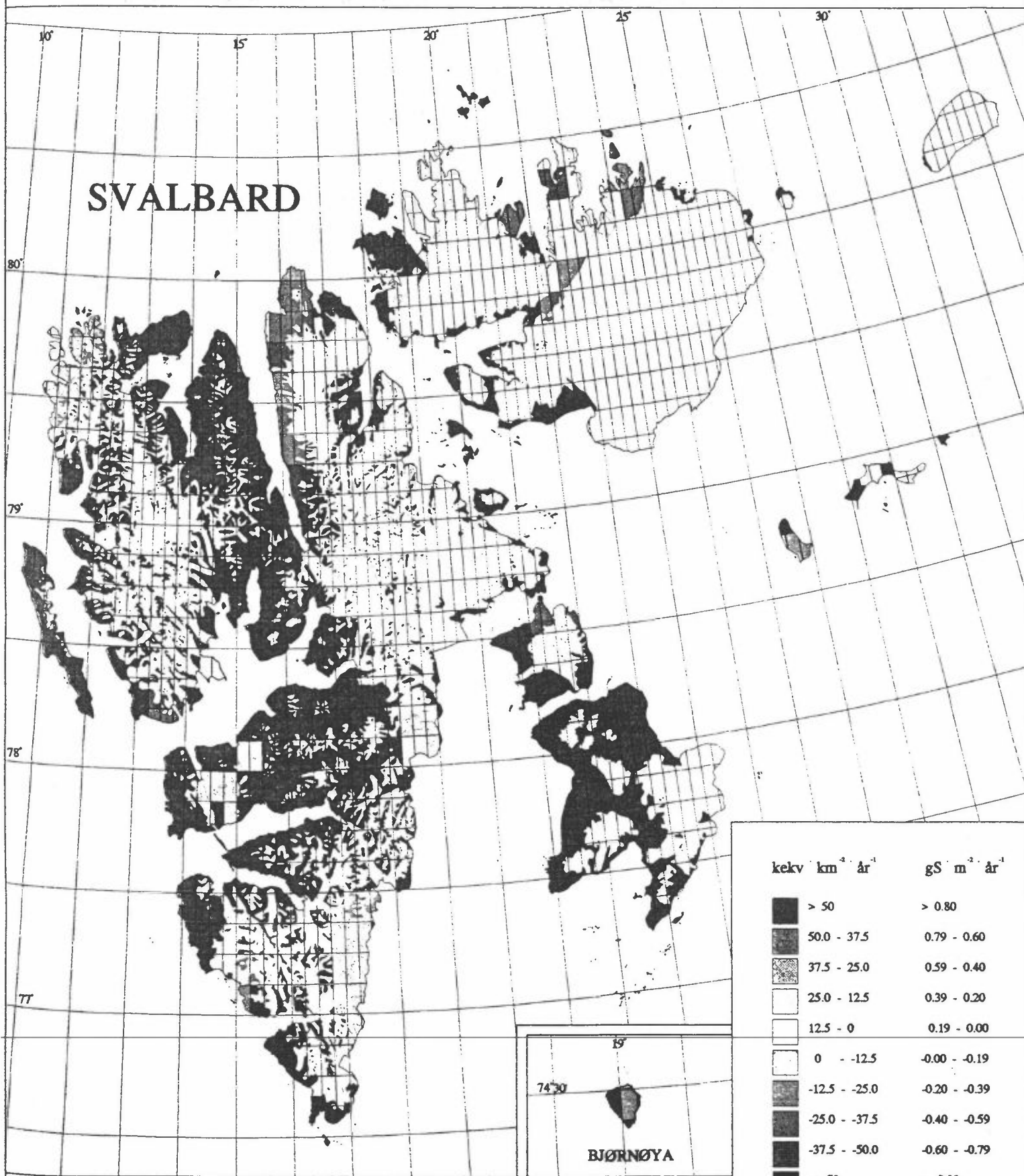
kekv $km^2 \cdot \text{år}^{-1}$	gS $m^2 \cdot \text{år}^{-1}$
0 - 12.5	0 - 0.19
12.5 - 25.0	0.20 - 0.39
25.0 - 37.5	0.40 - 0.59
37.5 - 50.0	0.60 - 0.79
50.0 - 62.5	0.80 - 0.99
62.5 - 75.0	1.00 - 1.19
75.0 - 87.5	1.20 - 1.39
87.5 - 100.0	1.40 - 1.59
100.0 - 112.5	1.60 - 1.79
> 112.5	> 1.80



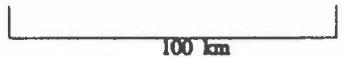
# Overskridelser av tålegrenser - overflatevann

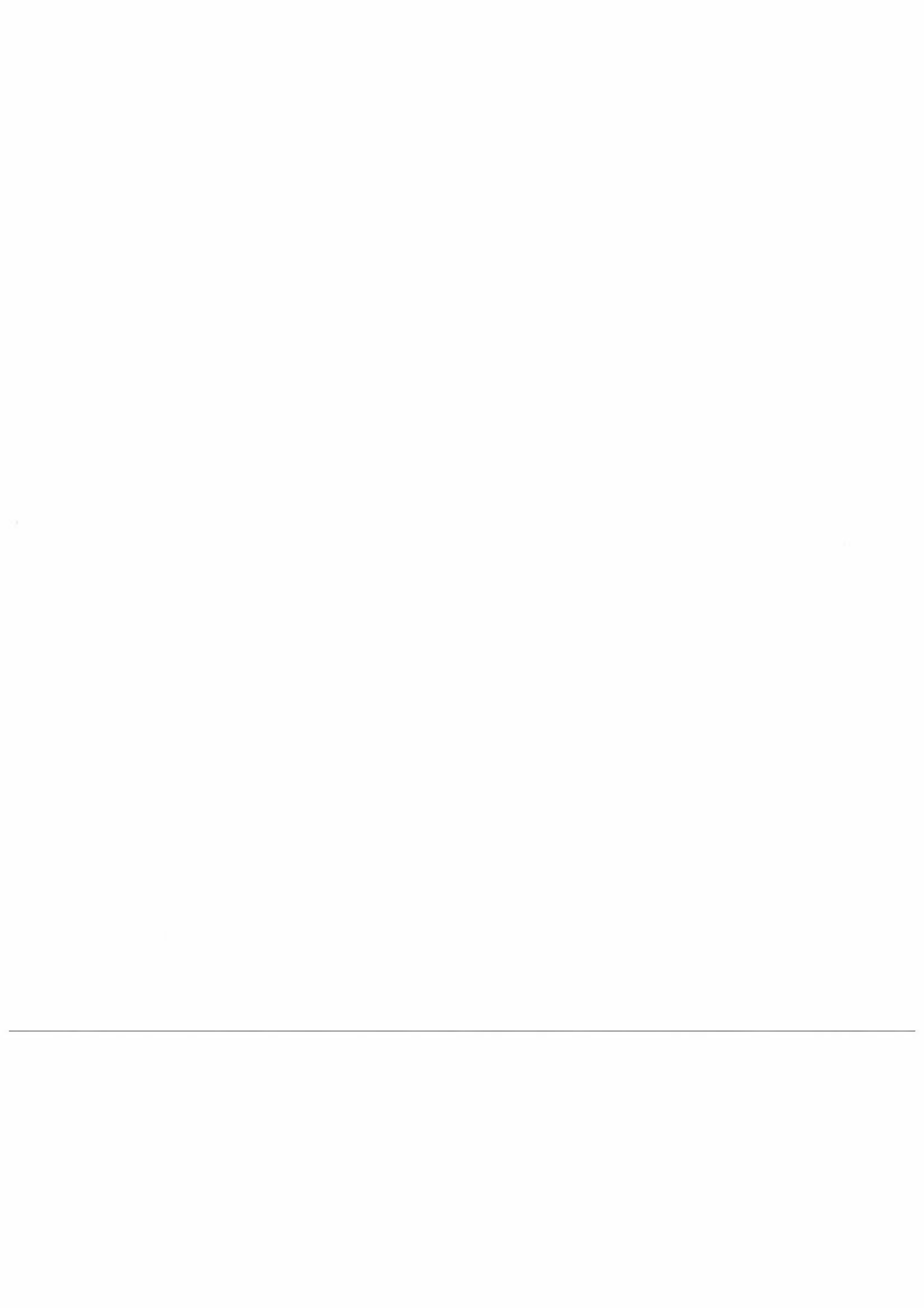
Verdier for svovel og nitrogen

$ANC_{Lim} = 20 \text{ uekv } l^{-1}$



kekv $km^2 \cdot \text{år}^{-1}$	gS $m^2 \cdot \text{år}^{-1}$
> 50	> 0.80
50.0 - 37.5	0.79 - 0.60
37.5 - 25.0	0.59 - 0.40
25.0 - 12.5	0.39 - 0.20
12.5 - 0	0.19 - 0.00
0 - -12.5	-0.00 - -0.19
-12.5 - -25.0	-0.20 - -0.39
-25.0 - -37.5	-0.40 - -0.59
-37.5 - -50.0	-0.60 - -0.79
< -50	< -0.80





## Tålegrenser for vannvegetasjon

Tor Erik Brandrud,  
Norsk institutt for vannforskning,  
Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo

### Innledning

Under programmet "Naturens tålegrenser" har det vært foretatt en bred gjennomgang av de forskjellige fastsittende såvel som planktoniske plantegruppene i vann (Lindstrøm 1992, Brettum 1992, Brandrud & Mjelde 1993). Undersøkelsene har konsentrert seg om tålegrenser overfor forsuring. I dette bidraget presenteres resultater vedrørende **makrovegetasjon**, dvs. fastsittende, strukturdannende og mer eller mindre langlevet vegetasjon av karplanter, moser og kransalger i vann.

Prosjektet har vært delt i tre faser:

1. **Regionale mønstre.** Sammenstilling av regionale data langs en forsuringgradient.
2. **Tidsserier.** Vegetasjonsutvikling over tid i forsurete lokaliteter.
3. **Vekst/vitalitetsforsøk.** Kontrollerte forsøk med utsetting av stedeegne eller lokalt tilpassede nøkkelarter/indikatorarter i innsjøer langs en forsuringgradient (pH 4,5-6,5).

### Resultater

#### Regionale mønstre

Basert på det regionale materialet fra 162 innsjøer og 464 elvelokaliteter, var det to større plantegrupper/livsformgrupper som mer eller mindre i sin helhet utpekte seg som **følsomme** m.h.p. surhetsgrad, med forekomst bare ved pH >(5,5-)6:

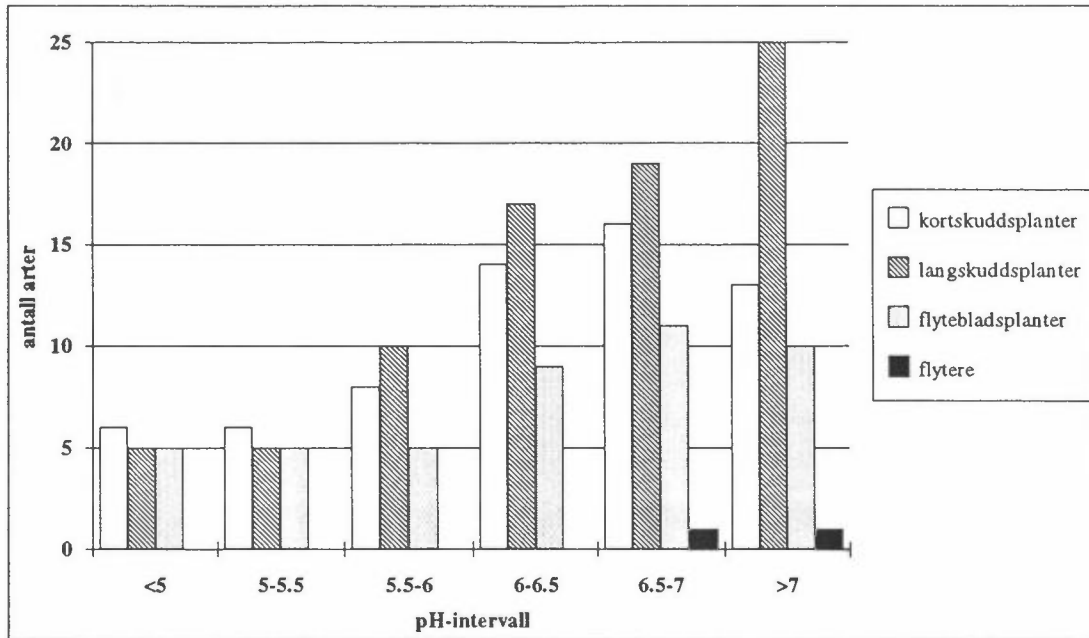
1. **Langskuddsplanter.** Karplanter med lange undervannsskudd, f.eks. arter av slektene tjønnaks (*Potamogeton*), vasshår (*Callitriche*) og tusenblad (*Myriophyllum*) (jfr. fig. 1).
2. **Bladmoser.** Permanent neddykkede dusk- eller tuendannende bladmoser, særlig av slektene elvemose (*Fontinalis*) og bekkemose (*Hygrohypnum*).

Det ble også funnet betydelige forskjeller i artsdiversitet langs surhetsgradienten, med **høy** artsdiversitet ved pH > 6, og **lav** artsdiversitet ved pH < 5,5 (fig. 1).

De overnevnte resultatene indikerer at en rekke arter har klare tålegrenser overfor forsuring, men dette innebærer ikke at tålegrensene er **overskredet** for disse artene. Dette har å gjøre med at de forsuringfølsomme elementene i hovedsak opptrer i godt bufrede vannforekomster som ikke er spesielt utsatt for forsuring.

I vårt materiale av lite bufrede, (ultra)oligotrofe vassdrag med pH = 5,5-6 er det registrert svært få forsuringfølsomme arter. Unntakene er et fåtalls vidt utbredte arter med tålegrense ved pH 5-5,5. De viktigste av disse nøkkelartene/indikatorartene er vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), duskelvemose (*Fontinalis dalecarlica*) og kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*). Fraværet i forsurede områder tyder på at tålegrensene for disse er overskredet, iallefall over store deler av Sørlandet.

De overnevnte tålegrense-overskridelsene synes å ha mest dramatiske konsekvenser for vegetasjonen i hurtigstrømmende elver, der dusk- og kjølelvemose gjerne utgjør det dominerende element. I forsurete elver dominerer idag levermosetuer med sterkt forsuringstålende arter som bekkemuslingmose (*Nardia compressa*).



Figur 1. Artsdiversitet av de viktigste livsformgruppene av høyere vannplanter langs en regional surhetsgradient. Basert på vegetasjonsdata fra 162 norske innsjøer. Diversiteten er beregnet som totalt antall arter registrert innenfor hvert pH-intervall.

### Tidsserier

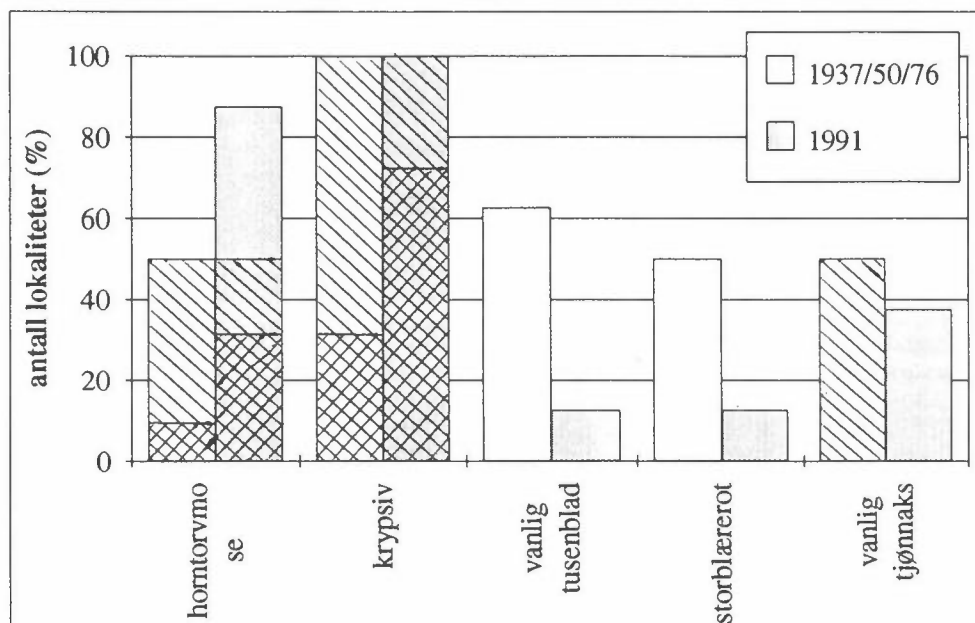
En regional sammenlikning m.h.p. forsuretoleranse vil være beheftet med en viss usikkerhet, da flere faktorer kan samvariere med surhetsgraden i det regionale materialet. Klimatiske og vegetasjonshistoriske forhold vil f.eks. være forskjellig i forskjellige landsdeler, og det vil følgelig være vanskelig å sammenlikne dagens situasjon i ikke-forsurete oligotrofe områder f.eks. på indre Østlandet og i Trøndelag, med situasjonen på Sørlandet før forsurening. Det er derfor viktig å underbygge det regionale materialet med tidsserier der dette er mulig, dvs. få fram data som kan fortelle om **tidsutviklingen** i forsurete innsjøer.

I noen slike forsurete innsjøer i Aust-Agder foreligger det eldre undersøkelser som er rimelig detaljerte og etterprøvbare. Etpar av sjøene er også blitt undersøkt flere ganger.

Det ble re-analysert 8 slike innsjøer i 1991, og det ble funnet **små eller ubetydelige endringer** i vannvegetasjonen på de 40-50 årene siden første undersøkelse. Kortskuddsvegetasjonen, med arter som botnegras (*Lobelia dortmanna*), tjønngras (*Littorella uniflora*), samt stivt- og mykt brasmegras (*Isoetes lacustris* og *I. setacea*) synes å være et meget stabilt og like dominerende element idag som for 50 år siden.

Artsdiversiteten i de største innsjøene var riktignok gått noe tilbake, og følgende tre, mer eller mindre sjeldne arter hadde nesten forsvunnet etter forsurening; vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*), vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*) og storblærerot (*Utricularia vulgaris*) (fig. 2). Spesielt utviklingen av den førstnevnte er i god overensstemmelse med resultatene fra den regionale undersøkelsen. Dette underbygger inntrykket av vanlig tusenblad som en nøkkelart når det gjelder tilbakegang i forsurete innsjøer på Sørlandet.

Det ble også registrert en svak økning av enkelte arter. Av særlig interesse er de to antatt forsuring-begunstigete artene krypsiv (*Juncus bulbosus*) og horntorvmose (*Sphagnum auriculatum* coll.) som hadde gått fram på enkelte lokaliteter (fig. 2). Også for disse artene var imidlertid hovedmønsteret at forekomstene normalt ser ut til å ha endret seg lite eller ubetydelig.



Figur 2. Arter som viser endret forekomst i forsurete innsjøer. Tidsutvikling i 8 innsjøer i Aust-Agder. *kryss-skravur*: arten (lokalt) dominerende på lokaliteten; *skrå skravur*: arten vanlig på lokaliteten; *åpne søyler*: arten fåtallig-sjelden på lokaliteten.

### Vekstforsøk

Det er igangsatt vekstforsøk med endel nøkkelarter i innsjøer med forskjellig surhetsgrad. Den ene av to forsøksserier er tilknyttet det såkalte HUMEX-prosjektet ved Førde, og preliminare resultater herfra er publisert i tilknytning til dette prosjektet (Brandrud & Johansen 1993). Resultatene så langt peker i samme retning som resultatene fra sammenstillingen av regionale data samt tidsserier:

1. Vanlig tusenblad **dør** ved pH < 5.
2. Kortsukksplantene er sterkt syretolerante.
3. Horntorvmose er syretolerant, men blir ikke begünstiget av (kunstig) forsuring (arten går tilbake i den kunstig forsurete delen av HUMEX-eksperimentet).

### Diskusjon

Vannvegetasjonen i hurtigstrømmende elver synes i stor grad å være negativt berørt av forsuring, og tålegrensene for flere av de dominerende nøkkelartene (særlig elvemoser) synes å være overskredet på Sørlandet. Disse forholdene er svært lite kjent og dokumentert tidligere, men en tilsvarende tilbakegang av elvemoser (til fordel for levermoser) er rapportert fra Storbritannia (Ormerod et. al. 1987).

Vegetasjonen i innsjøer ser i langt mindre grad ut til å være berørt av forsuring, først og fremst fordi den oligotrofe vannvegetasjonen i utgangspunktet er svært robust, og tolererer meget lave pH-verdier. Effekter av forsuring på innsjøvegetasjon er forholdsvis omfattende behandlet i svensk litteratur (Grahn 1986, Grahn et al. 1974), og har nylig også blitt grundig studert i Nederland (Arts 1990).

Ut i fra denne litteraturen har det oppstått enkelte "myter" eller generaliserte teorier om endring av bunnforhold og vegetasjon ved forsuring ("oligotrofiering"). Elementer av disse synes å ha gyldighet f.eks. i forsurete, mindre vannforekomster i Nederland, men synes å ha kun lokal gyldighet i Skandinavia. Det kan derfor være på tide å avlive disse "mytene" som regionale mønstre, - i hvert fall m.h.p. forsurete områder i Norge:

1. myte:

**Undersjøiske torvmosematter** er et forsuringfenomen, og forekommer normalt ikke i upåvirkede innsjøer. (Grahn 1986).

Kommentar: Slike torvmosematter, gjerne på dypt vann, er godt dokumentert fra norske, oligotrofe, ikke-forsurete innsjøer, spesielt på Vestlandet (Malme 1978), og synes å være et relativt vidt utbredt, naturlig fenomen.

2. myte:

**Torvmosematter** utvikler seg hurtig ved forsuring, "kveler" all annen vegetasjon og danner et "lokk" over sedimentene som hindrer næringsutveksling (oligotrofiering) (Grahn 1986, Grahn et al. 1974, Arts 1990, Vöge 1988).

Kommentar: Denne utviklingen er ikke registrert som noe mønster i Norge. Hovedtrenden er at torvmosematterne **ikke** ekspanderer ved (langvarig) forsuring, og dessuten opptrer disse matterne først og fremst på så dypt vann at de i liten grad berører annen vegetasjon (Brandrud & Mjelde 1993).

3. myte:

**Krypsiv øker** ved forsuring, og fører til problematisk tilgroing (Svedäng 1990, Arts 1990).

Kommentar: Denne "myten" synes åpenbart å ha gyldighet for Nederland, men er i liten grad dokumentert for Skandinaviske forhold. På Sørlandet og Vestlandet er denne planten i utgangspunktet uhyre vanlig, og antageligvis oppviser den også store bestandssvingninger. Våre resultater indikerer at arten har økt i det seinere på spesielle lokaliteter (avstengte bukter, sund og inløps/utløpsos), men ikke på "normale" strender. Det kan også være andre årsaker som f.eks. endret vannføring og milde vintre med lite is, som har bidratt til at planten har gått fram. Den mest markerte og problematiske framgangen er imidlertid registrert i forbindelse med kalking (pers. obs.).

4. myte:

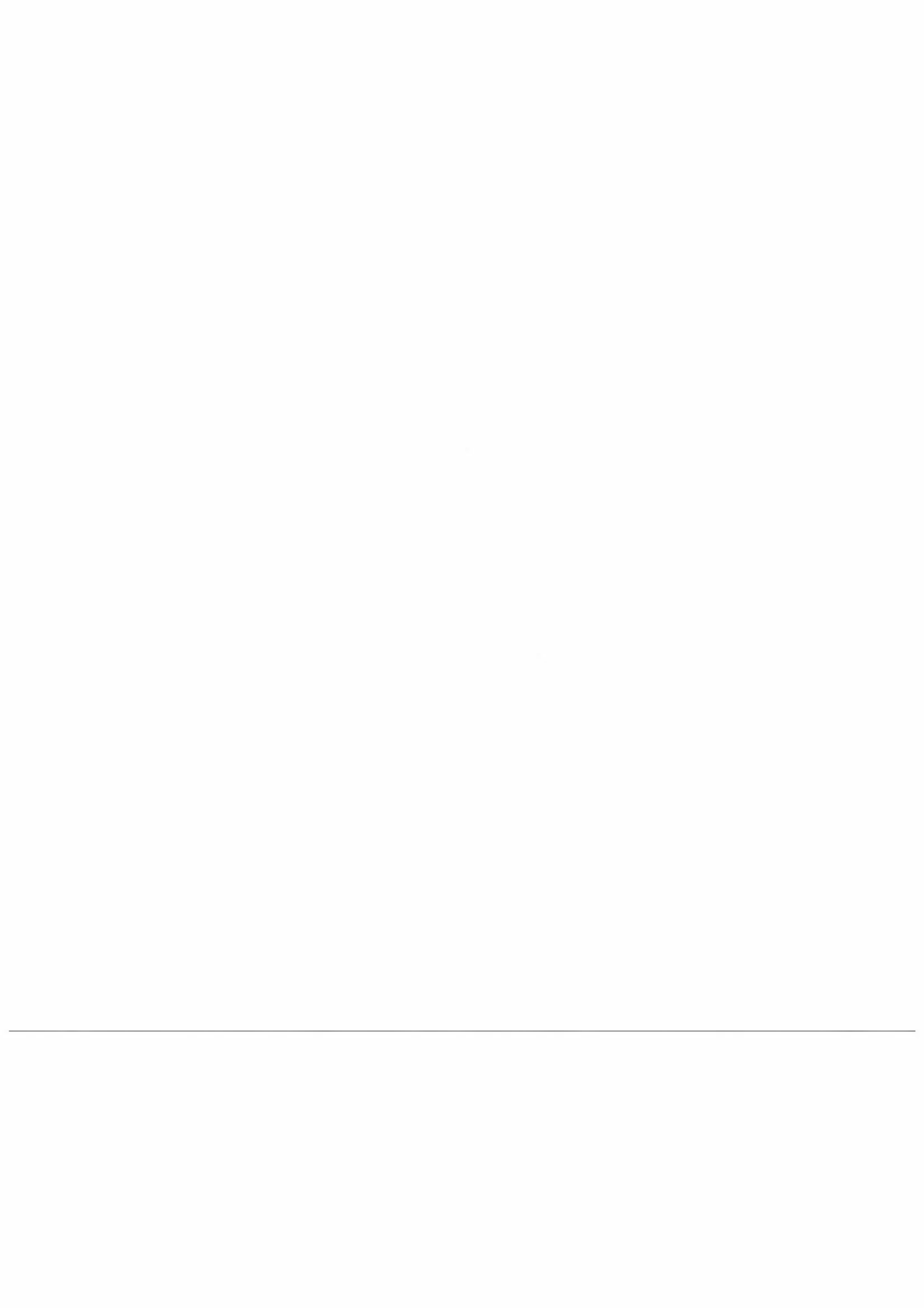
**Kortskuddsvegetasjonen** blir enten **utradert** av krypsiv eller torvmose, eller plantene dør pga. lav toleranse for forsuring (tålegrense ca pH = 5.0) (Grahn 1986, Vöge 1988, Arts 1990).

Kommentar: Igjen et forhold som er godt dokumentert, og har gyldighet for Nederland, mens i Skandinavia er kortskuddsvegetasjonen intakt og trives ved forsuring. En art som botnegras synes til og med å bli begunstiget av forsuringen. Våre vekstforsøk viser at disse plantene vokser meget godt ved pH = 4,5 (Brandrud & Johansen 1993), og det er lite som tyder på at krypsiv (eller torvmose) overvokser kortskuddsvegetasjonen i norske innsjøer i nevneverdig grad.

## Litteratur

- Arts, G.H.P. 1990. Deterioration of atlantic soft-water systems and their flora, a historical account. 197 pp., Meppel. (Thesis).
- Brandrud, T.E. & Johansen, S.W. 1993. Macrophyte growth and vitality experiments in lake Skjervatjern. Status for 1992. HUMOR/HUMEX Newsletter 1/1993: 19-23.
- Brandrud, T.E. & Mjelde, M. 1993. Tålegrenser for overflatevann. Makrovegetasjon. Naturens tålegrenser rapp. 29.
- Brettum, P. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Planteplankton. Naturens tålegrenser rapp. 28.
- Grahn, O. 1986. Vegetation structure and primary production in acidified lakes in southwestern Sweden. *Experientia* 42: 465-470.
- Grahn, O., Hultberg, H. & Landner, L. 1974. Oligotrophication - a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. *Ambio* 3(2): 93-94.
- Lindstrøm, E.A. 1992. Tålegrenser for overflatevann. Fastsittende alger. Naturens tålegrenser rapp. 27.
- Malme, L. 1978. Floristic and ecological studies of bryophytes in some Norwegian inland lakes. *Norw. J. Bot.* 25: 271-279.
- Ormerod, S.J., Wade, K.R. & Gee, A.S. 1987. Macro-floral assemblages in upland Welsh streams in relation to acidity, and their importance to invertebrates. *Freshwat. Biol.* 18: 545-557.
- Svedäng, M.U. 1990. The growth dynamics of *Juncus bulbosus* L. - a strategy to avoid competition? *Aquat. Bot.* 37: 123-138.
- Vöge, M. 1988. Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter besonderer Bewcksichtigung der Isoetiden-vegetation. *Limnologica* 19(2): 89-107.
-





## FORURENSNING HOS ISBJØRN PÅ SVALBARD

Abstract av foredrag ved Naturens Tålegrense-seminar, Stjørdal, 17.-18. februar 1993.

**JANNECHE UTNE SKÅRE,**

Norges Veterinærhøgskole, Boks 8146 Dep., 0033 Oslo

**ØYSTEIN WIIG,**

Norsk Polarinstitutt, Boks 158, 1330 Oslo Lufthavn.

Isbjørn befinner seg på toppen av den marine arktiske næringskjede og kan betraktes som den beste indikator på graden av bioakkumulering av persistente forurensningsstoffer i dette miljø. I en analyse av vevsprøver tatt fra isbjørn avlivet eller funnet døde på Svalbard ble det funnet faretruende høye verdier av spesielt miljøgiften PCB. Nivåene var til dels høyere enn det som har gitt nedsatt reproduksjon hos sel i Østersjøen. Foreløpige resultater fra en internasjonal undersøkelse der det inngår fettprøver fra levende bjørn fra Svalbard samlet i 1990 indikerer at isbjørnene ved Svalbard er mye mer belastet med PCB enn isbjørn i Canada og USA.

Norsk Polarinstitutt driver et større merkeprosjekt på isbjørn på Svalbard. Fra de bedøvede bjørnene tas det fett- og blodprøver. Binner får påmontert satellittsendere og kan følges i over ett år.

Isbjørnene parrer seg om våren og får unger neste vinter. Gravide hunner ligger i hi fra desember til april. Hanner, og binner som ikke skal føde ligger ikke i hi i tilsvarende periode. Ungene følger binna i ca. 2.5 år. En binne får derfor unger bare hvert tredje år.

Feltarbeidet i merkeprosjektet foregår om våren. Vi kan da registrere hvilke binner som er i brunst. Ved hjelp av satelittsendere kan vi registrere når og hvor binnene går i hi og når de går ut av hiet. Ved å analysere graden av forurensning i den enkelte binne og sammenholde dette med reproduktiv status og om hun ligger i hi i den forventede periode, kan vi få informasjon om mulig effekt av forurensning hos isbjørn.

---

Fettbiopsiprøvene er meget små og inneholdt 0.2 - 0.6 g. Dette krever en mer tidkrevende analyseprosess enn det som vanligvis benyttes. I analysemetoden identifiseres og kvantifiseres 22 PCB kongener. I tillegg analyseres også DDT gruppen, klordan gruppen og HCH gruppen.

Det synes å være en betydelig belastning med PCB. Snittkonsentrasjonen er 4.2 og 0.9 mg/kg i henholdsvis fett og melk. I fett varierer nivåene fra 0.5 til 17 mg/kg og i melk fra 0.3 til 2.4 mg/kg. Det ble funnet kvantifiserbare konsentrasjoner av 14 og

10 av de 22 kvantifiserbare PCB kongener i henholdsvis fett og melk. De antatt mest giftige forbindelsene 105, 118, 156 og 157 utgjorde mindre enn 2% av sum PCB. Nivåene av sum klordan varierte fra **0.06 til 3.3** og **fra 0.1 til 0.09** mg/kg i fett og melk. Relativt lave konsentrasjoner ble funnet av de andre klorerte pesticidene.

De fremkomne PCB verdier kan ikke uten videre sammenliknes med tidligere analyser. Omregning til fettvektbasis må først gjøres . Dette vil bli gjort senere. PCB mønsteret er imidlertid likt det som er fremkommet tidligere og forholdet mellom PCB og de andre miljøgiftene samsvarer.

Analysearbeidet vil fortsette. Bl. a. vil det også bli utført analyser på prøver av isbjørnens viktigste byttedyr. Parallellt med analysene foregår det også en litteraturgjennomgang spesielt for å belyse virkninger av høy konsentrasjon av organiske klorforbindelser på reproduksjon hos pattedyr.

---

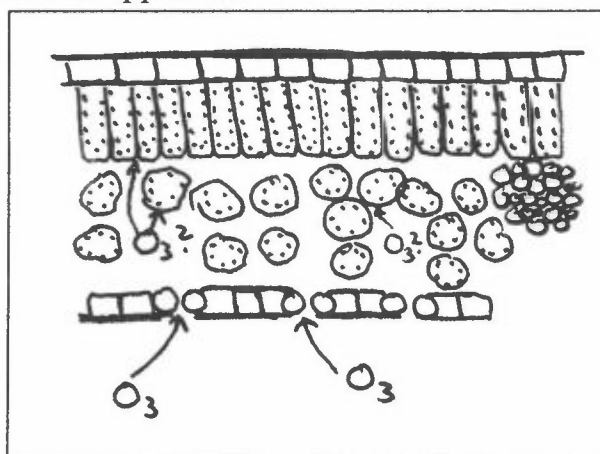
## Effekter av ozon på planter

Foredrag TVLF møte - Halvor Aarnes, Biologisk institutt, Universitetet i Oslo

### Virking av ozon på vegetasjonen

Ozon er en viktig bestanddel i fotokjemisk smog i **troposfæren**, dannet i en lysavhengig reaksjon mellom flyktige hydrokarboner og nitrogenoksider. I nærvær av forurensninger i atmosfæren kan nitrogenmonoksid (NO) reagere med andre radikaler istedet for ozon og vi får **ozonepisoder**. Ozondannelsen er størst ved høy lysfluks og temperatur og det er døgn- og årstidsvariasjoner i konsentrasjonen. Ozon (gr.ozein = lukt) har i lave konsentrasjoner en karakteristisk lukt, som vi også kan kjenne innendørs ved laserskrivere, telefaxer og kopimaskiner. Ozon i **stratosfæren** absorberer stråling i området 200 - 300 nm og beskytter livet på jorda mot ultrafiolett stråling. Ozon i troposfæren har en naturlig bakgrunnsverdi opptil ca.  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  (ca. 25 ppb,  $25 \text{ nmol mol}^{-1}$ ). Ozon skiller seg fra andre luftforurensninger idet lave konsentrasjoner utover de naturlige bakgrunnsverdiene gir skader på plantene. I en atmosfære med oksygen har livet på jorda utviklet beskyttelsesystemer mot giftige oksygenforbindelser ( $\text{OH}\cdot$  (hydroksylradikal);  $\text{H}_2\text{O}_2$  (hydrogenperoksid);  $\text{O}_2^{\cdot-}$  (superoksidanionradikal);  $^1\text{O}_2$  (singlett oksygen)), inkludert ozon. I naturen skjer det et naturlig utvalg av planter som tåler bakgrunnskonsentrasjonene med ozon.

Ozon kommer inn i bladene via spalteåpningene og diffunderer via intercellularrom gjennom celleveggen til plasmamembranen, men i hvilken form skjer dette? Lukkes spalteåpningene reduseres ozonopptaket.



**Figur 1** Diffusjon av ozon via spalteåpningene inn i et blad.

**Fotokjemisk** dannet ozon er den mest sannsynlige enkeltårsak til skader på skog og vegetasjon som skyldes luftforurensninger. Det er ved visuell overvåkning vanskelig å fange opp en eventuell årsakssammenheng mellom luftforurensninger og vegetasjonsskader. Økosystemene og klimaets innvirkning er så kompliserte at det kan stilles spørsmålsteget ved om det i det hele tatt vil bli mulig å finne en slik sammenheng. Laboratorieforsøk hvor man varierer en parameter av gangen er alltid grunnleggende nødvendig for å komme fram til enkeltbrikker i dette spillet.

Det er stor variasjon mellom og innen arter i deres evne til å tåle ozon. Hvorfor er det slik? Hva er den **primære** virkningsmekanismen for ozon i plantene? Dette er spørsmål vi forsøker å finne svar på.

- lukking av spalteåpninger
- endringer i pigmentsammensetningen i kloroplastene
- endringer i membranlipidene og permeabiliteten til membranene
- økt antall peroxisomer
- økt etylensyntese
- økt konsentrasjon av polyaminer
- økt enzymaktivitet av peroxidase, superoxid dismutase, diamin oxidase
- strukturendringer i kloroplastene
- redusert aktivitet av plasmalemma ATPase
- økt biosyntese av antioksidanter
- redusert toleranse for frost og tørke
- minsket toleranse for soppangrep
- økt innhold av fytoalexiner
- syntese av fri radikaler som kan starte lipid peroksidering
- økt/minsket mørkerespirasjon
- lekkasje av kalsium
- økt floemtransport
- redusert mengde og aktivitet av det CO<sub>2</sub> fikserende enzymet i fotosyntesen (rubisco)

Ozon gir avhengig av konsentrasjon en rekke effekter på plantene.

### Ozonmolekylet og mulige virkningsmekanismer

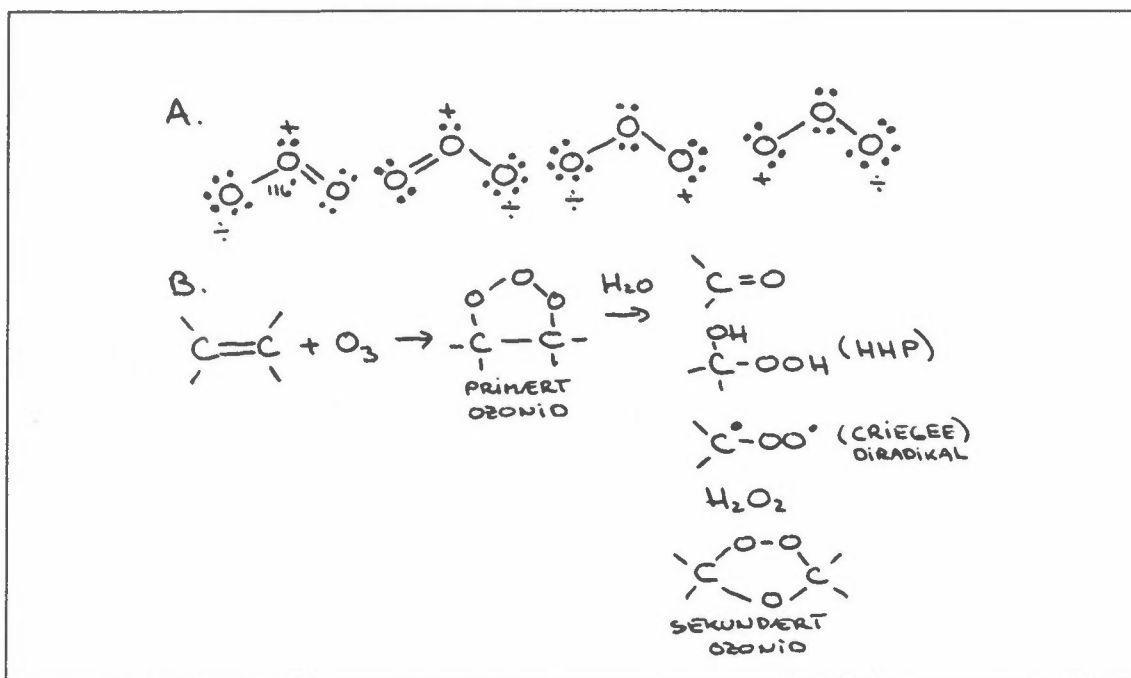
Tre oksygenatomer i en vinkel på 116° danner ozonmolekylet. Molekylet er en resonanshybrid med alternerende dobbeltbindinger og danner en diamagnetisk dipol. Molekylet er **elektronelskende** (elektrofilt), meget reaktivt, er lettere løselig i vann enn oksygen og er mest stabilt i sur løsning.

Ozon er et meget kraftig **oksidasjonsmiddel** med normalpotensial ( $E_0 = 2.07 \text{ V}$ ) for redoksparet  $\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{O}_3 + 2 \text{ H}^+ + 2 \text{ e}^-$

Ozon angriper C=C bindinger i en **Criegee-reaksjon**. Criegee singlet diradikalet som dannes er et resonans stabilisert zwitterion. I nærvær av vann vil det kunne dannes hydrokxyhydroperoksid (HHP) i konkurranse med Criegee-diradikalet, eller et sekundært ozonid. HHP kan gi hydrogenperoksid. HHP kan også reagere med antropogene eller endogene hydrokarboner som **eten**, isopren, terpener og andre alkener. Et av reaksjonsproduktet er hydroksymetylhydroperoksid ( $\text{HOCH}_2\text{O}_2\text{H}$ , HMHP). HMHP kan videre gi radikaler og hydrogenperoksid.

Viktige er den direkte reaksjon mellom ozon (eller ozonprodukter) og fettsyrer.

Flerumettede fettsyrer kan **peroksidere**. Transisjonsmetallene  $\text{Fe}^{2+}$  og  $\text{Cu}^+$  kan reagere med hydroperoksider og lage radikaler som sammen med ozon kan initiere oksidasjonsprosessen. Prosessen fortsetter i en **autokatalytisk kjedereaksjon**.



**Figur 2** A. Ozonmolekylet lager resonanshybrider. B. Ozon reagerer med C=C dobbeltbindinger.

### Eksponeeringsystemer, metoder og planter.

Ozon lages fra tørr og ren oksygen i ozongenerator basert på elektrisk lysbue. Eksponeeringssystemene består i det vesentlige av glass, teflon, og rustfritt stål. Større eksponeeringskammerene er av perspex.

Våre første undersøkelser viste at flaggbladet hos havre (*Avena sativa* L.) ga høy og stabil fotosyntese. Reduksjon i netto fotosyntese i flaggbladet vil ha stor betydning for kornfyllingen og produktivitet i kornåkre. Vi bruker også flytebladsplanten andmat (*Lemna gibba* L.), fordi et av hovedproblemene med å studere effekten av luftforurensninger på plantene er lukking av spalteåpningene (stomata). Andmat har følgende fordeler:

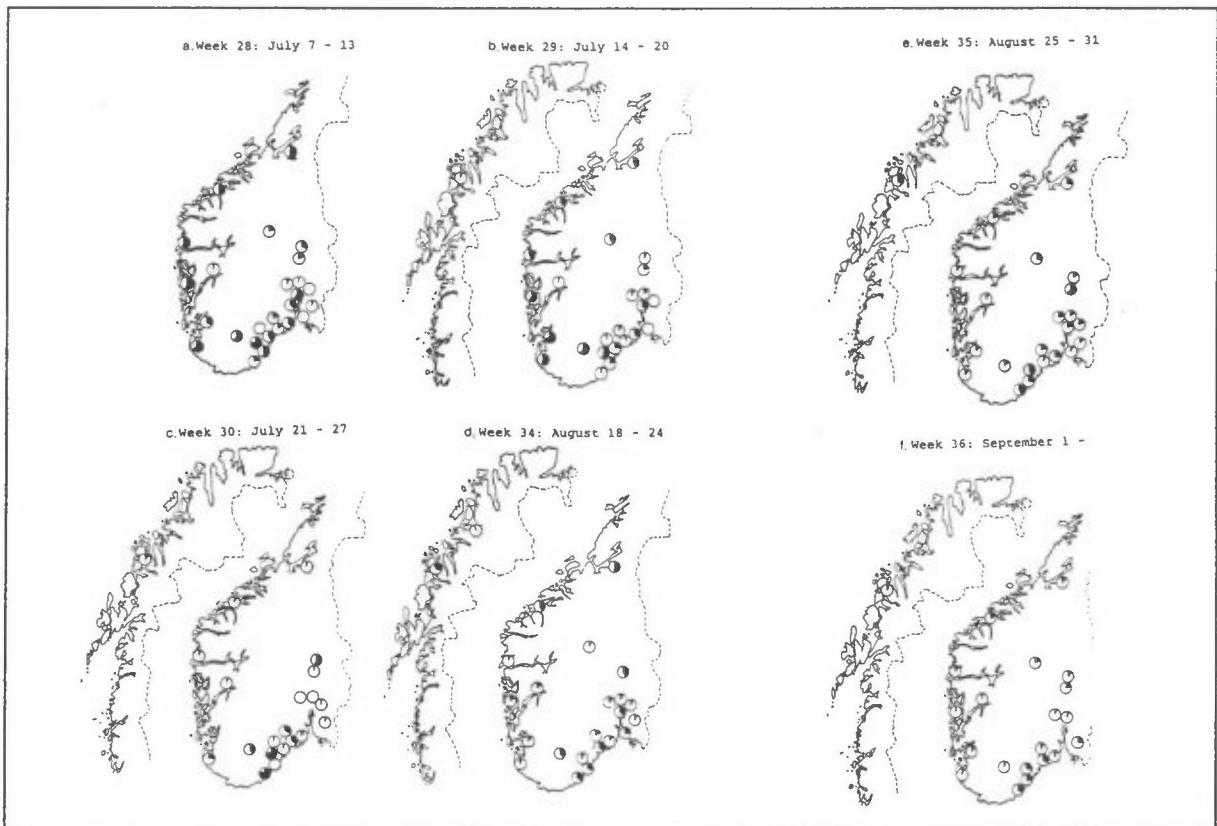
- har åpne spalteåpninger
- gir uniformt klonmateriale
- har lett identifiserbart aldersstadium (4 fronder)
- tørker ikke ut under forsøket

Det finnes varieteter av tobakk (*Nicotiana tabacum* L.) som viser forskjellig følsomhet for ozon. Bel W3 er mest følsom, deretter følger Bel C og Bel B. Ved å hindre krysspollinering produseres frø. Ozonfølsom tobakk Bel W3 får karakteristiske flekker på bladene hvis de eksponeres for 80-100 µg m<sup>-3</sup> ozon, altså lavere konsentrasjon enn det som vil gi synlige skader på andre planter. Vi har sammenlignet disse tobakkssortene.

Vi har også gjort forsøk med unge granplanter (*Picea abies* (L.) Karst.).

### Utplanting av ozonfølsom tobakk

Sommeren 1986 foretok hovedfagsstudent Astrid Myhre et utplantingsforsøk med ozonfølsom tobakk Bel W3 28 steder i Norge. Prøver ble samlet inn hver uke i perioden juli - september og det nordligste utplantingssted var Alta. Forsøket viste at ozonskader ikke bare var lokalisert til befolkningstette industriområder. Skadene oppstod over hele Norge og varierte fra uke til uke (Figur 2).



**Figur 3** Ozonskader på tobakk Bel W3 sommeren 1986. Svarte sektorer angir skadeomfang. Hvite sirkler angir ingen skade.

### Gir ozon fri radikaler ?

Det er kjent at flere typer stress som tørke, frost, luftforurensninger, UV- og radioaktiv stråling fører til radikaldannelse i planten. Et radikal er et stoff med et uparret elektron (odde antall elektroner).

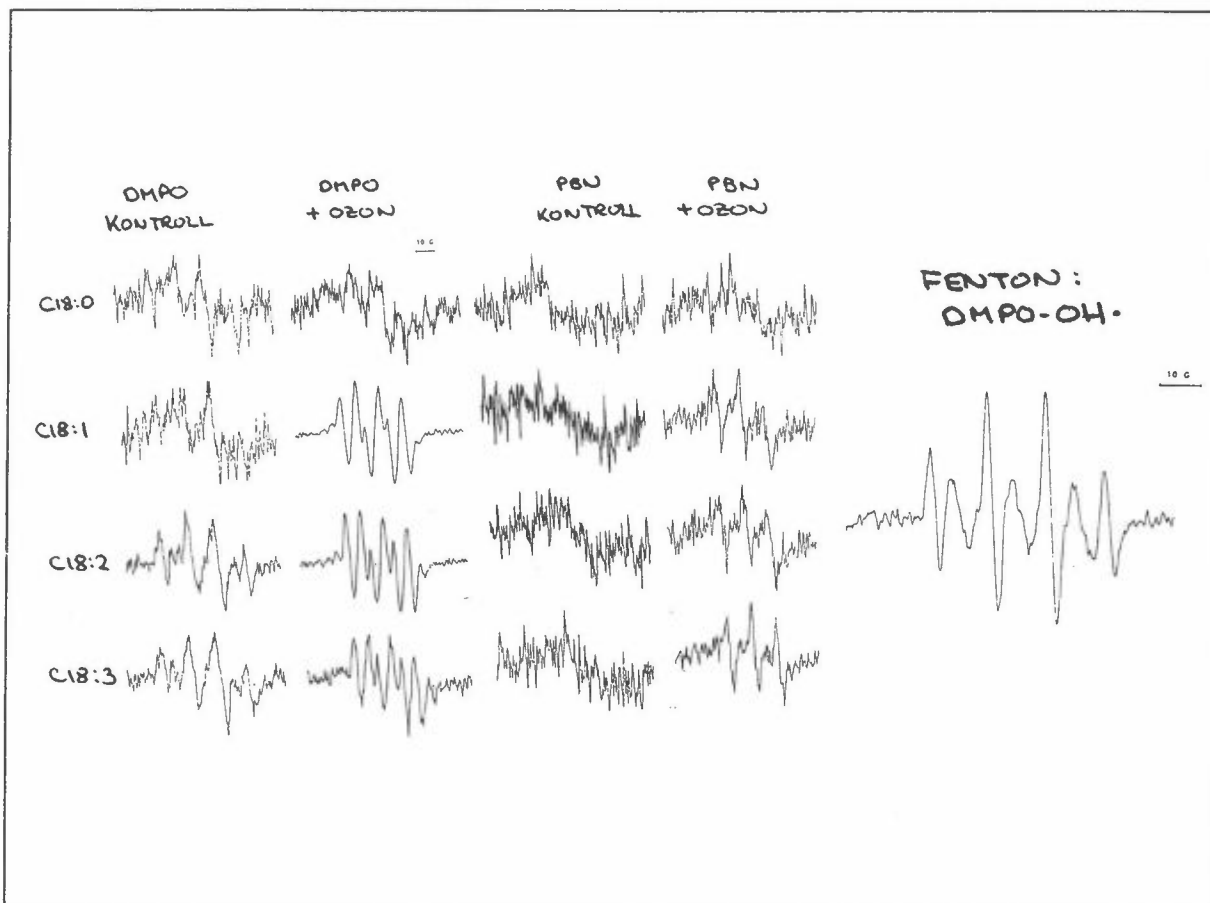
Aldring gir også radikaler, og en hypotese går ut på at **ozon fremskynder aldring**. Direkte eller indirekte skader på plasmamembranen forårsaket av ozon eller ozonprodukter vil påvirke ionetransport og ionebalanse.

Ozon kan reagere med umettede fettsyrer i membranen og som gir opphav til fri radikaler. Disse kan igjen reagere med transportproteiner i membranen og påvirke ionepumper.

Radikalene er meget reaktive og har derved kort levetid. Spin-trapping teknikk går ut på å få det kortlivede radikalet ( $R\cdot$ ) til å reagere med en spin-trap (ST) og på den måten skape en mer langlivet fritt radikal spin-addukt ( $ST\cdot$ ) som kan påvises ved elektronspin resonans spektroskopi (ESR).



Vi ønsker å undersøke om ozon gir skader i planten via fri radikaler. Grimes og medarbeidere fant i 1983 at ozon ga  $OH\cdot$  radikaler målt med DMPO som spin-trap. Vi har ikke klart å reproducere disse forsøkene. Det dannes derimot et uidentifisert radikal i reaksjon mellom ozon og umettede fettsyrer målt med DMPO og PBN som spin-trap.  $OH\cdot$  i en **Fenton reaksjon** påvises lett (Figur 4).



**Figur 4** ESR studier av reaksjon mellom fettsyrer og ozon med spin-trap DMPO og PBN.

### Metabolske stressindikatorer etter ozoneksponering

Ytre synlige skader på planter etter ozoneksponering forekommer sjelden og er vanskelig å identifisere. Mange har derfor lett etter gode ozonspesifikke metabolske stressindikatorer, hvor man kan se endringer før synlig skade oppstår. Det har også vi forsøkt:

### Stressindusert syntese av plantehormonet eten (etylen)

Plantene produserer normalt små mengder eten, men blir de utsatt for stress kan etenproduksjonen øke. Eten lages fra aminosyren 1-amino-cyklopropan-1-karboksylysyre (ACC) i en fri radikal katalysert reaksjon.

Dette skjer også etter ozoneksponering. Intercellulær gass fra planten ble ekstrahert under redusert trykk og mengden eten ble bestemt ved gasskromatografering. Vi fant at etter eksponering av flaggbladet hos havre i forskjellige ozonkonsentrasjoner i 15 timer begynte etenutskillelsen å øke ved ca.  $80 \mu\text{g m}^{-3}$  ozon.

Økt syntese av ACC og malonyl-ACC skjer i gran ved ca.  $300 \mu\text{g m}^{-3}$  ozon i 2 timer.

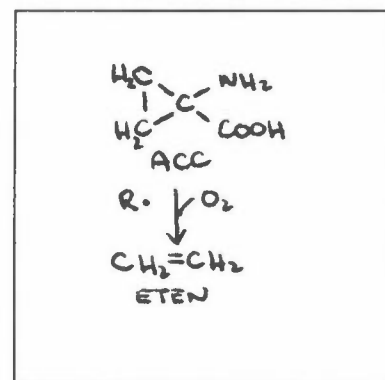
Ulempen med eten som ozonindikator er at den også lages ved andre typer stress. Skades planten mekanisk finner vi **etan** fra fettsyrenedbrytning.

### Askorbinsyre

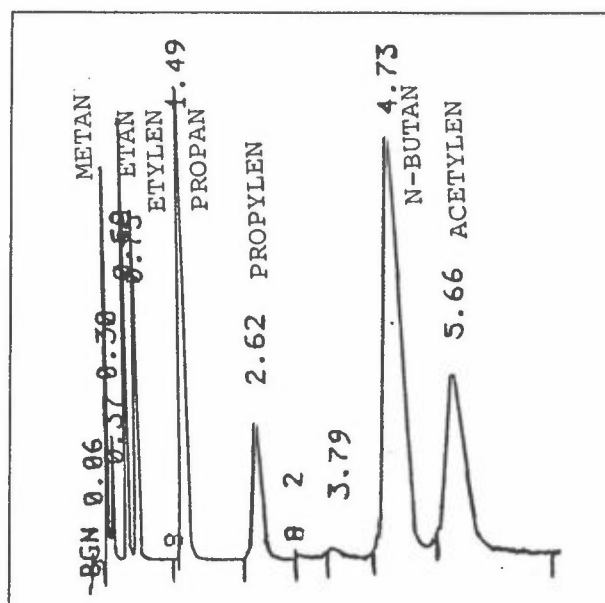
Hvis ozon gir oksidative skader kunne det forventes å finne sammenheng mellom



ozontoleranse og stoffer som fjerner aktive former av oksygen. Slike antioksidanter er askorbinsyre (vitamin C),  $\alpha$ -tocopherol (vitamin E), og tripeptidet glutathion. Vi har gjort undersøkelser av innholdet av askorbinsyre i gran og ozonfølsom tobakk. Askorbinsyremengden er bestemt ved HPLC.



Figur 5 Biosyntese av eten fra ACC.



Figur 6 Gasskromatografering av C2-C4 hydrokarboner.

Vi fant

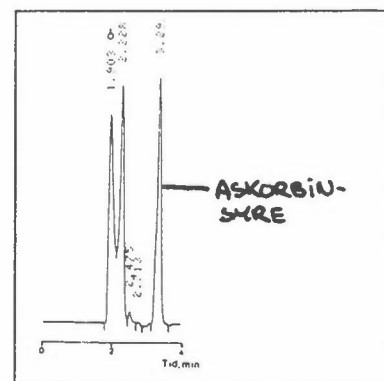
- signifikant høyere innhold av askorbinsyre i ozoneksponerte tobakksplanter. Høyere nivå av askorbinsyre i yngre enn i eldre blad.
- ingen signifikante forskjeller mellom de 3 tobakksvarietetene.
- ingen signifikante forskjeller på barnåler fra gran eksponert for 0-400  $\mu\text{g m}^{-3}$  ozon 8 t per dag i 4 måneder.

### Fotosyntese - aldersavhengig ozonfølsomhet

Vi fant en aldersavhengig nedsettelse av fotosyntesen etter ozon-eksponering av flaggbladet hos havre. På lignende måte kan man observere aldersavhengig mønster på skadene på bladene av ozonfølsom tobakk. De eldste bladene er mer utsatt for ozonskade enn de yngre. Den reduserte fotosyntesen hos havre skjedde uten at man så noen synlig skade på bladene.

## Fotosyntese

Ozonkonsentrasjoner over  $150 \mu\text{g m}^{-3}$  i to timer ga reduksjon i netto fotosyntese hos flaggblad fra havre. Tilsvarende verdi for andmat er  $400 \mu\text{g m}^{-3}$  (1 t ozoneksponering). Fotosyntesen i havreblad kommer tilbake til normalt nivå etter 19 timer etter å ha blitt utsatt for  $300 \mu\text{g m}^{-3}$  i 2 timer. Plantene har en reparasjonsmekanisme etter ozonskader. Dose-respons forsøk med andmat etter opp til 2 timers eksponering for ozon viser at ozonkonsentrasjonen er viktigere enn eksponeringstiden i korttidsforsøk. Ozon gir mindre skade ved lavere temperatur målt som tilvekst hos andmat. Fotosyntesen etter ozoneksponering reduseres mer ved lysmetning enn ved lavere lysfluks. Utsettes andmat for  $300 \mu\text{g m}^{-3}$  ozon i 1 time kan ingen umiddelbare effekt på fotosyntesen observeres. Etter 1 døgn får imidlertid disse plantene økt fotosyntese. Opptaket av ozon ved  $300 \mu\text{g m}^{-3}$  er ca.  $100 \text{ nmol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ .



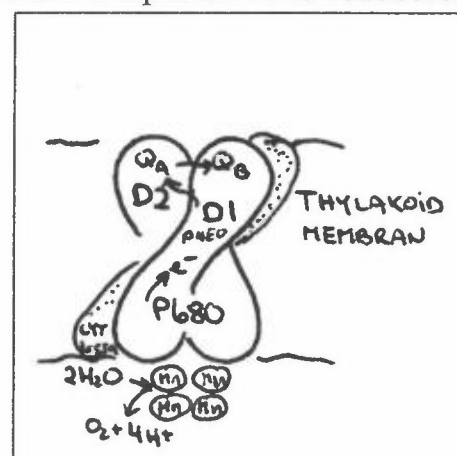
**Figur 7** HPLC av askorbinsyre

## Ozon påvirker ikke elektrontransporten i fotosyntesen

Hvis plantene utsettes for høy lysintensitet (lysfluks) under naturlige vekstbetingelser kan man finne en markert nedgang i fotosyntesekapasitet. Fenomenet kalles **fotoinhibering**. Fotoinhibering mener man skyldes oksygenradikaler og skaden skjer i fotosystem II i fotosyntesen. Man finner økt også følsomhet for fotoinhibering ved tørke og lav temperatur. Fluorescensutbytte og kinetikk fra klorofyllpigmentene i fotosystem II er en meget følsom ikke destruktiv indikator på plantens vitalitet etter ozoneksponering. Det elektrontransporterende  $Q_B$  proteinet i fotosystem II er bl.a. karakterisert av rask oppbygning og degradering. Vi ønsket å teste hypotesen om den reduserte fotosyntesen etter ozoneksponering skyldtes redusert elektrontransport og økt omsetning av D1-proteinet. Proteinundersøkelsene ble gjort med radioaktiv merking av thylakoidproteinene i kloroplasten med  $^{35}\text{S}$ -methionin etter ozoneksponering. Proteinene ble atskilt etter polyakrylamid gelelektroforese og mengden D1 protein ble bestemt etter autoradiografi. Vår konklusjon fra fluorescens- og D1-protein studier er at elektrontransporten ikke reduseres av ozon. Innholdet av D1-protein øker imidlertid etter ozoneksponering.

## Mineralinnhold

Mange forsøk er blitt gjort i et forsøk på å finne sammenheng mellom mineralinnhold og ozonskader. Nåler fra gran som viser symptomer på "forest decline" viser ofte karakteristiske symptomer med lavt innhold av kalsium og magnesium, mens innholdet av fosfor, kalium og nitrogen ikke påvirkes. Vi har gjort forsøk på å studere innholdet av mineraler etter ozoneksponering av gran og andmat. Elementinnholdet er målt med atomabsorpsjon (grafitt og flamme). Med de ozonkonsentrasjonene vi brukte fant vi ingen indikasjoner på endret mineralinnhold.



**Figur 8** Modell av fotosystem II (e. Barber 1987).

## Fotorespirasjon

Fotorespirasjon er økende respirasjon som følge av økt lysintensitet.

Planter som har lav fotorespirasjon **eldes raskere** enn de som har høyere. Fotorespirasjonen skjer i nærvær av lys og oksygen og gir utslipp av karbondioksid fra C3-planter, noe som skyldes oksygenaseaktiviteten til det CO<sub>2</sub> fikserende enzymet i fotosyntesen (rubisco). Oksygen og karbondioksid konkurrerer om bindingen til det aktive sete i dette enzymet. Hvilken funksjon fotorespirasjonen har er ukjent. Det er en tilsynelatende energisløsende prosess hvor opptil 1/4-del av det CO<sub>2</sub> som er bundet i fotosyntesen blir frigitt. Det er mulig at den økte mengden CO<sub>2</sub> som frigis gir en form for beskyttelse mot ekstreme oksidative betingelser og begrenser dannelsen av giftige oksygenderivater. Våre forsøk tyder på at karboksylase- og oksygenaseaktiviteten til **rubisco** reduseres i samme grad etter ozoneksponering.

Skulle dette resonnetet fullføres skulle det bety lavere fotorespirasjon i de eldste bladene hos Bel W3 sammenlignet med Bel B og Bel C. Vi har funnet indikasjoner på lavere fotorespirasjon i de eldste bladene fra Bel W3.

Hos andmat fant vi at fotosyntesen og fotorespirasjonen ble redusert i samme mengde og mer enn mørkerespirasjonen ved samme ozonkonsentrasjon. Fotosyntesen er altså mer følsom for ozon enn mørkerespirasjonen.

## Terpener

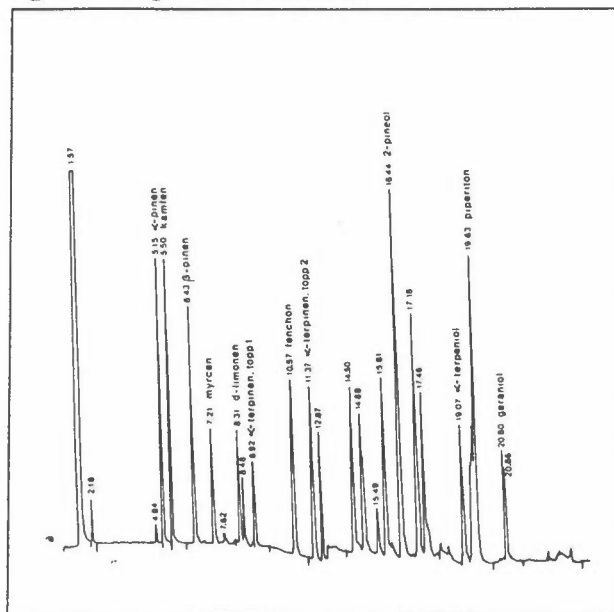
Terpenoider ble isolert fra barnåler av gran og analysert på kapillarkolonne i gasskromatograf. Ozoneksponering ga ingen endringer i terpeninnholdet.

## Aminosyrer

Aminosyrer fra barnåler av gran ble rensert med kation-bytter og isolert som TFAA-derivater. Ozon ga ingen signifikante effekter på konsentrasjonen av aminosyrer.

## Pigmenter i kloroplastene

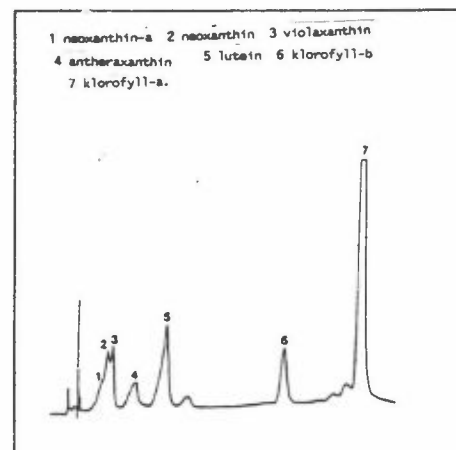
Reaksjonscenterene i fotosyntesen er sammensatt av flere polypeptider som inneholder karotenoider og klorofyll. Planteekstrakter ble rensert på kolonner og pigmentene isolert og kvantifisert ved HPLC. Det ble funnet indikasjoner på endringer i pigmentsammensetningen bare ved meget høye konsentrasjoner med ozon. Karotenoidenes funksjon er bl.a. å beskytte plantene mot singlett oksygen.



Figur 9 Gasskromatografering av terpenener (standard).

## Konklusjoner

Våre forsøk understøtter hypotesen om at ozon reduserer fotosyntesen og derav veksten ved å påvirke mengden eller aktiviteten til det CO<sub>2</sub> fikserende enzymet (rubisco) i plantene. Ozon kan muligens lage radikaler i reaksjon med umettede fettsyrer. Vi har ikke funnet noen velegnete metabolske stressindikatorer etter ozonskade, og tror ytterligere leting vil være lite fruktbart inntil virkningsmekanismen for ozon blir nærmere kartlagt. Ved å undersøke hvordan samspillet mellom fotosyntese og fotorespirasjon påvirkes av ozon forsøker vi å finne hvilken del av rubisco som påvirkes. Kjenner vi til hvordan ozon skader vegetasjonen vil det bli lettere å vurdere hvilke planter som er mest utsatt for ozon.



**Figur 10** HPLC av pigmenter fra gran.

**Takksigelser:** Prosjektet har mottatt støtte fra TVLF 226

401. Arbeidet er i det vesentlige utført av hovedfagsstudenter ved Fytotronen/Avdeling for botanikk. ESR undersøkelsene er gjort i samarbeid med professor Einar Sagstuen, Fysisk institutt, UiO. Resultater og litteratur gjenfinnes nedenfor:

### Hovedfagsoppgaver

**Berger, Hilde Louise**, Cand.scient. 1992. Effekten av ozon på enzymene katalase, peroksidase og glutation reduktase i tobakk (*Nicotiana tabacum* L.)

**Baumann, Camilla**, Cand.scient. 1989. Effekter av ozon på fotosyntese, respirasjon og fotorespirasjon hos *Lemna gibba*.

**Ellingsen, Wenche** Cand.scient. 1988: Stressfysiologiske endringer i gran. Metodeutprøving.

**Forberg, Erik** Cand.scient. 1985. Undersøkelse av virkning av ozon på planter, med hovedvekt på ozonets virkning på fotosyntesen til havre (*Avena sativa*) og andmat (*Lemna gibba*).

**Meberg, Katrine Beate Røed**, Cand.scient. 1991. Virkningen av ozon på innholdet av askorbinsyre (vitamin C) i gran (*Picea abies* (L.) Karst. og tobakk (*Nicotiana tabacum* (L.)).

**Myhre, Astrid**, Cand.scient. 1988. Verknader av ozon på fotosyntese hos havre og metabolittar i havre og gran. Distribution of phytotoxic ozone in Norway summer 1986 assayed by tobacco Bel W3.

**Solås, Asbjørn**, Cand.scient. 1991. Undersøkelse av effekter etter ozoneksponering av planter:

1. Degradering av D1-proteinet og elektrolyttlekkasje i andmat (*Lemna gibba* L.).

2. Underkjølingspunkt i barnåler hos gran (*Picea abies* (L.) Karst.)

**Sundbye, Anne**, Cand.scient. 1990. Effekt av ozoneksponering av *Lemna gibba* L. på syntese av D1-proteinet og på optiske tverrsnitt målt med fluorometrisk metode.

**Sølvernes, Kari Anne**, Cand.scient. 1991. Effekt av ozon i kombinasjon med nedsatt temperatur på den fotosyntetiske lysmetningskurve i *Lemna gibba* L.

**Ueland, Jørgen**, Cand.scient. 1991. Virkning av ozon på planter. 1. Måling av endret elementkonsetrasjon av Mo, Cu, Mn, Mg og Ca med AAS i *Lemna gibba* L. etter eksponering for 100 ppb ozon i 1 time. 2. Reagerer ozon med C=C-bindinger i en radikaldannende prosess? Ozoneksponert eten og fettsyrer (stearin-, olje-, linol- og linolensyre) er målt med ESR.

---

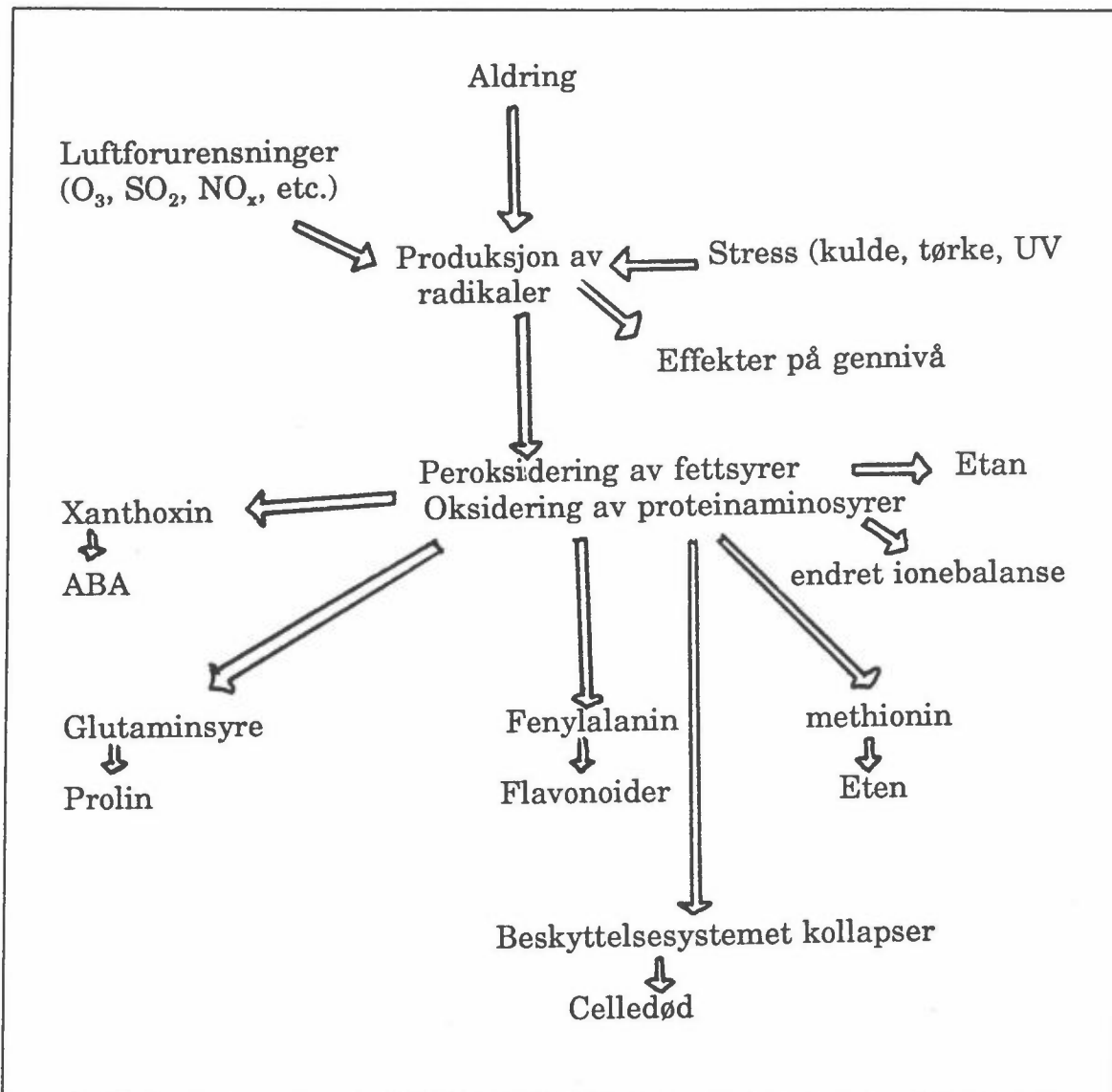
**Forberg, E., Aarnes, H., Nilsen, S. & Semb, A.:** Effect of ozone on net photosynthesis in oat (*Avena sativa*) and duckweed (*Lemna gibba*). Environmental Pollution 47 (1987) 285-291.

**Myhre, A., Forberg, E., Aarnes, H. & Nilsen, S.:** Reduction of net photosynthesis in oats after treatment with low concentrations of ozone. Environmental Pollution 53 (1988) 265-271.

**Myhre, A., Aarnes, H., Forberg, E. & Nilsen, S.:** Distribution of phytotoxic ozone in Norway summer 1986 assayed by damage on tobacco Bel W3. Report. University of Oslo 1988, 35 pages.

Eriksen, A.B., Selldén, G., Aarnes, H. & Baumann, C.: Effects of ozone on photorespiration. In "Biochemical stress indicators" Seminar by The Norwegian Forest Research Institute (NISK) 6. - 7. September 1990, Ås 1990, Ed. C. Baumann (ISBN 82-7169-478-3) pp. 44-50.

Aarnes, H., Baumann, C., Eriksen, A.B., Solås, A., Sundbye, A. & Sølvernes, K.A.: Photosynthesis in ozone-exposed duckweed (*Lemna gibba*). *Physiol. Plant.* 1993 In press.



**Figur 11** Hvis beskyttelsesystemet ikke hankses med produksjonen av stressinduserte fri radikaler settes det igang en kjedereaksjon som kan ende med celledød.

EFFECTS OF OZONE ON GROWTH OF SEVERAL SUBALPINE PLANT SPECIES  
IN NORWAY

Leiv M. Mortensen,  
Agricultural University of Norway, Department of Horticulture,  
Ås, Norway/The Norwegian State Agricultural Research stations,  
Særheim Research Station, Klepp station, Norway.

Mortensen, L.M. 1993. The effect of ozone on growth of several  
subalpine plant species in Norway. Norwegian Journal of  
Agricultural Sciences 7:

The effects of three ozone ( $O_3$ ) regimes (12-27, 40-53 and 86-96  
nmol mol<sup>-1</sup> during 8 h day<sup>-1</sup>) on growth of 19 plant species from  
the Jotunheimen district (61.5°N, 8.5°E, 900-1350 m above sea  
level) were studied. Three subsequent experiments with  
seedlings were carried out in growth chambers supplied with a  
mixture of daylight and supplementary light.

An increase from the low to the intermediate  $O_3$  level  
decreased the dry weight in Phleum commutatum, and increased  
it in Saussurea alpina, Rumex acetosa and Silene vulgaris.  
Raising the  $O_3$  concentration from the lowest to the highest  
level decreased the dry weight of Angelica archangelica (28%),  
Antennaria dioica (58%), Chamaenerion angustifolium (73%),  
Fragaria vesca (32%), Leontodon autumnalis (14%), Oxyria  
digyna (14%), Phleum commutatum (99%), Ranunculus acris (21%),  
Rumex acetosa (17%), Salix glauca (42%), S. lanata (28%), S.  
reticulata (39%) and Solidago virgaurea (17%). No effect on  
dry weights was found on Cirium palustre, Saussurea alpina,  
Salix herbacea, S. phylicifolia and Taraxacum croceum by  $O_3$ .

The leaf:stem fresh weight ratio was decreased by  $O_3$  in  
the three Salix species where this parameter was measured.  
Number of shoots was decreased in three of 12 species, and  
number of leaves in two of seven species by the highest  $O_3$   
concentration. Number of shoots was enhanced by  $O_3$  in two of  
the species and number of leaves in one species.

Shoot length was decreased in four of 17 species by the  
highest  $O_3$  level while it was enhanced by the intermediate

level in four species .

Leaf injury caused by O<sub>3</sub> varied considerably between species but occurred in all species at the highest O<sub>3</sub> concentration. Nine of 19 species showed distinct O<sub>3</sub> injury (yellow stipples) at the intermediate O<sub>3</sub> level, however, this was accompanied by a reduction in dry weight in Phleum commutatum only.

Key words: Alpine plants, growth, ozone.

The effect of ozone (O<sub>3</sub>) pollution on plant growth has recently been reported for several wild species from a wide range of latitudes in Scandinavia (56-79°N) (Mortensen & Nilsen 1992). A large variation in O<sub>3</sub> sensitivity was found between the 24 species studied. The most important result so far with Norwegian wild plant species is that Betula pubescens, a widespread and dominating species in Norway, is sensitive to O<sub>3</sub> (Mortensen & Skre 1990). Relatively few works have so far included wild plant species of relevance for Norwegian climate conditions at realistic O<sub>3</sub> concentrations (Mortensen 1991). Ashmore (1984), however, categorized several native British plant species with respect to O<sub>3</sub> sensitivity by exposing the plants to a short-term, very high O<sub>3</sub> concentration. Large variations in O<sub>3</sub> sensitivity were found between these species. The maximum O<sub>3</sub> concentration in Norway seldom exceeds 100 nmol mol<sup>-1</sup>, however, typical 7-h day mean concentration for the months of May and June is 40-50 nmol mol<sup>-1</sup> (Pedersen & Semb 1990). Such a pollution level is known to cause growth reductions in different plant species (Guderian et al. 1985; Heagle 1989). In order to increase our knowledge about responses of alpine vegetation to O<sub>3</sub> pollution a range of plant species from a mountain region in Norway was studied. This work formed part of the national work on "Critical loads" in Norway.

## OZONFORURENSING OG KLIMA - REAKSJONER HOS FJELLBJØRK

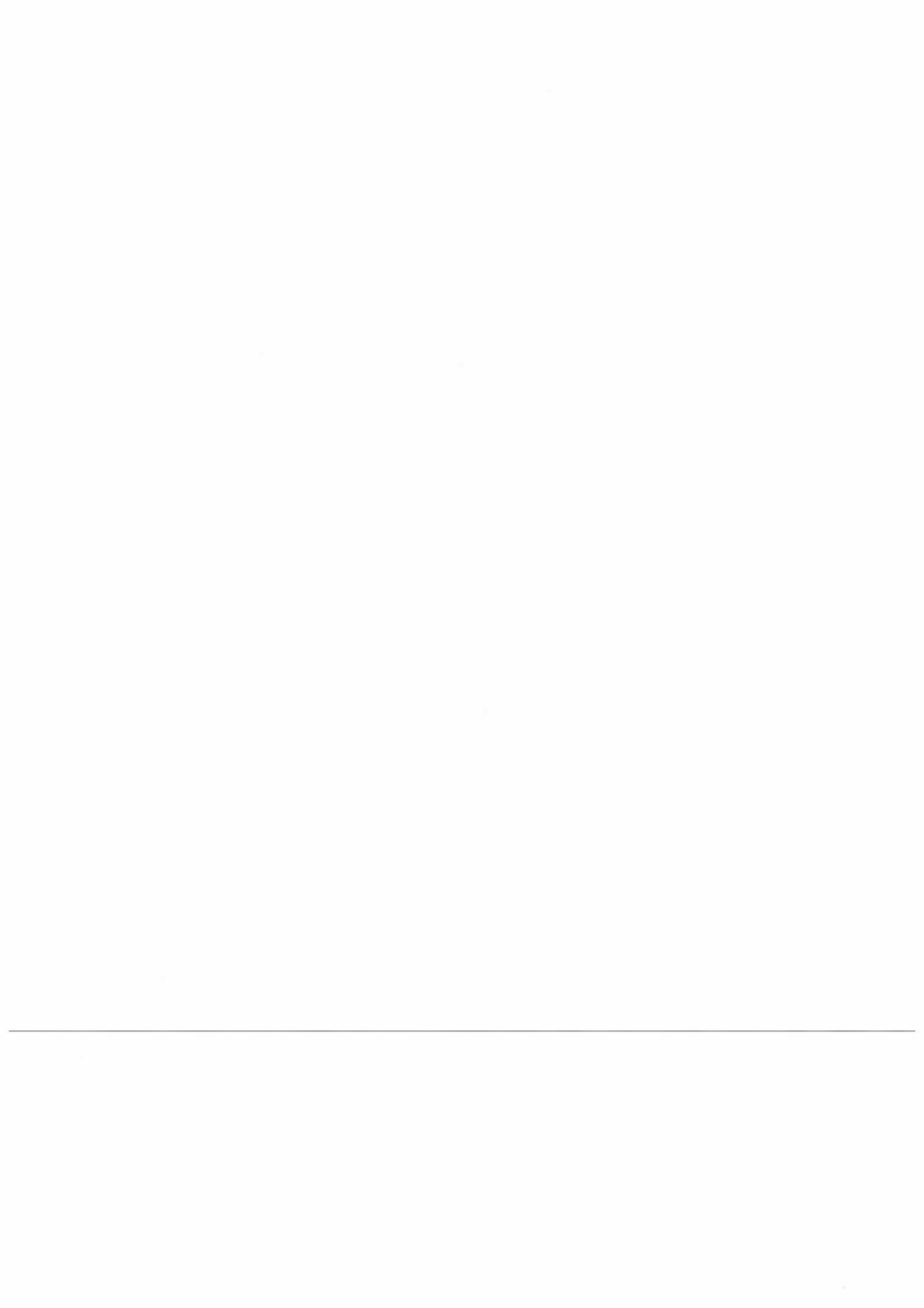
Leiv M. Mortensen, Sørheim forskingsstasjon/Institutt for hagebruk.

Ozonforurensing i naturlig forekommende konsentrasjoner kan forårsake vekstreduksjon hos enkelte plantearter. Klimafaktorer som lys, luftfuktighet og temperatur har vist seg å kunne påvirke effekten av en gitt ozondose. Effekten av  $O_3$  under ulike daglengdeforhold som man har i Norge om sommeren (17-24 timer) er i liten grad blitt studert. Derfor ble effekten av  $O_3$  (10 og 60 ppb) på veksten hos fjellbjørk studert ved 17 og 24 timer daglengde samt ved to lysmengder. Det ble imidlertid ikke funnet noe samspill mellom  $O_3$  og disse klimafaktorene hos bjørk.

En gitt  $O_3$ -dose kan oppnås ved en høy konsentrasjon i få timer per døgn eller ved lav konsentrasjon i mange timer per døgn. Forsøk med seks provenienser av fjellbjørk (fra Hammerfest i nord til Løten i sør) viste at topp-tilveksten var upåvirket av 44 ppb i 24 timer per døgn over 41 dager (døgndose = 1056 ppb-timer). En lignende  $O_3$ -dose gitt ved 75 ppb i 12 timer per døgn (døgndose = 1080 ppb-timer) eller 116 ppb i 6 timer per døgn (døgndose = 966 ppb-timer) ga ca. 20% tørrvektreduksjon. Rottilveksten (tørrvekten) ble redusert allerede ved 41 ppb gitt i 12 timer per døgn (døgndose = 672 ppb-timer). Høydetilveksten ble stimulert ved moderate  $O_3$ -doser, men ble redusert igjen ved høyere doser. Utviklingen av bladskader var null ved 456 ppb-timer (kontroll), og økte med økende  $O_3$ -dose særlig i kombinasjon med høye konsentrasjoner.

Resultatene viser at  $O_3$ -doser som opptrer i norsk natur ( $O_3$ -konsentrasjoner >50 ppb vanlig på forsommeren) kan forårsake vekstreduksjon spesielt hos røttene. Det er også mye som tyder på at strekningsveksten (internodielengden) øker ved moderate  $O_3$ -nivå (normalt forekommende). Siden vektforholdet mellom blad og stilk reduseres i dette tilfellet blir biomasseproduksjonen uendret.





## S- OG N-TILFØRSEL - JORDFORSURING OG TRÆRNES NÆRINGSTILSTAND.

Gunnar Abrahamsen  
Institutt for jord- og vannfag, NLH.

### Problemstillinger.

Prosjektet er basert på de viktigste konklusjonene som ble trukket på grunnlag av forskningen over effekter av den sure nedbøren på skog fra begynnelsen av 1970-årene. Hovedkonklusjonene fra denne forskningen er:

- \* Sur nedbør fører til økt utvasking av basekationer - særlig av Ca og Mg.
- \* På grunn av økt utvasking av basekationer fører sur nedbør til økt surhet i jorda. Dermed øker styrken på bindingen av anioner i jorda. Fosfor er et næringsstoff som kan bli utilgjengelig for plantene.
- \* Sur nedbør fører også til økt tilførsel av  $\text{NH}_4^+$  og  $\text{NO}_3^-$ . Økt N-tilførsel øker sannsynligvis skogens vekst og dermed behovet for andre næringsstoffer.

Dette betyr at næringsubalanse og spesielt mangel på Mg og P, er en mulig langtidseffekt av den syrentilførselen. Ut fra dette har prosjektet følgende målsetninger:

1. Undersøke hvordan økt tilførsel av N påvirker trærnes næringstilstand og vekst.
2. Undersøke i hvilken grad det blir nødvendig å tilføre andre næringsstoffer og spesielt Mg og P.
3. Undersøke N-avsetningenes skjebne.
  - 3 a. Hvordan påvirkes utvasking av  $\text{NO}_3^-$  på kort og lang sikt?
  - 3 b. Hvordan påvirkes utslippet fra jord av drivhusgassene lystgass ( $\text{N}_2\text{O}$ ) og metan ( $\text{CH}_4$ ) av de økte N-avsetningene?
4. Hvordan påvirkes jordas surhet av
  - planters vekst
  - nedbrytning av organisk materiale
  - kunstig sur nedbør

---

### Angrepsmåter.

Undersøkelsene basert på ett eksperimentelt gjødslingsforsøk i skog og ett eksperimentelt lysimeterforsøk. Forsøkene kan kort beskrives slik:

1. Gjødslingsforsøk nær Åmli:

Treslag: Furu

Jord: "Podzol", antakelig en Udipsamment

Gjødselbehandlingene er som følger:

		N0		N1		N2	
		0 kg N/ha*år		30 kg N/ha*år		90 kg N/ha*år	
Mg0	P0	P1	P0	P1	P0	P1	
Mg1	P0	P1	P0	P1	P0	P1	

Antall blokker (gjentak): 3

P0 = 0 kg P/ha\*år P1 = 10.6 kg P/ha\*år

Mg0 = 0 kg Mg/ha\*år Mg1 = 1.5 kg Mg/ha\*år

Gjødselkilder: N: ammoniumnitrat,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$

P: monokalsiumfosfat,  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  (11.9% P)

Mg: magnesiumsulfatpentahydrat,  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (9.86% Mg).

N og Mg tilføres årlige, P tilføres hvert 2. år. Tensjonslysimetre er montert i utvalgte behandlinger

## 2. Lysimeterforsøk på Ås:

Jorda er hentet fra gammelt forsøringsforsøk i Åmli, (forsøk B-2).

Forsøksplanen i lysimeterforsøket er som følger:

N-tilførsel kg*ha <sup>-1</sup> *år <sup>-1</sup>	Surhet i "regn"			
	pH 5.6	pH 4.0	pH 3.5	pH 3.0
0	P U <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>	P	P	P U <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>
30	PU <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>	P	P	P U <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>
90	P U <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>	P	P	P U <sub>p</sub> SU <sub>p</sub>

P: Kar ( $d_i=0.532$  m,  $h=0.6$  m) med planter, 12 behandlinger,  $n = 4$ , totalt 48 kar.

U<sub>p</sub>: Kar ( $d_i=0.315$  m,  $h=0.6$  m) uten planter, 6 behandlinger,  $n = 4$ , totalt 24 kar.

SU<sub>p</sub>: Kar ( $d_i=0.315$  m,  $h=0.6$  m) uten planter med strø, 6 behandlinger,  $n = 4$ , totalt 24 kar.

Mg og P er ikke tatt med som forsøksfaktorer i lysimeterforsøket. Forsøket er primært et monolittlysimeterforsøk, men tensjonslysimetre er montert i de ulike horisontene i en del utvalgte behandlinger.

### Deltagende institutter/personer:

Prosjektet er et samarbeidsprosjekt der Institutt for jordfag, NLH har hovedansvaret, men Institutt for bioteknologifag, NLH og Norsk institutt for skogforskning er viktige samarbeidspartnere.

### Konklusjoner.

Tilførsel av  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , Mg og P i ung furuskog (Åmli) i N-mengder på 0, 30 og 90 kg/ha og år har ført til at:

1. Nålenes innhold av N har økt med økt tilførsel av N (Figur 1).
2. Nålenes innhold av P er lite påvirket av behandlingene.
3. Nålenes innhold av Mg er negativt påvirket av økt N-tilførsel og svakt positivt påvirket av Mg-tilførselen.
4. N-tilførselen har økt skogens vekst betydelig:
 

Det 3. året etter at gjødslingen startet har 90 kg N/ha\*år gitt en volumtilvekst på 200 - 240 % av tilveksten i kontrollleddet (Figur 2).  
For 3 års perioden er gjennomsnittlig tilvekst for samme behandling 170 - 190 % av tilveksten i ugjødslete ruter.
5. P-tilførselen har ikke hatt noen virkning for veksten.
6. Mg tilførselen har hatt en svak positiv virkning på veksten ( $p \leq 0.07$ ).

I forsøkene med ifylte monolittlysimeter vaskes store mengder  $\text{NO}_3^-$  ut av jorda. Utvaskingen øker:

1. Når vegetasjonen mangler (Figur 3).
2. Med økt N tilførsel (Figur 3).
3. Med økt surhet i jorda og i kunstig nedbør

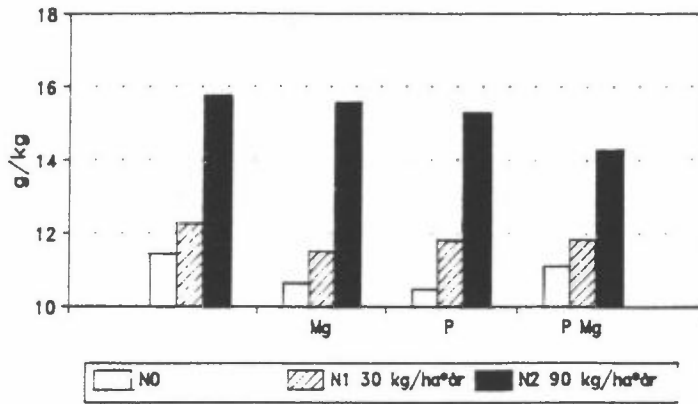
Det er viktig å være klar over at monolittlysimeter gir svært høye utvaskingstall før de har stabilisert seg.

I de samme lysimeterforsøkene har pH i sigevannet sunket med

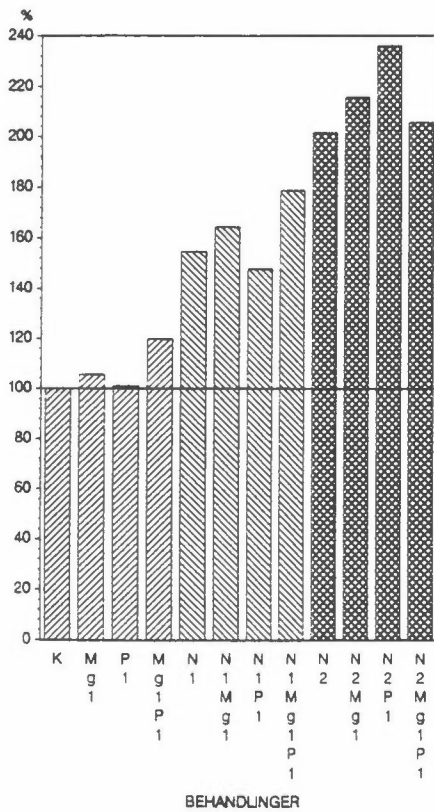
1. økende N tilførsel (fra 0 til 0.5 pH enheter)
2. økende surhet i jorda og i kunstig nedbør  
(fra 0 til 0.3 pH enheter)

I de forsøkene er gasstapene av  $\text{N}_2\text{O}$  små - antakelig av størrelsesorden 0.4 - 2.1 kg  $\text{N}_2\text{O}$ /ha\*år, men de øker med økt N tilførsel.

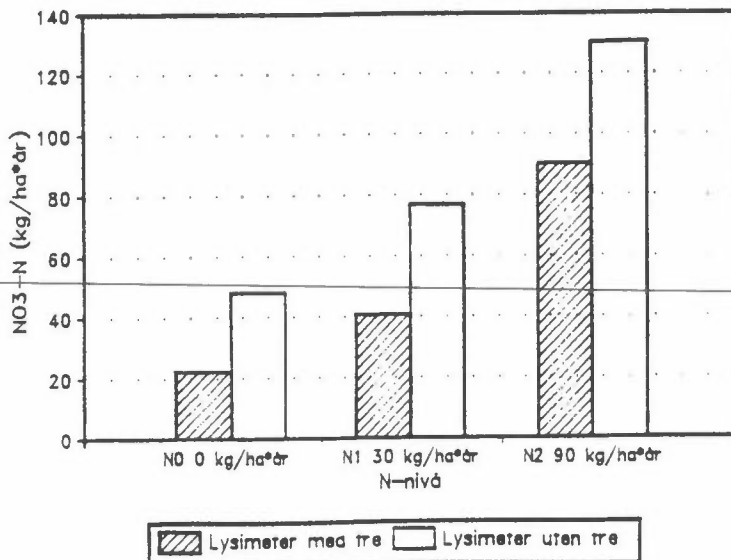
Forsøk av denne typen må drives over mange år før resultatene blir pålitelige.



Figur 1. Innhold av N i årets furunåler fra feltforsøk i Åmli. Søylene til venstre gir N-innhold uten tilførsel av Mg og P.



Figur 2. Relativ volumtilvekst for furu det 3. året etter forsøkets start. Data fra feltforsøket i Åmli 1992.



Figur 3. Nitratutvasking fra lysimeteranlegget på Ås i 1992. I 1992 var trærne ca. 50 cm høye.

Foredrag ved forskermøte/seminar arrangert av TVLF (Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger) og Naturens tålegrenser, 15.-17. februar 1993, Hell.

## Effekt av sur nedbør på skog i Norge

Dan Aamlid & Kåre Venn  
Norsk institutt for skogforskning  
Høgskoleveien 12, 1432 Ås

### Innledning

Overvåkingsprogram for skogskader (OPS) ble etablert i 1984. Det europeiske samarbeidet innenfor skogskadeovervåking var allerede blitt etablert, og særlig i daværende Vest-Tyskland hadde de flere år med skogskadetakseringer bak seg. Takseringene ble basert på vurderinger av trærns utseende, dvs. tap av nåler eller blad, såkalt kroneutglisning. I den internasjonale skogskadeovervåkingen hadde det blitt oppnådd enighet om å bruke kroneutglisning som mål på skogens sunnhet. Den første internasjonale manualen forelå i 1986. Den nåværende manualen er forbedret og datert 1989. I Norge bruker vi begrepet **kronetetthet**, som er den inverse verdien av kroneutglisning.

Manualen foreskriver et omfattende system for skogskadeovervåking, og Norge har gjennom internasjonale avtaler forpliktet seg til å overholde dette systemet. Ved siden av kronetetthet er **kronefarge** den nest viktigste parameter som benyttes.

Kronetetthet og kronefarge er de to mest brukte parametrene for vurdering av skogs sunnhet, og i påvente av noen bedre måte å vurdere skogs sunnhetstillstand på, brukes disse metodene nå over hele Europa.

På grunn av at variablene er basert på visuelle vurderinger, arrangeres det årlige kalibreringskurser, for at registreringene med rimelig grad av sikkerhet skal kunne sammenlignes fra land til land.

### Overvåkingsresultater

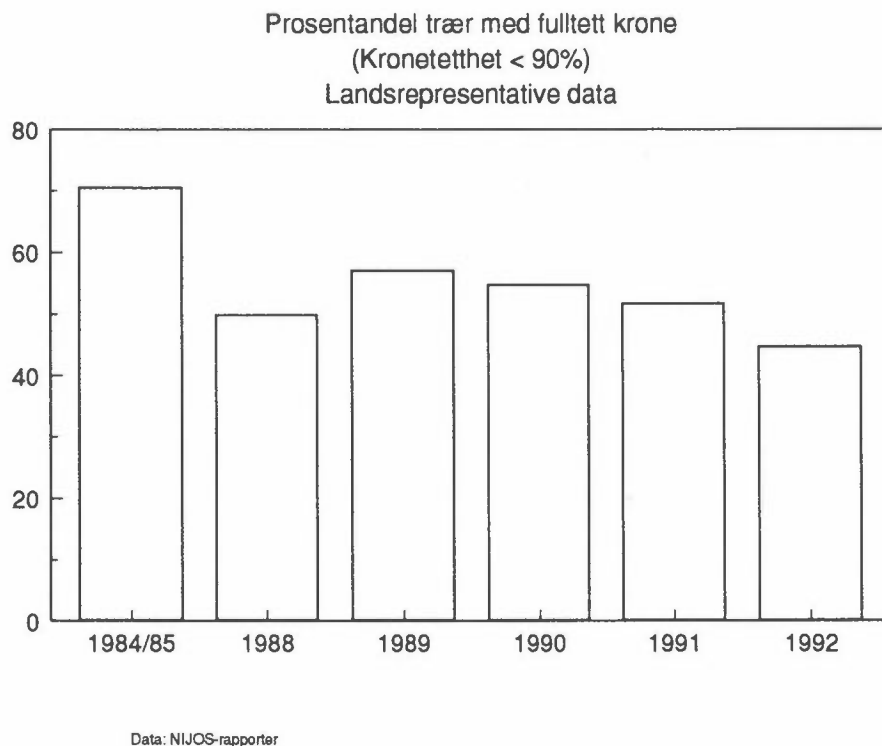
#### Skogens vitalitet

Overvåkingsprogram for skogskader (OPS) har vist at i løpet av perioden fra 1984/85 til 1992 har vitaliteten for den norske barskogen blitt noe redusert (Venn et al. 1993, NIJOS 1993). Dette kan illustreres ved de landsrepresentative undersøkelsene, som har blitt foretatt på ca 7000 trær. Andelen av trær med fulltete kroner (kronetetthet over 90%) har avtatt fra ca 70% i 1984/85 til ca 45% i 1992 (Fig.1). Disse resultatene er verifisert i to andre flatenett for datainnsamling hvert år: Fylkesvise lokale flater, ca 47000 trær (Solberg 1992), og faste forskningsflater, ca 2000 trær (Nellemann 1992). Det er derfor grunn til å tro at dette datamaterialet gir et riktig bilde av utviklingen. Hva som er det korrekte nivået i kronetetthet er mer usikkert, men endringene fra år til år mener vi er relativt bra bestemt.

Det er grunn til uro dersom denne utviklingen fortsetter, uansett årsak. Resultater fra flere undersøkelser har vist at det er en sammenheng mellom kronetetthet og tilvekst. I Norge ble dette først vist av Horntvedt & Tveite (1986) på materiale fra Landskogstakseringen i 1984/85, og seinere har Nellemann (1992) vist det for data innsamlet fra de faste intensive forskningsflatene.

Det er særlig de fra før dårligste trærne som har blitt dårligere. Dette er påvist for trær med kronetetthet på under 85% (OPS 1991).

Kronetettheten varierer mye over landet, men et visst mønster kan anes. Det har vist seg at flater med spesielt lav kronetetthet (nedre kvartil av datamaterialet) ligger tettere i en sone som strekker seg fra ytre deler av Aust-Agder og litt inn i nedre Telemark, enn i øvrige deler



Figur 1. Gjennomsnittlig kronetetthet i Norge 1984/85 - 1992

av Sør-Øst-Norge (Nellemann & Frogner in prep.). Analysen er imidlertid beheftet med noe usikkerhet. Men resultatene kan ikke forkastes av den grunn, men bør tas med ved en total vurdering av skogens sunnhetstillstand.

Når det gjelder trærnes kronefarge har datainnsamlinger fra fylkesvise lokale flater, som teller ialt over 47 000 trær på subjektivt valgte flater, vist at trærne har blitt mer gule i løpet av de siste tre år (Solberg 1992). Gulfargingen har tidligere vært sterk særlig i det sør-østlige Norge, og det er her denne gulfargingen er blitt forsterket. Flatene ligger i skogproduktive bestand av gran og furu, hvorav gran dominerer i materialet.

Det har også blitt innrapportert mange tilfeller av gul skog fra skogbestand som ikke inngår i de etablerte overvåkingsflater, via den såkalte brannkorpsvirksomheten som NISK forestår. Disse rapportene har kommet fra skog i et område langs kysten fra Agder til Hedmark (Solberg et al. 1992). Også på de faste intensivt overvåkede forskningsflatene har trærne i gjennomsnitt blitt mer gule (Nellemann 1992).

De registreringene som OPS har gjort i løpet av de siste årene, medførte at skogbruksmyndighetene tok skritt til at det ble initiert et intensivt prosjekt omkring temaet gul skog. Prosjektet ble delt i tre underprosjekter: 1)Fargeanalyse 2)Næringsopptak i vekstkammerforsøk, og 3)Undersøke utbredelse av gul skog. Det sistnevnte underprosjektet skal undersøke forholdet mellom gulfarging og næringsinnhold i nåler og jord på de sør-østnorske fylkesvise lokale flatene i Hkl. V. En foreløpig datagjennomgang viste at av de oppsøkte 112 flatene ble det funnet ett eller flere gule trær på over 70 flater.

Gulfarging av bar kan ha flere årsaker (Solberg et al. 1992), men en eller annen form for næringsmangel kan ofte finnes. Med bakgrunn i de hypoteser som gjennom mange år har blitt fremsatt om at en utvasking av jordsmonnet på grunn av tilførsel av sur nedbør, tar vi disse misfargingene alvorlig. Også påvirkning av ozon, eller ozon i kombinasjon med annet stress kan tenkes som medvirkende eller utløsende årsaker. Som en del av bl.a.

skogovervåkingsprogrammet, blir ozon kontinuerlig målt på mange av NILUs stasjoner (Horntvedt et al. 1992). Det har vist seg at der årlig forekommer en rekke episoder der ozoninnholdet er over de antatte tålegrenser for skader på vegeatsjon (SFT 1992).

De siste års spesielt milde vintre, og dermed kanskje forlenget vekstsesonger, kan tenkes å være medvirkende, eller forsterkende til den observerte gulfargingen ved at forrådet av næringsstoffer i jorda brukes opp før det ved forvitring frigjøres nye næringsstoffer fra humus og mineraljord. Også andre plantefysiologiske responser på spesielle klimaforhold kan tenkes å medføre misfarginger.

### **Skogøkosystemets tilstand**

En undersøkelse av skogsjorden i det sørligste Norge viste at den gjennomgåend var surest lengst sør i landet (Frogner 1991a,b). Årsakene til dette ble antatt å være forhold knyttet både til geologi, økosystemets egen syreproduksjon og tilførsel av sur nedbør. Gjentatt prøvetaking (5 års mellomrom) på de intensivt overvåkede forskningsflatene viste at det generelt var liten endring, kanskje noe større i sør, i surere retning, men usikkerhet knyttet til prøvetaking og metoder vanskeliggjorde tolkningen (Jensen 1993).

Selv om det ikke har blitt påvist endringer i skogsjordas surhet og næringsinnhold, har undersøkelser vist at skogsjorda i Sørlandsområdet har lav toleranse (Frogner 1991a,b) (jord-pH, utbyttable mengder kalsium, magnesium og aluminium). Se forøvrig Frogner (i denne rapporten) om tålegrenser i skogsjord.

På de intensivt overvåkede forskningsflatene har det blitt vist at nedbøren i skogbestand tildels kan være svært sur (pH ned mot 3). Innholdet av plantenæringsstoffer i bestandsnedbøren økte dess surere nedbøren var (Aamlid 1992). Dette kan være en indikasjon på at den sure nedbøren virker utvaskende på næringsinnholdet i barnålene, som seinere kan få mangelsymptomer som f.eks. en eller annen form for gulfarging. Dette beviser ikke årsakene til den gulfargingen som har blitt sett i de sørligste delene av landet, men man kan heller ikke se bort fra at det er en sammenheng.

På de intensivt overvåkede forskningsflatene har de kjemiske forhold i jordvannet blitt overvåket. På aller fleste av stedene er de jordvannskjemiske forholdene tilfredstillende, men det kan likevel skimtes et regionalt mønster ved at de flatene som er mest belastet med sur nedbør, har en lavere syrenøytraliserende evne, lavere pH og høyere aluminiumskonsentrasjoner (Frogner 1993). Ingen av flatene har et Ca/Al-forhold under 1, som er den antatte terskelverdien for skader. Denne verdien er imidlertid omdiskutert.

Analyser av nåler på de faste intensive flatene tyder ikke på næringsmangel, verken i dag eller i løpet av kort tid (Aamlid et al. 1992; Aamlid in prep.). Nitrogeninnholdet i nålene er også moderat, og derfor er det lite tenkelig at vi nærmer oss en tilstand der økosystemet mottar mer nitrogen enn det kan forbruke. Imidlertid har de mest N-belastede flatene et overskudd av N i bestandsnedbøren, dette til forskjell fra de mindre belastede flatene, der N-innholdet i bestandsnedbøren alltid har vært lavere enn i frittfallende nedbør (Aamlid 1992).

### **Konklusjon**

Overvåkingsprogram for skogskader utgir årlige rapporter som vurderer skogens sunnhetstilstand (se f.eks. Venn et al. 1993). Det er kompliserte biologiske samspill som må vurderes når årsakene til skogskadene som er funnet skal forklares. At det har blitt rapportert om mye skrantende skog (glisssen og gul) fra de mest sur-nedbør belastede områdene i Norge er vanskelig å komme utenom. Det er derfor grunn til å ta resultatene på alvor, uansett om årsakene kan settes i sammenheng med den sure nedbøren eller er betinget av andre naturgitte forhold.



## Litteratur

- Frogner, T. 1991a. Jordforsuringsstatus 1990. Norsk institutt for skogforskning, Ås. 25 s. + vedlegg.
- Frogner, T. 1991b. Skogsjordas næringsinnhold i kystnære strøk i Sør-Norge. Overvåkingsprogram for skogskader, NISK, Ås-NLH 20s.
- Frogner, T. 1993. Jordvann i skog. Kjemisk sammensetning av jordvann på intensivt overvåkede forskningsflater. Status og tidsutvikling. Rapp.Skogforsk. 3/93:1-18.
- Hornthvedt, R. & Tveite, B. 1986. Overvåking av skogskader. Norsk institutt for skogforskning. Årbok 1985. S. 38-44.
- Hornthvedt, R., Aamlid, D., Rørå, A. & Joranger, E. 1992. Monitoring programme for forest damage. An overview of the Norwegian programme. Norwegian Journal of Agricultural Sciences 6:1-17.
- Jensen, A. 1993. Jordstatus på intensivt overvåkede forskningsflater. Endringer etter 5 år. Rapp. Skogforsk. 1/93:1-23.
- Nellemann, C. 1992. Vitalitetsregistreringer på faste intensive overvåkingsflater 1986-91. Rapp. Skogforsk. 20/92:1-13.
- NIJOS (Norsk institutt for jord- og skogkartlegging) 1993. Rapport 1992. Program "Overvåking av skogens sunnhetstilstand". 42s.
- OPS (Overvåkingsprogram for skogskader). 1991. Overvåkingsprogram for skogskader - Årsrapport 1990. Norsk institutt for skogforskning, Ås, Norway. 47s.
- SFT (Statens forurensningstilsyn) 1992. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991. Rapport 506/92. 360s.
- Solberg, S. 1992. Fylkesvise lokale overvåkingsflater. Vitalitetsregistreringer 1992. Rapp.Skogforsk. 24/92:1-21.
- Solberg, S., Solheim, H., Venn, K. & Aamlid, D. 1992. Skogskader i Norge 1991. Rapp.Skogforsk. 21/92:1-31.
- Venn, K., Aamlid, D., Sletnes, A.I. & Joranger, E. 1993. Skogskadesituasjonen i Norge. Rapp.Skogforsk. In. prep.
- Aamlid, D. 1992. Forurensninger i skog. Analyser av nedbør på intensivt overvåkede forskningsflater i 1991. Rapp. Skogforsk. 25/92:1-26.
- Aamlid, D., Venn, K. & Frogner, T. 1992. Sammenheng mellom næringsstoffer i nåler og jord på de faste intensive skogovervåkingsflatene i Norge. Rapp.Skogforsk. 11/92:1-10.
-

## Tålegrenser for skogsjord

Tore Frogner (NISK), Richard F. Wright (NIVA),  
Jacqueline M. Esser (NIJOS), Arnt-Olav Håøya (NISK),  
Grete Rudi (NIVA) og B. Jack Cosby

### INNLEDNING

Begrepet tålegrenser må sees i sammenheng med at en ønsker å kvantifisere økosystemets toleranse overfor en belastning av forsurende komponenter som ikke medfører langvarige skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon. Tålegrenser er definert som **den høyeste belastning av forsurende komponenter som ikke vil gi skadelige effekter på økosystemets struktur og funksjon**. Denne definisjonen kan anvendes på forskjellige reseptorer: *jord, grunnvann og overflatevann*.

Beregningen av tålegrensen for jord skjer i overensstemmelse med den Europeiske UN-ECE manualen og vil være et viktig grunnlag for forhandlinger som skal lede til en ny protokoll for utslippsbegrensninger for svovel og nitrogen i Europa. Kartlegging av tålegrensen for svovel omfatter ialt 29 nasjoner.

Tålegrensen for skogsjord vil være lik mengden sur nedbør vi kan tilføre ved oppnådd likevekt (likn. 1).

(1) **TÅLEGRENSE** = FORVITRING - UTVASKING AV ALKALITET

Overskridelser av tålegrensen (likning 2) er differansen mellom tilført syre, både antropogene og naturlige syredannende prosesser, og beregnet tålegrense ved likning 1.

(2) **OVERSKRIDELSE** = + TOTAL TILFØRSEL AV SVOVEL  
+ TOTAL TILFØRSEL AV NITROGEN  
- IKKE MARIN TILFØRSEL AV BASEKATIONER  
- NITROGENOPPTAK I TRÆRNE  
- BASEKATIONOPPTAK I TRÆRNE  
- **TÅLEGRENSE**

Det en må være klar over er at en grenseoverskridelse ikke betyr at skogen er død, men påviser at systemet er i næringsmessig ubalanse.

### Modeller

I arbeidet med å bestemme tålegrenser for jord ser vi både på de naturlige og antropogent syredannende og syrekonsumerende prosesser som på lang sikt vil gi endringer i jordas bufferkapasitet. Den tid det tar for å endre jordas bufferkapasitet

på grunn av sure tilførsler kan dreie seg om tiår eller hundreår.

Vi har i vårt arbeide med å kartlegge tålegrensen for svovel for skogsjord basert oss på to modeller. Den dynamiske modellen, MAGIC, er en typisk nedslagsfeltmodell og benytter gjennomsnittsparemetere på nedbørfeltnivå. Modellen fokuserer på samspillet mellom jordkjemi, vannkjemi og nedbørkjemi. Den statiske modellen, PROFILE, er basert på prinsippet om massebalanse. Modellen beregner forvitringen og tålegrensen for et jordprofil med flere sjikt. Nøkkelparemetere er tekstur og mineralogi. I beregning av tålegrensen er jordybden satt lik 50 cm (=rotsonen).

Ved anvendelse av MAGIC-modellen ble det kjørt en optimaliseringsprosedyre for å bestemme den opprinnelige metningen og forvitringen av de fire basekationene i 1848. Modellen ble så kjørt for 140-års perioden fram til 1988 slik at den passet best mulig med dagens målte verdier for jordkjemi og jordvann. Tålegrensen ble så beregnet under forutsetning av at belastningen brått ble endret til et nytt nivå av nedfall inntil kriteriet for jord i relasjon til skog, Ca/Al=1 ble nådd.

Ved anvendelse av PROFILE-modellen er beregning av tålegrensen basert på at prosesser som konsumerer og prosesser som produserer syrer i rotsonen (dybde = 50 cm) skal være i likevekt. Modellen inkluderer bare prosesser som er aktiv over en lengre tidsperiode (10-100 år). Tålegrensen er derfor en funksjon av tilførsel av basekationer med nedbøren, kjemisk forvitringshastighet og netto næringsopptak i trær.

## Database

Arbeidet med å beregne tålegrenser for skog i Norge er et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for skogforskning (NISK), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS). Første fase av prosjektet har vært å samle inn tilgjengelige data som må til for beregninger av tålegrenser.

Viktige jordparemetere som inngår er utbyttbare kationer, pH og tekstur. I tillegg er det foretatt totalkjemi og mineralogi på alle de intensivt overvåkte flatene og 60 flater i 9x9 nettet. Ialt 90 flater. Totalkjemi er foretatt på 82 av flatene i 9x9 km nettet. For hver flate ble prøveprofilet beskrevet og klassifisert etter det kanadiske systemet.

Produksjonsevne er beregnet ut fra målt bonitet og alder på hver flate. Ut fra produksjonsevne er det beregnet et netto næringsopptak i trærne på hvert rutepunkt.

NILU og NIVA har i et rutenett på henholdsvis 50x50 km og 12x12 km beregnet gjennomsnittsverdier for atmosfæriske tilførsler og avrenning. Ut fra disse databasene er det for hver 9x9 km rute beregnet en gjennomsnittlig atmosfærisk tilførsel og avrenning.

## Resultater

Kartlegging av tålegrenser for skogsjord i Norge ved MAGIC og PROFILE viser at tålegrensen for skogsjord er lav sammenlignet med andre Europeiske land. Vårt kjølige klima og det relativt korte tidsrommet for jordsmonnutviklingen (ca. 10000 til 12000 år) medfører at det meste av jordsmonnet er umodent, med en grov tekstur og lite utviklet. Videre er det meste av jordsmonnet dominert av silikatmineraler med lave kjemiske forvittringshastigheter.

Skogsjordas bufferegenskaper vil i områder med tykt jordsmonn være helt avhengig av hvordan modellen avgrenser økosystemet. Fordi MAGIC er basert utfra et samspill mellom vannkjemi og jordkjemi og tar hensyn til forvitring i dypere jordlag (dybde >50 cm) vil MAGIC i områder med tykt jordsmonn beregne en større forvitring enn PROFILE, som beregner kun forvitringen for rotsonen (50cm). Forvitring vil ifølge MAGIC representere en gjennomsnittlig verdi for 12x12 km ruten, mens forvitring beregnet ved PROFILE representerer ett punkt innen ruten. Fordi tålegrensen er en sterk funksjon av forvitringen vil PROFILE gir en lavere tålegrense en MAGIC i de sørøstlige deler av Norge. I områder med tynt jordsmonn, som f.eks. de sørligste deler av Sør-Norge, vil tålegrensen beregnet med MAGIC eller PROFILE gi små forskjeller.

Overskridelsene er størst i kystnære områder av Sør-Norge og lavest i innlandet. Ved dagens tilførsel av svovel er tålegrensen overskredet for store deler av Sør-Norge. Selv om tålegrensene varierer i de ulike modellene vil differansen mellom tilførsel av svovel og de beregnede tålegrenser være størst i det sørligste Norge.

## DISKUSJON

Den største usikkerheten i bestemmelsen av tålegrensen ligger i beskrivelsen av hvilke mekanismer som kontrollerer løsligheten av aluminium i jordvannet. I modellen er løsligheten av aluminium beregnet på grunnlag av en likevekt med gibbsitt. Gibbsitt forekommer ikke i norsk skogsjord.

De tålegrenser som er beregnet ved MAGIC gjelder svovel og det er forutsatt at belastning og igjenholdese av nitrogen-forbindelser ikke endres. PROFILE-modellen beregner tålegrensen og overskridelser ved total tilførsel av svovel og nitrogen. Norsk skogsjord er idag undermettet på nitrogen og utvasking av nitrat er av liten betydning. I PROFILE vil nitrogen som ikke blir tatt opp av vegetasjonen lekke ut som nitrat og ha en like forsurende rolle som sulfat på jord og vann. Tanken bak å likestille overskuddet av nitrogen med sulfat er at utvasking av nitrat vil spille en vesentlig rolle om 100-200 år. Økt lekkasje av nitrat betyr at tålegrensen for svovel må reduseres: både jord og vann tåler mindre svovel hvis nitrat lekker ut. Antall flater hvor tålegrensen er overskredet er helt avhengig av hvilken rolle nitrogen har i fremtiden.

## KONKLUSJON

Bruk av statiske og dynamiske modeller basert på prinsippet om masse-balanse er svært nyttig tilnærming for å bestemme tålegrenser for nitrogen og svovel.

Modeller er et viktig "verktøy" til å gi prognoser på den langvarige effekten av sur nedbør, men arbeidet med tålegrenser har også vist at vi fortsatt mangler kunnskap om essensielle prosesser som:

- Løsligheten av aluminium i skogsjord
  - Ca/Al forholdet i jordvann og effekter på røtter
  - Nitrogen akkumulasjon i skogsjord.
-

NATURENS TÅLEGRENSER  
SEMINAR RICA HELL HOTELL, STJØRDAL 15.-17. FEBRUAR 1993

**En sammenligning av relativ forsuringfølsomhet og  
tålegrenser beregnet ved bruk av modeller i jord**

Carl Einar Amundsen, Kjemisk Institutt, AVH, UNIT

**Hensikten med prosjektet** var å 1) vise hvordan den relative følsomheten for forsuring kan bestemmes ved ekstraksjoner av jordprøver i vann og svovelsyre pH 3 og pH 4 2) sammenligne regionale forskjeller i relativ forsuringfølsomhet med tålegrenser beregnet ved PROFILE og MAGIC modellene i 8 fylker i Sør-Norge.

**Eksperimentelt**

722 jordprøver fra 8 fylker i Sør-Norge, samlet inn av NIJOS sommeren og høsten 1988, ble brukt i dette prosjektet. Prøvene var tatt fra 5 ulike sjikt; råhumus (O+LFH), humus ( $A_h$ ), bleikjord ( $A_e$ ), utfellingssjikt (B) og undergrunn (C).

Kjemiske analyser av jordprøvene omfattet bl.a. bestemmelse av utbyttbare basekationer ( $Ca+Mg+K+Na$ , forkortet SEB) og utbyttbar aciditet i 1M  $NH_4NO_3$  og bestemmelse av pH og innholdet av bl.a. Ca, Mg, K, Na, Al, Fe og Mn i oppslemminger av vann og fortynnet svovelsyre (pH 3 og pH 4). Mengden tilsatt syre (i %) som ikke hadde reagert med jorda ( $Fa_3$ ), tilsatt syres evne til å mobilisere basekationer (forkortet  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$ ) og tilsatt syres evne til å mobilisere aluminium (forkortet  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ ) ble beregnet ved å bruke pH og kationinnholdet i vann- og syreekstraktene.  $Fa_3$ ,  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$  ble brukt som følsomhetskriterier for å bestemme den relative forsuringfølsomheten.

---

## Resultater

Resultatene viser at mobiliteten/utvaskingen av basekationer og aluminium i alle sjikt kan relateres til mengden utbyttbare basekationer i jorda. Utvaskingen av basekationer er størst i de prøvene hvor SEB er størst (positiv korrelasjon mellom  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og SEB), men de mest følsomme prøvene med hensyn på utvasking av basekationer ble vist å være de med et middels til moderat høyt innhold av SEB og høy  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$ . Dette er fordi en videre senkning av SEB i jorda vil medføre økte Al konsentrasjoner i jordvæska. Ved middels/lave konsentrasjoner av SEB i jorda skjer en økning av mobiliteten av Al og mobiliteten er størst ved lave verdier av SEB i jorda. Fa3 viser bare svake sammenhenger med SEB og det ble antatt at andre reaksjoner enn ionebytte- og forvitningsreaksjoner påvirker pH endringen ved syretilsats.  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$  ble antatt å være mer nyttige enn Fa3 når effekter av sur nedbør i jorda skal vurderes med den anvendte metodikken.

Kartframstilling av SEB, Fa3 og av utvaskingen av basekationer og aluminium ved syretilsetning (hhv.  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ ) viser at det er store regionale forskjeller for disse parametrene i det undersøkte området (Figur 1). Fa3 er høy (liten buffereffekt) i de sørligste delene av Vest-Agder og Østfold, de nordlige delene av Aust-Agder og i deler av Telemark og Buskerud. Mobiliteten av basekationer ved syretilsetning ( $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$ ) er størst i områder med høy SEB dvs. i første rekke Vestfold og Akershus, men også i deler av Buskerud og Telemark. De mest følsomme områdene m.h.p. utvasking av basekationer ble funnet å være de sørligste delene av Aust-Agder, og Telemark og de nordligste delene av Akershus. Mobiliteten av aluminium ved syretilsetning ( $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ ) viser det omvendte mønsteret av  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  dvs. mobiliteten av aluminium er høy der SEB er lav. Dette gjelder i første rekke Agderfylkene og Telemark, men også den nordvestlige delen av Østfold viser høy mobilitet av aluminium ved syrepåvirkning. Utvaskingen av basekationer og aluminium (hhv.  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ ) for profilene og forholdene  $H/(Ca+Mg)$  og  $(Ca+Mg)/Al$  i vannoppslemmingen i O+LFH- og B-sjiktet viser regionale mønstre som faller sammen med det regionale innholdet av  $H^+$ , labilt aluminium og sulfat i overflatevann i det undersøkte området (1000-sjøers undersøkelsen).

Den regionale sammenligningen mellom relativ forsurningsfølsomhet og tålegrenser beregnet ved PROFILE og MAGIC modellene, viser at det er en klar regional

---

sammenheng mellom tålegrensene beregnet ved bruk av MAGIC modellen og relativ forsurningsfølsomhet definert ved parametrene  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ . De laveste tålegrensene er beregnet for Agder-fylkene og Telemark dvs. områder hvor Al-buftring dominerer og som har relativt høye konsentrasjoner av Al i jordvæska både i LFH og B sjiktet.

## Konklusjoner

- parametrene  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$  som beskriver hhv. utvaskingen av basekationer og aluminium ved syretilsetning, synes å være mer nyttige i vurderingen av skadelige effekter av sur nedbør enn  $Fa_3$ , som uttrykker hvor mye av tilsatt syre som ikke har reagert med jorda (buffereffekt).

- den regionale variasjonen i parametrene  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$  indikerer hvilke buftringssystemer som dominerer i jordprofilene i ulike regioner. Den relative følsomheten for skadelige effekter av aluminium i jordvæska er størst i Agder-fylkene og i deler av Telemark, Buskerud og Østfold. Områder i Aust-Agder, Telemark og de nordlige delene av Akershus har et middels innhold av utbyttbare basekationer og viser en relativt høy utvasking av basekationer ved syretilsetning. Disse områdene er dermed følsomme for en videre utvasking av basekationer fordi Al konsentrasjonen i jordvæska vil øke raskt ved videre forsuring (senkning av SEB).

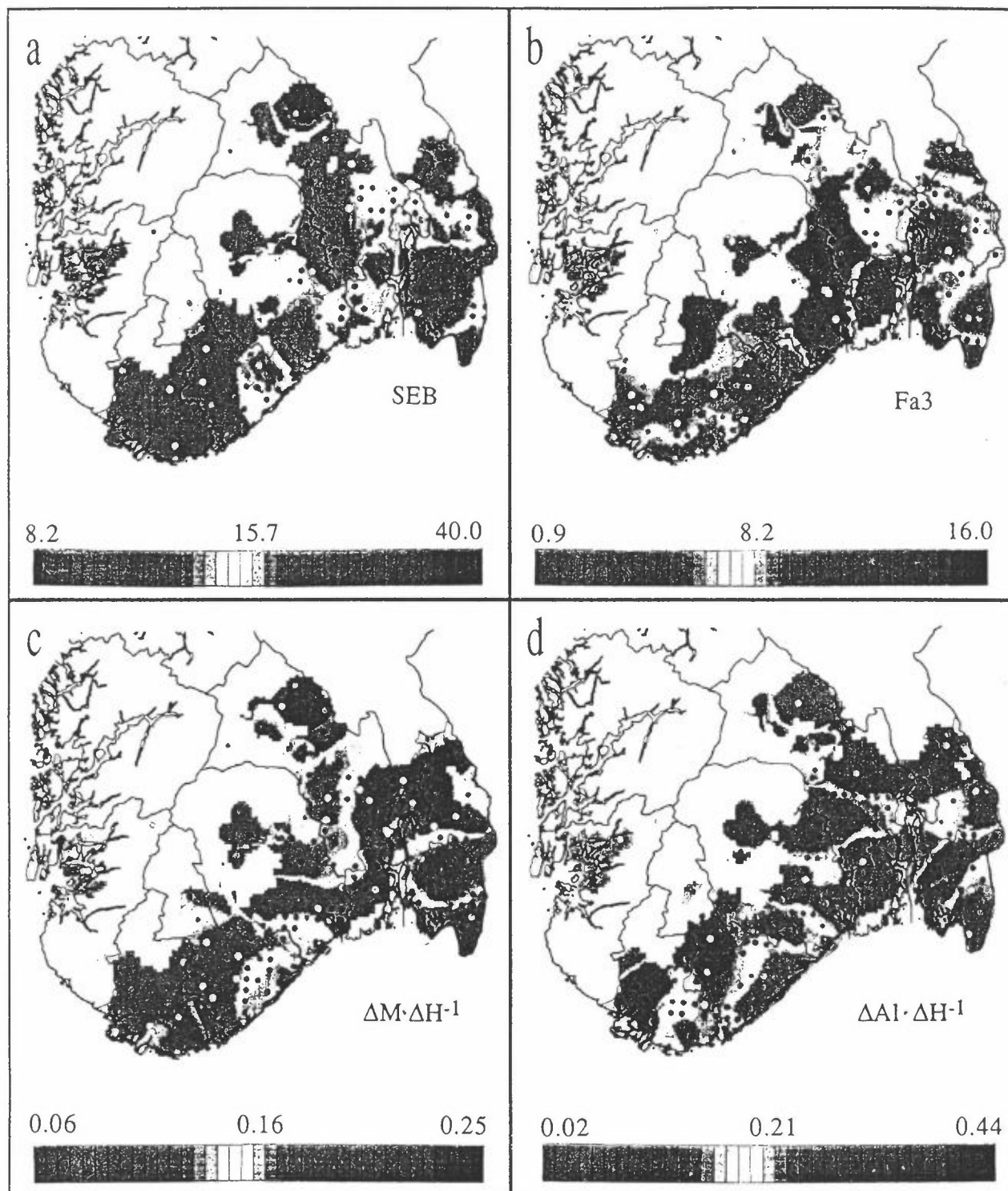
-tålegrenser beregnet ved MAGIC og relativ forsuringfølsomhet bestemt ved å bruke  $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$  (mobilisering av basekationer) og  $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$  (mobilisering av Al) som følsomhetskriterier, viser god regional overenstemmelse i det undersøkte området. Ingen klare overenstemmelser finnes ved sammenligninger med tålegrenser beregnet ved PROFILE.

## Referanse

C.E.Amundsen 1992. En sammenligning av relativ forsuringfølsomhet og tålegrenser beregnet ved bruk av modeller, i jord. NGU-rapport 92.294. Norges geologiske undersøkelse, P.b.3006-Lade, 7002 Trondheim, 48s.

---





**Figur 1:** Løpende median kart som viser regional fordeling av **a)** summen av utbyttbare basekationer i de prøvetatte profilene (SEB,  $m^{-3}$ ) (logaritmisk verdiskala) **b)** mengde tilsatt pH 3 svovelsyre som ikke har reagert med jorda (Fa3 (%),  $m^{-3}$ ) **c)** mobiliteten av basekationer ved syretilsetning ( $\Delta M \cdot \Delta H^{-1}$ ,  $m^{-3}$ ) i profilene og **d)** mobiliteten av aluminium ved syretilsetning ( $\Delta Al \cdot \Delta H^{-1}$ ,  $m^{-3}$ ) i profilene (**b-d** lineær verdiskala). (Kartet er opprinnelig i farger (Amundsen, 1992)).

## EFFEKTER AV LANGTRANSPORTERTE LUFTFORURENSNINGER PÅ VEGETASJONEN I BOREAL BARSKOG: VEGETASJONSENDRINGER 1988-92

Rune H. Økland, Botanisk hage og museum, Trondheimsvn. 23B, 0562 Oslo.

### *Innledning, materiale og metoder*

Prosjektet "Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjonen i boreal barskog", finansiert av TVLF, har pågått siden 1988. Prosjektets hovedformål er å finne ut om artssammensetningen i barskogsvegetasjonen endrer seg som følge av tilførte lufttransporterte forurensninger. For å gi svar på dette, er detaljerte undersøkelser utført i Solhomfjell-området i Gjerstad, Aust-Agder.

I 1988 ble utført en detaljert vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av referanseområdet. I denne undersøkelsen inngår 200 **mesoruter** á 1 m<sup>2</sup>, plassert langs 8 transekter på en slik måte at så mye som mulig, subjektivt vurdert, av variasjonen i vegetasjon i boreal barskog i området, skulle fanges opp. Hver mesorute ble delt i 16 småruter, og i hver smårute ble registrert forekomst/fravær av alle arter karplanter, moser og makrolav. Som mål på artsmengde ble benyttet smårutefrekvens (antall småruter en art er notert i). Til hver rute ble registrert 33 miljøvariable (jordkjemiske, tresjiktvariable, topografiske variable etc.). En ordinasjonsanalyse av materialet med sikte på å identifisere de viktigste vegetasjonsgradientene i området, og de økologiske kompleksgradientene som er årsak til denne variasjonen, er under publisering (R. Økland & Eilertsen, in prep.). I det arbeidet vises at de to viktigste gradientene (i vegetasjon og økologiske faktorer) er: (1) En kompleks, todelt topografigradient; (a) søkk-konkav lisode-slett lisode (gir opphav til en rik-fattig gradient i granskog), (b) konveks lisode-kolletopp (gir gradient i furuskog, korrelert med jorddybde etc. og trolig betinget av tørkeutsatthet). (2) En fin-skala fuktighetsgradient, både i gran- og i furuskog.

Fullstendig reanalyse av alle 200 ruter og økologiske parametre, vil bli foretatt sommeren 1993. Imidlertid er vegetasjonen i et systematisk utvalg på 50 ruter analysert hvert år 1988-92, for å se på korttidstrender i vegetasjonsendringer. Disse 50 rutene kan fordeles på deldatasett som følger:

#### A **Granskog**; 32 ruter

AR **Rikere granskog** (lågurt- og småbregnetyper); 17 ruter

AF **Fattig granskog** (fattig blåbærtype); 15 ruter

#### B **Furuskog**; 18 ruter

Følgende strategier kan brukes for analyse av vegetasjonsendringer over tid:

(1) Test av enkeltarters tilbakegang/framgang. (2) Passiv ordinasjon; endring av ruteposisjoner relativt til ruteposisjoner ved første gangs analyse. [Ikke gjort i denne omgang: (3) Betinget ("Constrained") ordinasjon. (4) Samtidig ordinasjon av alle gjentak. (5) Statistisk analyse av parallelle endringer i vegetasjon og miljøvariable, bl.a. ved ordinasjon. Krever gjentak også av miljøvariablene].

---

Test av enkeltarters tilbakegang/framgang. Deldatasett A og B er behandlet separat. Alle arter som fantes i minst 5 ruter i et deldatasett er tatt i betraktning. For hver art ble smårutefrekvens ved to ulike tidspunkter sammenliknet. Hypotesen

$H_0$ : Det er ingen endring i mengde av art i mellom tidspunktene  $t_1$  og  $t_2$

ble testet mot det tosidige alternativet med en ikke-parametrisk Wilcoxon test for parobservasjoner. Testen ble utført for alle 10 par av tidspunkter; 88-89, 89-90, 90-91, 91-92, 88-90, 89-91, 90-92, 88-91, 89-92, og 88-92.

Passiv ordinasjon tok som utgangspunkt ordinasjonsdiagrammet gitt ved DCA ("detrended correspondence analysis") av 200 mesoruter, analysert i 1988 (R. Økland & Eilertsen, in prep.). På grunnlag av artenes scorer (tyngdepunkter langs ordinasjonsaksene), regnes rutescorer for ruter reanalysert ved tidspunkt  $t_1$  ut som det veiete middel av artsscorer, gitt artsmengder ved  $t_1$  som vektor. Tidstrender er testet ved sammenlikning, ordinasjonsakse for ordinasjonsakse, av rutescorer ved to ulike tidspunkter. Hypotesen

$H_0$ : Det er ingen forflytning av ruter langs ordinasjonsaksen mellom tidspunktene  $t_1$  og  $t_2$

ble testet mot det tosidige alternativet med en ikke-parametrisk Wilcoxon par-test. Testen ble utført for alle 10 par av tidspunkter; 88-89, 89-90, 90-91, 91-92, 88-90, 89-91, 90-92, 88-91, 89-92, og 88-92. Den ble utført for deldatasett T (alle 50 ruter), A, og B for akser 1 og 2; og for AR og AF for akse 1. I tillegg ble det utført passiv ordinasjon av karplanter (deldatasett C) og kryptogamer (deldatasett D); relativt til separate ordinasjoner av deldatasettene C og D. Dette for å se om eventuelle trender i vegetasjonsendring var de samme for ulike plantegrupper.

### Resultater og diskusjon

#### Enkeltarters framgang og tilbakegang

60 arter i granskog og 27 arter i furuskog var tilstrekkelig frekvente til å bli testet med hensyn til framgang og tilbakegang for enkeltarter. Resultatene er oppsummert i Tab. 1.

Tab. 1. Framgang/tilbakegang av enkeltarter.

Status	Granskog (antall arter)	Furuskog (antall arter)
Klar framgang ( $P \leq 0.031$ )	11	0
Svak framgang	9	1
Klar tilbakegang ( $P \leq 0.031$ )	1	2
Svak tilbakegang	8	3
Ustabile	11	2
Uten klare trender	20	19
Sum	60	27

De 20 artene som har framgang i granskogen er alle moser (12 bladmoser, 8 levermoser). De 9 artene som viser tilbakegang er alle karplanter. Resultatene viser klart at det er en vesentlig grad av dynamikk i enkeltarters populasjoner i granskog, men at denne dynamikken er mye mindre i furuskogen. Enkeltarters trender er ofte vanskelige å tolke, men kan i en del tilfeller forstås bl.a. ut fra kunnskap om artenes biologi, klimatoleranse, analysetidspunkt, etc.

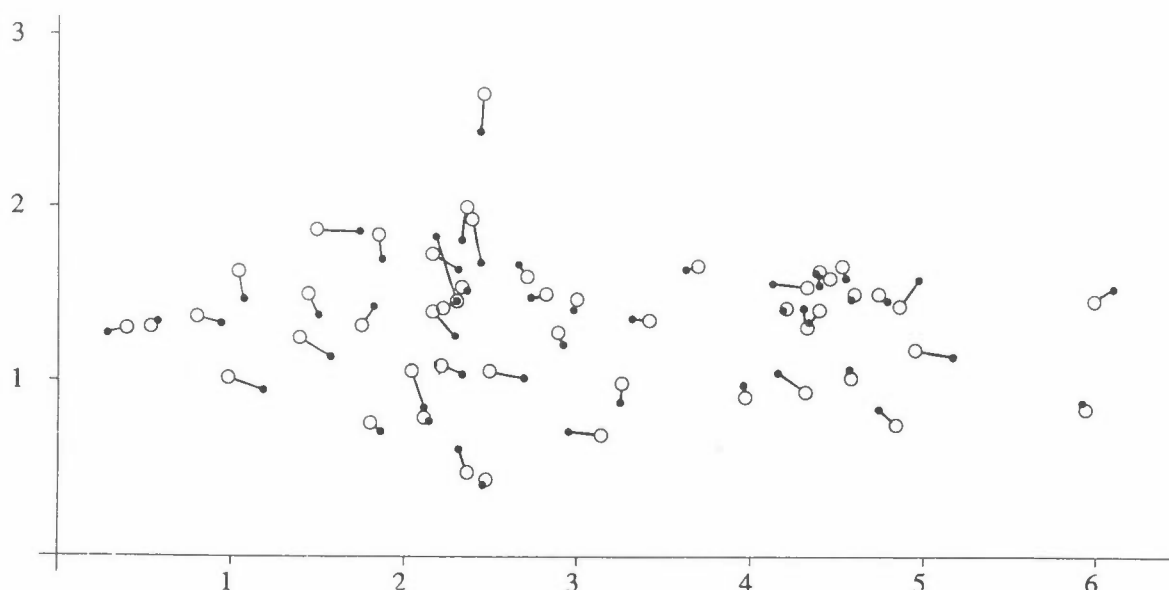


Fig. 1. Passiv ordinasjon av 50 ruter analysert i 1992 (små prikker) i forhold til plassering av de samme rutene i DCA-ordinasjon av 200 mesoruter i 1988 (store sirkler). En strek forbinder samme rute, analysert ved to tidspunkter.

Tab. 1. Passiv ordinasjon, oppsummering av tester for endring av ruteplassing. Datasett: DCA akse nr. fulgt av deldatasett. n - antall ruter. Signifikanssannsynligheter: 0 - ikke signifikant ( $P > 0.1$ ), (+), (-) -  $0.0316 < P \leq 0.1$ , +, - -  $0.01 < P \leq 0.0316$ , ++, -- -  $0.00316 < P \leq 0.01$ , ++, -- -  $0.001 < P \leq 0.00316$ , +++(+) , --(-) -  $0.000316 < P \leq 0.001$ , +++ , --- -  $P < 0.000316$ .  $P_4$  - signifikanssannsynlighet for test av 4-års trend; i parentes antall ruter med forskyvning mot venstre, resp. mot høyre i ordinasjonsdiagrammet.

Datasett	n	1 år		2 år		3 år		4 år		Kommentarer		
		-89	-90	-91	-92	-90	-91	-92	-91		-92	
1 A	32	0	(+)	0	0	0	+(+)	0	+	+	(+)	$P_4=0.053$ (12-20)
1 B	18	0	0	(-)	0	0	0	0	0	0	0	
1 T	50	0	(+)	0	0	0	(+)	0	0	0	0	
1 AR	17	0	+(+)	0	0	+(+)	+	(+)	+++	(+)	++	$P_4=0.0015$ (1-16)
1 AF	15	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	
1 ARC	17	0	(+)	0	(+)	(+)	+	0	0	++	(+)	$P_4=0.019$ (3-13)
1 ARD	17	0	0	(+)	0	(+)	(+)	(+)	+	(+)	+(+)	$P_4=0.0033$ (3-14)
2 A	32	0	0	0	0	(-)	0	0	-	0	(-)	$P_4=0.007$ (24-8)
2 B	18	+	0	0	0	0	0	0	(+)	0	0	
2 T	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	(-)	$P_4=0.085$ (32-18)

Fig. 1 viser at rutene forflyttet seg lite i løpet av 4 år, til tross for at relativt mange arter hadde hatt signifikant endring av smårutefrekvens. Forflytningene var størst for granskogsrutene, relativt ubetydelige for furuskogsrutene. Tab. 1 viser resultatene av de statistiske testene. Det var en klart signifikant forskyvning av rutene i deldatasett AR (rikere granskog) mot høyre (mot en artssammensetning som tilsier fattigere forhold). 16 av 17 ruter i deldatasettet viste denne trenden! Trenden var sterkt signifikant både for karplanter og for kryptogamer, til tross for at de to gruppene viser motsatt utvikling i mengde over tid! Endringen var gradvis; alle par av tidspunkter med 2 eller flere år imellom, viste signifikant endring! En slik relativt jevn endring har funnet sted både i karplante- og i kryptogamvegetasjonen. Trenden i granskog (delsett A) skyldes trenden i den rikere del av granskogen, ettersom det ikke var noen trend i den fattige granskogen. Det var ingen trend langs akse 1 i furuskogen.

Langs akse 2 var det en signifikant endring i granskogen, i retning av en vegetasjon som indikerer mer fuktighetspreget vegetasjon. Også denne endringen har vært gradvis.

### *Konklusjon*

Barskogsvegetasjonen i Gjerstad, i særdeleshet granskogsvegetasjonen, har vist seg å være mer dynamisk enn man tradisjonelt har antatt. Endringene i enkeltartenes mengder er vanskelig tolkbare. Ved bruk av passiv ordinasjon har det vært mulig å påvise at det har skjedd små, men statistisk signifikante endringer i vegetasjonen i rikere granskog i tidsperioden 1988-92; i retning av en artssammensetning som indikerer fattigere voksestedforhold. I granskogen har også innslaget av fuktighetselskende arter økt. Reanalyse av miljøvariable er nødvendig for å finne ut (i) om det pågår parallelle endringer i jordkjemiske parametre, (ii) om det har skjedd en endring i trebestanden (lystilgang til undervegetasjonen etc.), eller (iii) om vegetasjonsendringene kan være en tidsforskjøvet respons på tidligere endringer i miljøforholdene. En slik reanalyse vil bli utført i 1993.

---

## Naturens Tålegrenser report 1992

Project leader: Ann Marie Odasz  
Plant Ecology Department  
Institute of Biology and Geology  
University of Tromsø  
9037 Tromsø

---

Directoratet for Naturforvaltning Project title and summary (in Norwegian):

**Nitrat reduktase som indikator på forurensning nitrogen (moser)**

"Prosjektet er en videreføring av DN prosjekt startet i 1990. Det omfatter målinger av nitrat reduktase, fotosyntese og vevsnitrogen i moser som er utsatt for sur nedbør og beskyttet fra sur nedbør (RAIN prosjektet, Risdalsheia, Agder) samt undersøkelser i lite påvirkete områder i Troms. Analyser utføres på *Racomitrium lanuginosum*. I prosjektet inngår også analyser på *Racomitrium lanuginosum* dyrket i fytotron med ulik nitrogen gjødsling, kuldetoleranse analyser, og klorofyll fluorescence induksjon kenetisk analyser."

---

## SUMMARY

Induction response of nitrate reductase, total-N, photosynthesis, stress-fluorescence, and cold tolerance were measured in *Racomitrium lanuginosum* from a "polluted" site in southern, and a "pristine" site in northern Norway. Annually the RAIN - experimental site in Southern Norway receives 6 times more nitrate deposition than our northern study area in Troms County, Straumhelle. *In situ* moss mats at the "pristine" site and moss mats, collected from both sites and maintained in controlled conditions in the Phytotron, received simulated nitrate deposition, 0 mM, 1 mM, 10 mM, and 20 mM NaNO<sub>3</sub> before analysis.

Nitrate reductase (NR) induction response decreased with increased nitrate deposition. Reduction capacity from photosynthesis was not found to be limiting to NR activity (NRA). Chronic loading and tissue-nitrogen content (1.5% of dry weight) correlated with total decline of NRA; the *Racomitrium lanuginosum* is saturated with nitrogen, nitrate is not assimilated, and revival of assimilation has not occurred even after 35 deposition events with "clean" river water. *Racomitrium lanuginosum* from Troms, receiving repetitive low nitrate treatments (1mM NaNO<sub>3</sub>) showed a decline in NRA and slight ability to resume high induction after revival with "clean" river water.

The results signify that moderate nitrate deposition increases growth processes as photosynthesis whereas chronic loading and acute deposition events damage tissues and is detrimental for physiological processes; chlorophyll induction kinetics and cold tolerance. Once saturated, the moss loses capacity for additional NO<sub>3</sub><sup>-</sup> assimilation, thereby increasing leaching of N to other components of the ecosystem.

---

Odasz, A.M., Øiesvold, S. & Vange, V. 1993. Nitrate nutrition in *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brid., a bioindicator of nitrogen deposition in Norway. Naturens Tålegrenser Rapport.

key words: atmospheric nitrogen deposition, acid rain, nitrate reductase activity, bryophyte eco-physiology, *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.)Brid.

## Fattig hei i Norge; utbredelse og tålegrenser for nitrogen

Eli Fremstad  
Norsk institutt for naturforskning  
Tungasletta 2  
7005 Trondheim

I internasjonale fora som har lagt de naturfaglige premissene for forhandlinger om reduksjon av utslipp av nitrogenforbindelser (Nilsson 1986, Nilsson & Grennfelt 1988, Grennfelt & Thörnelöf 1992), er heivegetasjon blitt definert som "følsomt mottakersystem" (Bull 1992: sensitive receptor ecosystem). Bakgrunnen for fokusering på hei synes å være problemene som er forbundet med å opprettholde røsslynghei som naturtype i Nederland.

I dag er heiarealet i Nederland ca 5 % av hva landet hadde ved århundreskiftet. Nedgangen skyldes i stor grad endret arealbruk. Alt heiareal befinner seg i dag innen verneområder og blir opprettholdt ved intensiv skjøtsel. Skjøtselen vanskeliggjøres av at heiene endrer seg i meget raskt takt, til tross for skjøtselen. Endringene består i at de dominerende artene røsslyng (Calluna vulgaris) (i tørr og fuktig hei) og klokkelyng (Erica tetralix) (i fukthei) blir utkonkurrert av to grasarter: smyle (Deschampsia flexuosa) (mest i tørrhei) og blåtopp (Molinia caerulea) (i tørr og fuktig hei). En røsslynghei kan omdannes til blåtopphei på mindre enn fem år.

Skjøtselen av heiene tar særlig sikte på å stadig fjerne biomasse, og dermed utmagre jordsmonnet, for å opprettholde - eller gjenopprette - balansen mellom lyngarter og grasarter. Årsakene til heiendringene synes i stor grad å være klarlagt gjennom nederlandske og tyske forskeres arbeid (jf. sammendrag av resultater hos Fremstad 1992 og Steubing 1992). De høye nitrogenbelastningene gjennom en lang årrekke er den viktigste faktoren for å forklare dynamikken i de nordvesteuropeiske heiene. Røsslyngskuddene har stor overflate og bladene fanger opp mye ammonium fra luften; denne evnen er større hos røsslyng enn hos smyle og blåtopp. Samtidig har røsslyng mindre evne enn begge grasartene til å utnytte denne nitrogenkilden til økt produksjon (vekst).

### Utbredelsen av heivegetasjon i Norge

Røsslyngdominerte heier har vi også i Norge, foruten betydelige arealer med andre heityper. Fra Naturens tålegrenser (via Direktoratet for naturforvaltning) fikk NINA ved årsskiftet 1990/91 en forespørsel om å utarbeide et kart som viste utbredelsen av hei og ombrotrof myr (nedbørmyr) i Norge. Ombrotrof myr er pekt ut som særlig følsom for økt nitrogenbelastning.

Vi mangler et vegetasjonskart over Norge som viser utbredelsen av ombrotrof myr og hei. Vi har i dag heller ikke tilstrekkelige data for å lage et kart over ombrotrof myr, og ikke et tilfredsstillende utgangspunkt for å lage et heikart.



Norsk heivegetasjon kan - grovt forenklet - deles i to prinsipielt forskjellige grupper: kystlynghei og fjellhei. Disse heitypene har NINA forsøkt å gi et kartbilde av. Metoder for kartkonstruksjon er gjort rede for av Fremstad & Kvenild (1993) og tar utgangspunkt i to digitaliserte grunnlagskart som vi har bearbeidet med programpakken ARC/Info.

**Kystlynghei.** Langs kysten fra Kristiansand til ytterste del av Lofoten skiller botanikerne ut en "kystseksjon" som viser i hvilke områder naturforholdene (spesielt berggrunn og klima) er slik at de ligger til rette for utvikling av **kystlynghei**. Disse heiene er kulturprodukter (antropogene) og har en historie som i enkelte distrikter strekker seg 4000 år tilbake. Størst utbredelse hadde kystlyngheiene rundt ca 1850, omtrent den utstrekningen som er vist på figur 1. Dette arealet er en god del større enn dagens utbredelse av kystlynghei. Det "potensielle arealet" for kystlynghei utgjør likevel mindre enn 2 % av landarealet.

**Fjellhei.** Gruppen omfatter en lang rekke vegetasjonstyper som er utviklet ovenfor skoggrensen; fjellheiene er alt overveiende klimatisk betinget. For å danne oss et bilde av omfanget av fattig fjellhei i Norge har vi tatt utgangspunkt i kartet over vegetasjonsregioner (Dahl et al. 1986) og et berggrunnsgeologisk kart (Sigmond 1992) og tillatt oss en rekke forenklinger av de naturlige forholdene. Ved å kombinere "alpine regioner" med "fattig berggrunn" har vi fått et bilde av fattig fjellhei som vist i figur 1. De utgjør minst 30 % av landarealet.

De største sammenhengende områdene med fattig fjellhei har vi på vestsiden av Langfjella og i Finnmark. På grunn av måten kartet er konstruert på fremstår Trøndelag, Nordland og Troms som områder med lite fattig fjellhei. Disse fylkene har gjennomgående rikere bergarter enn mesteparten av fjellheimen i Sør-Norge, men en rekke forhold fører til at disse områdene også har betydelige arealer med fattig fjellhei, uten at vi har klart å fange dem opp ved kartkonstruksjonen.

### Tålegrenser for nitrogen

De siste estimatene av tålegrenser for noen "følsomme mottakersystemer" ble presentert på tålegrensemøtet i Løkeberg i april 1992 (Bobbink et al. 1992). Verdiene for fattig hei, sammenlignet med noen andre vegetasjonstyper:

Vegetasjonstype	Tålegrense kg N/ha <sup>-1</sup> /år <sup>-1</sup>
Tørr kystlynghei	15-20
Fuktig kystlynghei	17-22
Arktisk-alpin hei	5-15
Ombrotrof myr	5-10
Gras-urterik kysthei	<20
Kalkhei/kalkrik grasmark	14-25

Tallene for kystlynghei er bekreftet ved å beregne forhold rundt den historiske utviklingen i Nederland og ved eksperimenter. For arktisk-alpin hei er tålegrenseangivelsene mer usikre. Her mangler vi støtte fra eksperimenter.

Nitrogenavsetningene i Sørvest-Norge ligger i nærheten av tålegrensen for nitrogen til viktige vegetasjonstyper i landsdelen, og nedfallet har vært relativt stabilt i et par tiår (SFT 1991). Nedfallet forventes ikke å minke i den nærmeste fremtid.

### Heiendringer som følge av forurensninger

Røsslyngdød har inntrådt en rekke steder og vakt allmenn bekymring. En rundspørring i kystkommunene i 1990 (utført av A. Skogen, Universitetet i Bergen) tok sikte på å kartlegge lyngskader. Lyngskader er registrert mellom Eigersund og Gulen (LUFOR 1992). Skadene har flere årsaker (frost-/tørkeskader, lyngbilleangrep m.m.), men de synes på en eller annen måte å kunne settes i forbindelse med stress som følge av luftforurensninger.

Innenfor et noe mindre område, fra Jæren til Midt-Hordland, er det en del steder konstatert skifte fra røsslynghei til blåtopphei. Det endrede konkurranseforholdet mellom røsslyng og blåtopp, som gir seg utslag i at blåtopp invaderer røsslyngmark, kan skyldes økte tilførsler av nitrogen fra lokale kilder (jordbruk, industri og samferdsel) og med langtransporterte luftmasser. En skal likevel ikke se bort fra at det gjennom de siste tiårene også har vært en økning av nitrogen i jorda som ikke skyldes forurensninger. En slik økning følger med den gradvise nedbrytningen av de økte strømengdene som fås når røsslyngen eldes og de tradisjonelle driftsformene samtidig opphører. Beite, brenning og lyngslått førte til at næringsemner stadig ble ført bort fra heiene. De magre forholdene var optimale for røsslyngen. De optimale forholdene er ikke lenger til stede.

I noen fuktheier på Jæren er også kystbjønnskjegg (Scirpus caespitosus ssp. germanicus) aggressiv (A. Skogen pers. medd.). Hovedtaksonet (ssp. caespitosus) har i eksperimenter vist små eller ingen reaksjoner på nitroengjødsling (jf. Håland & Timenes 1980); kystbjønnskjegg kan ha større evne til å utnytte økte nitrogentilførsler.

Det er hittil ikke meldt om merkbare endringer i fjellhei i de mest forurensningsbelastede delene av landet, men vi har - såvidt jeg kjenner til - heller ikke tidsserier fra noe område som kan bekrefte eller avkrefte at endringer finner sted.

---

### Konklusjon

Endringene i heivegetasjon i kystområdene på Sørvestlandet skyldes sannsynligvis et sammenfall av uheldige omstendigheter: tilførsler av langtransportert nitrogen kombinert med relativt store lokale utslipp samt redusert lyngheidrift. Tilsammen fører dette til økt tilgang på nitrogen, som røsslyng har mindre evne

til å utnytte til vekst-/biomasseøkning enn andre arter som opptrer i heiene. I tillegg er den utsatt for andre stressfaktorer som også minsker dens konkurransekraft mot andre arter.

Med utgangspunkt i det vi vet om enkeltarters reaksjoner på nitrogen tilførsel, om heiendringer som er på gang på Sørvestlandet og fremtidige nitrogenscenarier, er det grunn til å vente at ytterligere forandringer vil inntre i naturtyper i landsdelen. Vi bør særlig følge med i hva som skjer i fattige furuskoger (røsslyng-blokkebærtyper, blåbærtyper), fattige eikeskoger, ulike typer myr og fjellheier.

## Referanser

Bobbink, R., Boxman, D., Fremstad, E., Heil, G., Houdijk, A. & Roelofs, J. 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. - I Grennfelt, P. & Thörnelöf, E., red. Critical loads for nitrogen, a workshop report. Nord 1992,41. s. 111-159.

Bull, K.R. 1992. An introduction to critical loads. - Environmental Pollution. 77: 173-176.

Dahl, E., Elven, R., Moen, A. & Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregionkart over Norge 1 : 1 500 000. Nasjonalatlas for Norge. - Statens kartverk.

Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. - NINA Oppdragsmelding 124: 1-44. (Naturens tålegrenser Fagrapp. 24.)

Fremstad, E. & Kvenild, L. 1993. Fattig heivegetasjon i Norge; utbredelseskart. - NINA Oppdragsmelding 188: 1-17. (Naturens tålegrenser Fagrapp. 25.)

Grennfelt & Thörnelöf, E., red. 1992. Critical loads for nitrogen, a workshop report. - Nord 1992,41.

Håland, Å. & Timenes, K. 1980. Kort- og langsiktige verknader av gjødsling på fjellbeite i Sirdal, Vest-Agder. - Statens forsøksstasjon Sørheim Meld. 75. (Forskning og forsøk i landbruket 31: 111-130.)

LUFOR, Luftforurensningsrådet i Rogaland 1992. Kartlegging av årsaker til og omfang av skader og forandringer på røsslyng på Sørvestlandet. Referat fra informasjonsmøte i Stavanger 08.09.1992. - Stavanger. 31 s. Upubl.

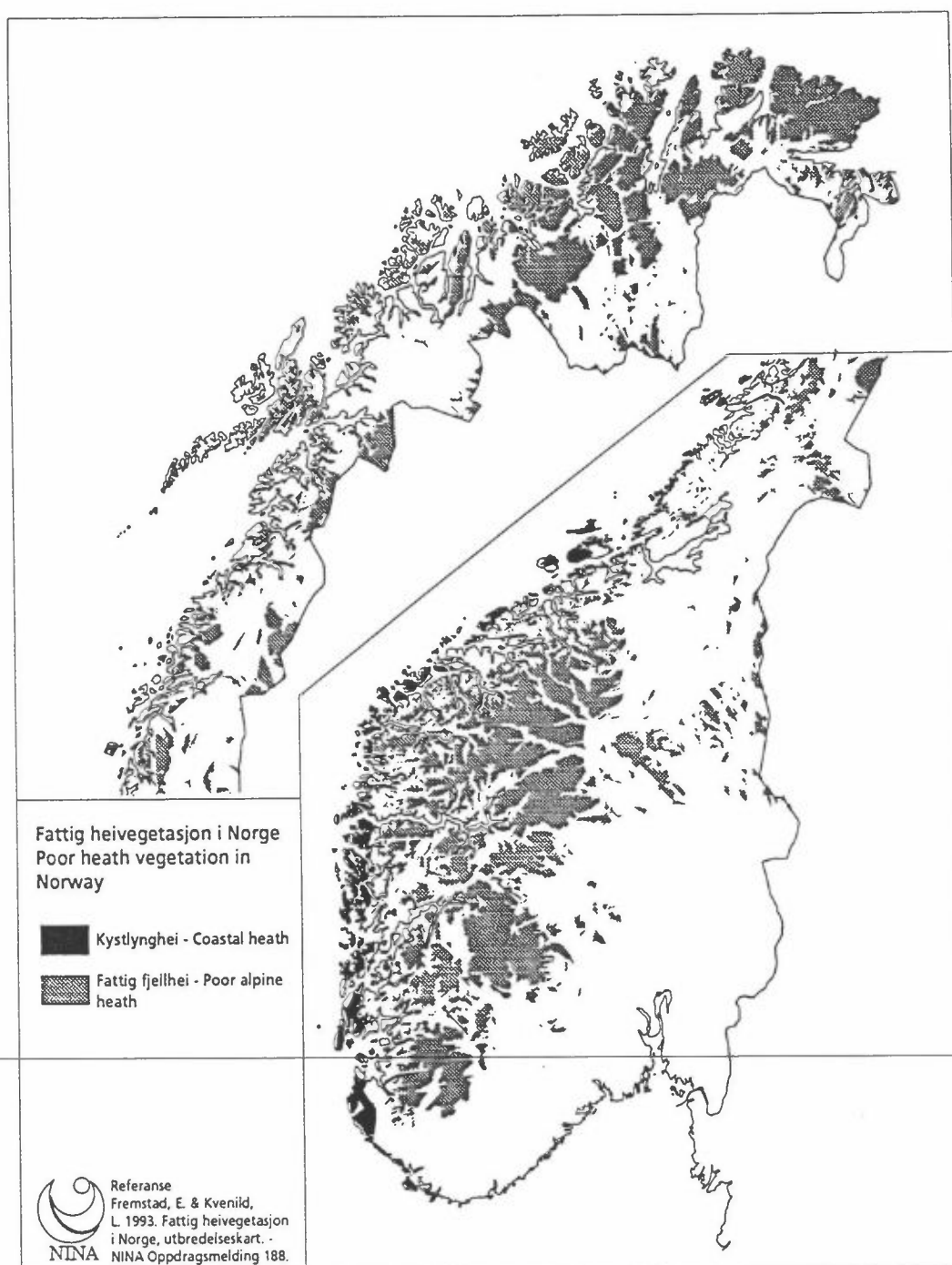
Nilsson, J., red. 1986. Critical loads for sulphur and nitrogen. - Copenhagen, Nordic Council of Ministers.

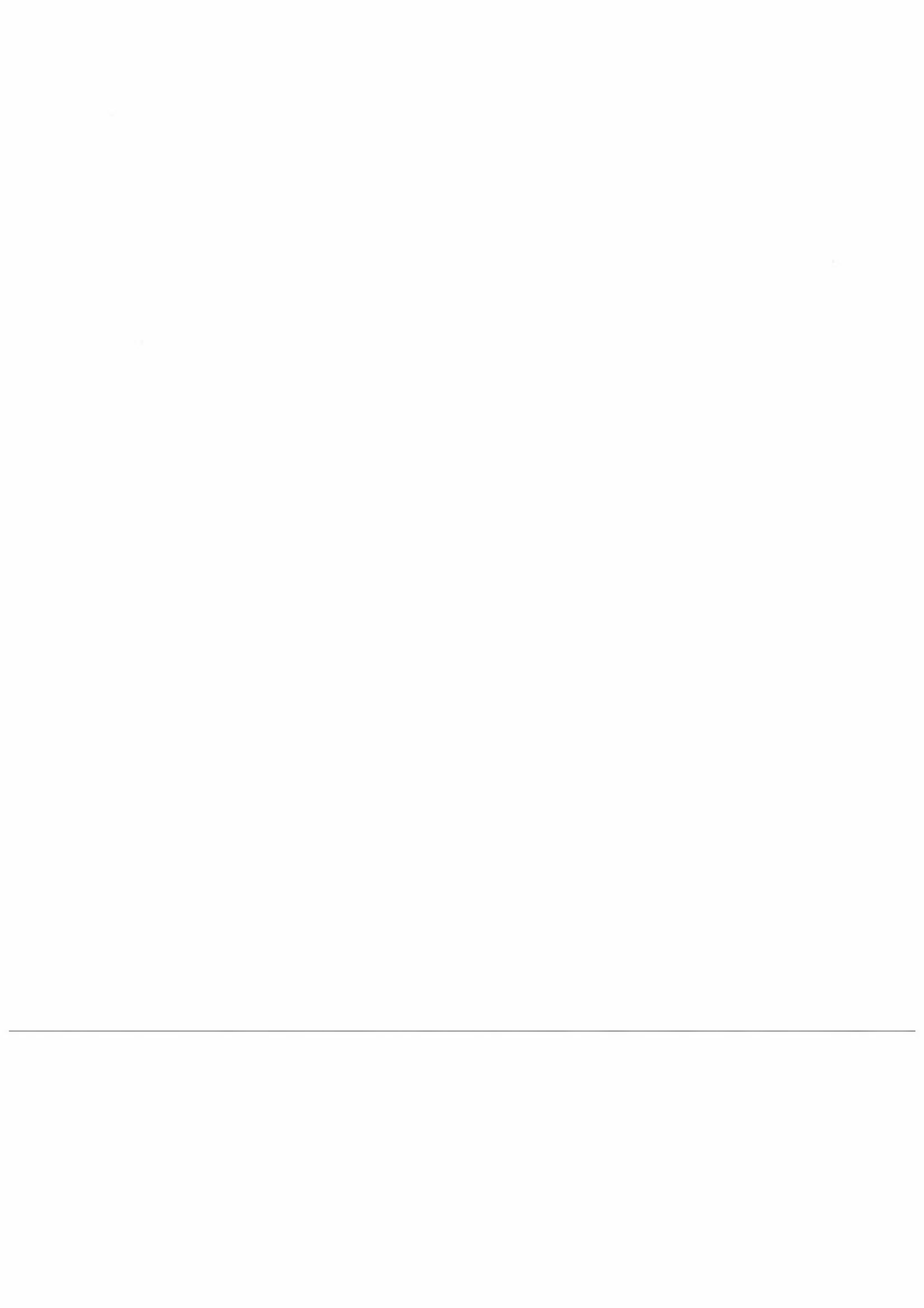
Nilsson, J. & Grennfelt, P., red. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden 19-24 March, 1988. - Miljørapp. NORD 1988,15.

SFT, Statens forurensningstilsyn 1991. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1990. - Statlig program for forurensningsovervåking Rapp. 466/91. 320 s.

Sigmond, E.M.O. 1992. Berggrunn Norge med havområder 1: 3 mill. Nasjonalatlas for Norge, kartblad 2.2.3. - Statens kartverk.

Steubing, L. 1992. Air pollution effects on heathland. - I McKenzie, D.H., Hyatt, D.E. & McDonald, V.J., red. Ecological indicators. 2: 841-864. London/New York, Elsevier Appl. Sci.





## Sammendrag av foredrag:

**"Skade på epifyttisk lav som overvåkingsparameter"**

Olga Hilmo, Allforsk, Botanisk institutt, AVH

**Bakgrunn og målsetting:**

I lavprosjekter knyttet til terrestrisk naturovervåking (TOV) har begrepet "skadd lav" blitt brukt om lav med en eller annen skade på thallus eller abnorm vekstform. Et skadd lavthallus kan være en naturlig konsekvens av aldring, insektangrep, parasittangrep o.l. og/eller en effekt av luftforurensning. Det eksisterer et klart behov for å karakterisere ulike skadetyper og å forsøke å klarlegge hvilke typer av skade som kan relateres til naturlig morfologisk variasjon og hvilke skader som er en effekt av luftforurensning. Målsettingen med dette prosjektet "Skade på epifyttisk lav" er å finne fram til morfologiske parametere som kan gi en tidlig indikasjon på at "tålegrensen" er overskredet.

**Valg av prøvelfelt:**

Det ble valgt 3 prøvelfelt i Sør-Varanger kommune ved NILU's målestasjoner for luft og nedbørskvalitet; Karpdalen, Svanvik og Noatun (fig. 1). Prøvelfeltene er valgt langs en SO<sub>2</sub>-gradient med en reduksjon i SO<sub>2</sub>-konsentrasjonen fra Karpdalen i nordøst til Noatun i sørvest. I tillegg ble det valgt to referansefelt nær NILU's målestasjon ved Namsvatnet i Røyrvik kommune; Vektaria og Storhaugen. Alle prøvelfeltene omfattet fjellbjørkeskog i tilnærmet flatt terreng.

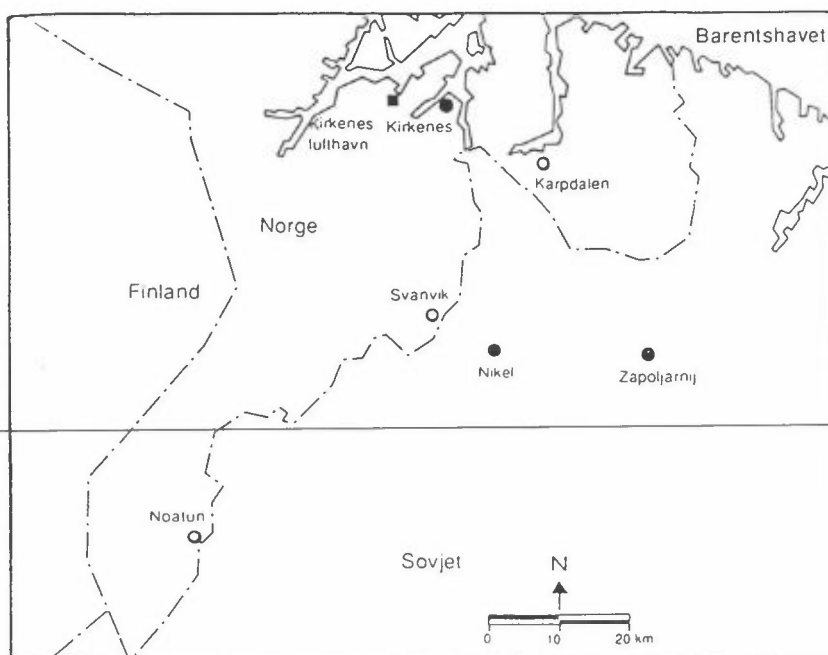


Fig. 1. Geografisk plassering av prøvelfeltene i Karpdalen, Svanvik og Noatun i Sør-Varanger kommune.

**Feltarbeid/laboratoriearbeid:**

I hvert prøvefelt ble 8 bjørketrær, mellom 35 og 70 cm i omkrets, valgt tilfeldig. Omkrets og høyde ble målt og det er tatt årringprøver for å undersøke trærnes alder.

Morfologi:

Innenfor et bestemt avsnitt på bjørkestammen, fra 1,2 - 1,8 m høyde i Sør-Varanger og fra 1,6 - 2,2 m høyde i Røyrvik, ble alle thalli av vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*) og snømållav (*Melanelia olivacea*) samlet for morfologisk undersøkelse.

Følgende morfologiske registreringer er utført på hvert thallus av snømållav, i alt 801 thalli:

1. Størrelse i mm (målt ved største thallusdiameter)
2. Antall apothecier
3. Vorter på apotheciene (ja/nei)
4. Parasitt på apotheciene (ja/nei)
5. Rynking av thallus
6. Smålober på thallus
7. Avfarging av thallus
8. Thallusfarge (basert på fargekart Jotun Multicolor Futura)

(Graden av rynking, smålober og avfarging på et "skadd" snømållavthallus ble vurdert etter en firegradig skala hvor 100 % representerer hele thallusoverflaten; 1 = 1 - 25%, 2 = 26 - 50%, 3 = 51 - 75%, 4 = 76 - 100%).

Klorofyllanalyse:

Det ble samlet 10 prøver av vanlig kvistlav fra hvert prøvefelt etter en fast innsamlingsprosedyre. Laven ble frysetørket i 1 døgn før lobespissenes ytterste 1/2 cm ble kuttet av og veid. Hver prøve ble tilsatt 10 ml N,N-dimethylformamid og satt mørkt på kjølerom i 48 timer. Absorbansen ble avlest ved 647 nm og 664 nm (Perkin Elmer Lambda 7 UV/VIS). Det totale klorofyllinnholdet ( $C_{tot}$ ) ble beregnet.

Kjemisk analyse:

Det ble samlet en prøve av vanlig kvistlav for analyse av totalt svovel- og nitrogeninnhold fra nordsida av 4-5 stammer i brysthøyde. Analysene ble utført ved MIKRO-Kemi AB, Uppsala. Never for pH-analyse ble samlet i brysthøyde fra stammens sørside. pH-målingene er utført ved Botanisk institutt, AVH.

Utdriving av midd og spretthaler i lav:

Fem prøver av vanlig kvistlav og fem prøver med snømållav ble samlet fra nordsiden av ti bjørkestammer for utdriving av midd og spretthaler. En prøve besto av lav fra ett tre.

Prøvene ble oppbevart kjølig (inntil 5 dager) i tette plastposer. Ved ekstraksjon av dyr fra lavprøvene ble det laget et oppsett modifisert etter Macfaydens prinsipp.

## Resultat/diskusjon

Snømallav fra det størst forurensningsbelastede prøvefeltet, Karpdalen, har en signifikant mindre thallusdiameter enn snømallav fra de øvrige feltene. Gjennomsnittlig thallusdiameter i Karpdalen er 23,5 mm mot 36,9 mm i Noatun (tab. 1). Dette kan skyldes at snømallav i Karpdalen har en lavere veksthastighet enn i de øvrige feltene eller at laven dør i ung alder. Det ble også registrert få apothecier pr thallus i Karpdalen (0,7) og i Svanvik (1,5) sammenlignet med Noatun, Vektaria og Storhaugen (tab. 1).

Tabell 1. Gjennomsnittlig thallusdiameter (mm) og gjennomsnittlig antall apothecier pr thallus i Karpdalen, Svanvik og Noatun (Sør-Varanger) og i Vektaria og Storhaugen (Røyrvik). Signifikanssannsynlighet for forskjell mellom prøvefeltene i Sør-Varanger og for feltene i Røyrvik m.h.t målte parametere presenteres.

ns =  $p > 0,05$ , \* =  $0,05 > p > 0,01$ , \*\* =  $0,01 > p > 0,001$ , \*\*\* =  $p < 0,001$

Parameter	Karpdalen	Svanvik	Noatun	p	Vektaria	Storhaugen	p
Thallus diameter (mm)	23,5	34,0	36,9	***	31,3	35,7	**
Ant. apothecier pr. thallus	0,7	1,5	5,3	***	6,4	5,6	ns

En stor andel fertile snømallav fra Sør-Varanger har apothecier med parasittangrep eller vorter. Fra referanselokalitetene i Røyrvik ble kun få fertile thalli registrert med vorter/parasittangrep. Resultatet kan tyde på at forekomsten er relatert til luftforurensninger, men kan også skyldes lokal variasjon i utbredelsen av en parasittisk sopp.

Rynking av lavthallus eller smålobet thallus er svært vanlig hos snømallav fra prøvefeltene i Sør-Varanger. Snømallav fra referanseområdet mangler stort sett disse abnormitetene (tab. 2). Disse vekstformene kan ha sammenheng med luftforurensningen i området, men en kan heller ikke utelukke klimatiske faktorer. Avfarging av snømallav er derimot vanlig i alle fem prøvefelt, også i referansefeltene som er tilnærmet upåvirket av luftforurensninger (tab. 2).

Det er en signifikant sammenheng mellom avfarging av thallus og størrelsen på thallus hos snømallav fra referanselokalitetene ( $p=0,0001$ ) og fra Noatun ( $p=0,0068$ ). Det ser derfor ut til at avfarging er en naturlig aldringsprosess i områder med relativt liten forurensningsbelastning. I Karpdalen og Svanvik skjer derimot avfarging av thallus uavhengig av thallusstørrelse. Mikroskopiering av avfarget snømallav fra Karpdalen tyder på en annen



type avfarging hos snømållav her enn i referansefeltene. Det er registrert en flekkvis oppsmuldring av overbarken som kan ha sammenheng med insektsangrep.

Tabell 2. Andel thalli (%) av snømållav, av totalt antall thalli i hvert prøvefelt, registrert med rynker, smålober og/eller avfarging.

Parameter	Karpdalen	Svanvik	Noatun	Vektarlaia	Storhaugen
Andel snømållav med rynker (%)	51,6	77,3	56,1	3,0	0,6
Andel snømållav med smålober (%)	63,4	56,4	55,1	9,9	8,8
Andel snømållav med avfarging (%)	47,3	42,5	64,6	45,5	36,5

#### Klorofyllinnhold i vanlig kvistlav

Det er en signifikant forskjell i klorofyllinnholdet hos kvistlav fra de fem prøvefeltene ( $p=0,0001$ ). Klorofyllinnholdet er noe lavere i vanlig kvistlav samlet fra referanseområdet. Eksperimentelle fosøk har vist en degradering av klorofyllet når laven eksponeres for  $SO_2$ . En skulle derfor ha forventet et lavere klorofyllinnhold i kvistlav fra feltene i Sør-Varanger enn i Røyrvik. Et høyere klorofyllinnhold i lav fra de mest forurensningsbelastede områdene kan skyldes at lavorganismen blir tilført næringsstoffer fra trekronen p.g.a. lekkasje av næringsstoffer fra bladverket. Forurensningen fra Nikel er dessuten svært sammensatt og en kan heller ikke utelukke at enkelte komponenter har en gjødslande effekt på laven og dermed kan motvirke virkningen av  $SO_2$ . Det ble påvist et relativt høyt innhold av totalt nitrogen i vanlig kvistlav samlet i Karpdalen.

Arbeidet har så langt vist at størrelsen på lavthallus, lav fertilitet, abnorme apothecier, rynking av thallus og smålobet thallus er lovende overvåkingsparametere for snømållav i et  $SO_2$ -belastet området. Avfarging av lavthallus og klorofyllinnhold i kvistlav er mindre lovende overvåkingsparametere. Resultatet av arbeidet i 1992, og planlagt arbeid i 1993, er presentert i statusrapport for prosjekt "Skade på epifyttisk lav" 29/12 1992.

BETYDNING AV ATMOSFÆRISK LANGTRANSPORT FOR METALLOMSETNING I  
TERRESTRISK MILJØ

Eiliv Steinnes

Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH.

Atmosfærisk langtransport innvirker på omsetning av metaller i terrestrisk miljø på to forskjellige måter:

- Tilførsel av sur nedbør som gir økt jordforsuring, og dermed forandring i mobilitet av metaller som finnes naturlig i jordsmonnet.
- Direkte tilførsel av metaller via atmosfærisk langtransport, som ofte betyr et betydelig tillegg til de nivåene som finnes naturlig av disse elementene i jordsmonnet og andre deler av systemet. Dette er et velkjent fenomen i de sørlige og sør-vestlige deler av Norge. De metallene som har fått mest oppmerksomhet, er Pb, Zn og Cd, men også stoffer som V, As, Se, Mo, Sb, Hg, Tl og Bi hører til denne gruppen av luftforurensninger.

Man vil dessuten kunne få en kombinasjon av disse to mekanismene, ved at metaller som tidligere er tilført jordsmonnet ved atmosfærisk langtransport og akkumulert i humuslaget, mobiliseres ved økt jordforsuring forårsaket av sur nedbør.

I dette foredraget skal vi begrense oss til å diskutere forhold som har sammenheng med metaller som er tilført ved atmosfærisk langtransport. Det har lenge vært kjent at de sørligste deler av Norge mottar betydelige mengder med metaller som Pb og Zn med atmosfærisk langtransport fra andre deler av Europa (1), og at dette har ført til en vesentlig forurensning av humuslaget i naturlig jord over relativt store områder (2). Tilførselen skjer i alt vesentlig i løpet av relativt korte episoder med forurenset luft fra andre deler av Europa (3), og det er en høy

positiv korrelasjon mellom tilførsel av forsurende komponenter og tungmetaller. Nedfallsmønsteret over Norge er kartlagt i detalj ved analyse av mose (4), og gjentatte landsomfattende kartlegginger i 1977, 1985 og 1990 viser at tilførselen av de fleste forurensningsrelaterte sporelementene har vært synkende i denne perioden (5). I de områder av Sørlandet som er mest berørt av atmosfærisk langtransport er imidlertid de akkumulerte konsentrasjonsnivåene i de øverste 5-10 cm av humuslaget såvidt høye som 200 ppm Pb og 2 ppm Cd (6). Disse nivåene er sannsynligvis 10-20 ganger høyere enn de som fantes i de samme områdene i før-industriell tid, og gir grunnlag for en viss bekymring. I områder av Norge som er lite utsatt for langtransportpåvirkning, f.eks. områdene like sør for Trondheim og indre Troms, er nivåene selv i dag av Pb og Cd gjennomgående mer enn 10 ganger lavere enn på deler av Sørlandet, men analyser av torv fra ombrotrofe myrer (nedbørsmyrer) tyder på at det i alle deler av landet har skjedd en merkbar tilvekst av disse metallene i terrestriske systemer (7). Tilsvarende geografiske gradienter i naturlig jord som for Pb og Cd er også påvist for As og Sb og i noe mindre grad for Zn og Se (2).

Analyser av høyere planter viser tilsvarende geografisk trend som for naturlig jordsmonn. En undersøkelse av furu, bjørk, tyttebær og røsslyng fra et antall lokaliteter på Sørlandet og i Sør-Trøndelag, basert på prøvetaking i 1982, viste gjennomgående ca. 5 ganger høyere nivåer av Pb og Cd og ca dobbelt så høye verdier for Zn i kvist og blad fra Sørlandet. Denne undersøkelsen blir nå gjentatt med prøvetaking i de samme områdene (1992) for å danne seg et bilde av hvorvidt det er direkte nedfall eller opptak av akkumulerte metaller i jorda via rotsystemet som betyr mest for innholdet i plantene.

Det er videre klart at det skjer en overføring videre oppover i næringskjeden til planteetende pattedyr og fugler. Innholdet av Pb i lammelever viste en meget klar sammenheng med nedfallet av Pb i en landsdekkende undersøkelse (8), og det er også vist klare geografiske sammenhenger mellom nedfall og Pb-eksponering for ville drøvtyggere (9), hare og skogsfugl (10).

Kjemisk binding av metaller til humus varierer sterkt fra element til element. Noen metaller, som Cu og Pb, antas å danne komplekser med humusforbindelser, mens andre, som Zn og Cd, i hovedsak er bundet elektrostatiske, og derfor frigjøres lettere f.eks. ved økt jordforsuring. Dette er demonstrert f.eks. i Sverige (11) ved utvaskingsforsøk i lysimeter, og ved modellforsøk i vårt eget laboratorium med binding av tungmetaller til humus med ulik opprinnelse (12). De store mengdene av Zn og Cd som finnes i akkumulert i humuslaget i våre sørligste landsdeler synes imidlertid i stå noe i motstrid til dette. F.eks. er Pb/Cd-forholdet i humus relativt konstant over store deler av Sørlandet, og temmelig likt det tilsvarende forholdet i luft på Birkenes i seinere år. Dette kan tyde på andre effekter enn de rent kjemiske som påvirker mobiliteten av metallene.

Undersøkelser av jordprøver fra to furuskogsfelter på Åmli utsatt for eksperimentell forsuring tyder på at den mikrobielle biomassen i jorda kan spille en viktig rolle i å holde metallene "på plass" (13). I det ene feltet, der humuslaget var skadet av skogbrann før forsuringseksperimentet ble igangsatt, viser resultatene en klar sammenheng mellom utvasking av Zn og Cd og de mengder syre som var tilført, mens en i det andre feltet med et velutviklet, uskadd humuslag i en voksen furuskog, ikke kunne påvise noen økt utvasking av disse metallene ved behandling med ganske store mengder syre. Vi har nylig i et samarbeid med Institutt for bioteknologiske fag, NLH, bestemt metallkonsentrasjoner i sopp-mycel isolert fra humuslaget av naturlig jord (14). Resultatene tyder på at en vesentlig del av de mengder Cu, Zn og Cd som finnes akkumulert i humuslaget, kan være bundet/akkumulert i underjordisk soppbiomasse. For Pb kan den andelen høyst forklare ca 20% av totalinnholdet i humuslaget.

Det synes altså klart at eksperimenter utført på jord uten levende mikrobiell biomasse ikke gir et korrekt og fullstendig bilde av ~~metallmobiliteten i et slikt jord-økosystem. Det er~~ imidlertid uklart i hvilken grad nærvær av underjordisk soppbiomasse og samspillet mellom mykorrhiza og planterøtter påvirker metallenes plantetilgjengelighet. Det er heller ikke klart i hvor stor grad nærvær av mycel av ulike sopp påvirker utvasking av metaller fra jordsmonnet. Studier av metaller i små

innsjøer på Sørlandet (15) tyder imidlertid på at det skjer en betydelig utvasking av Zn fra nedslagsfeltene til disse innsjøene.

Av andre uoppklarte spørsmål som vi håper å kaste lys over i den nærmeste tid framover, er betydningen av større inngrep som flatehogst på mobiliteten av tungmetaller. Erfaringene hittil kan tyde på at enhver forandring som fører til redusert aktivitet av sopp i humuslaget, kan gi økt mobilitet av tungmetaller, og dette kan tenkes å ha konsekvenser både for utvasking og for opptak i terrestriske og akvatiske økosystemer.

---

## LITTERATUR

1. J.E. Hanssen, J.P. Rambæk, A. Semb og E. Steinnes: "Atmospheric deposition of trace elements in Norway". Proc. conf. "Ecological Impact of Acid Precipitation", 116, Oslo-Ås (1980).
2. R.O. Allen og E. Steinnes: "Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil." Proc. conf. "Ecological Impact of Acid Precipitation", 102, Oslo-Ås (1980).
3. C.E. Amundsen, J.E. Hanssen, A. Semb og E. Steinnes: "Long-range transport of trace elements to southern Norway." Atmos. Environ. 26A (1992) 1309.
4. E. Steinnes, J.P. Rambæk og J.E. Hanssen: "Large-scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor." Chemosphere 35 (1992) 735.
5. E. Steinnes, O. Røyset, M. Vadset og O. Johansen: "Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1990." Statlig program for forsureningsovervåking: rapport under trykking.
6. E. Steinnes, W. Solberg, H.M. Petersen og C.D. Wren: "Heavy metal pollution by long-range transport in natural soils of Southern Norway." Water, Air, Soil Pollut. 45 (1989) 207.
7. O.Ø. Hvatum, B. Bølviken og E. Steinnes: "Regional differences and temporal trends in heavy metal deposition from the atmosphere studied by analysis of ombrotrophic peat." Proc. conf. "Heavy Metals in the Environment", Vol. I, 201. New Orelans (1987).
8. A. Frøslie, G. Norheim, J.P. Rambæk og E. Steinnes: "Heavy metals in lamb liver: Contribution from atmospheric fallout". Bull Environ. Contam. Toxicol. 34 (1985) 175.

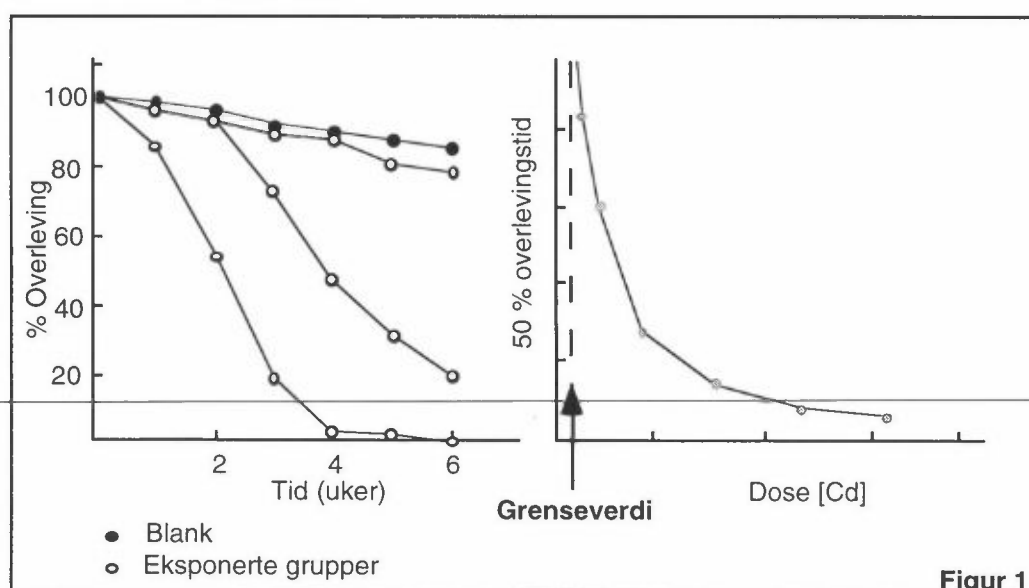
9. A. Frøslie, G. Norheim, J.P. Rambæk og E. Steinnes: "Levels of trace elements in liver from Norwegian moose, reindeer and red deer in relation to atmospheric deposition. Acta Vet. Scand. 25 (1984) 333.
  10. J. A. Kålås og S. Lierhagen: "Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge". NINA oppdragsmelding nr 137. Norsk institutt for naturforskning, 720 (1992).
  11. G. Tyler: "Leaching of metals from the A-horizon of a spruce forest soil." Water, Air, Soil Pollut. 15 (1981) 353.
  12. M. Krosshavn, E. Steinnes og P. Varskog: "Binding of Cd, Cu, Pb and Zn in soil organic matter with different vegetational background": Water, Air, Soil. Pollut., in press.
  13. B.O. Berthelsen, L. Årdal, E. Steinnes, G. Abrahamsen og A.O. Stuanes: "Mobility of heavy metals in pine forest soils as influenced by experimental acidification." Water, Air, Soil Pollut., submitted.
  14. B.O. Berthelsen, R.A. Olsen og E. Steinnes: "The significance of ectomycorrhizal heavy metal accumulation in coniferous forest soils". Conf. "Metals-Microorganisms Relationship and Applications." Metz, France, May 1993.
  15. E. Steinnes, H. Hovind og A. Henriksen: "Heavy metals in Norwegian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition." Proc. conf. "Heavy Metals in the Environment", Vol. I, 36, Geneva (1989).
-

## Etablering av testoppsett for jordartropoder, metodikk og eksempler på resultater

Ivar P. Muniz, Norsk institutt for naturforskning, Postboks 1037, 0315 Blindern, Oslo.

Avsetninger og frigjøring av metaller, spesielt i de øvre jordlag kan direkte eller indirekte påvirke den lavere fauna (spretthaler, marker, midd, biller, edderkoppdyr, krepsdyr, snegler m.m.). Det er også vist at dette kan ha konsekvenser for samspillet mellom jord og organismene, feks. når det gjelder omsetningen av karbon og nitrogen i forsuret jord. Effekter av metaller og forurening har vært påvist ved felteksperimenter og i naturlige eller antropogent induserte gradienter og viser seg blant annet i form av endret artssammensetning og ulik grad av metallakkumulering. Laboratorieeksperimenter der virkningene av endel aktuelle metaller har vært undersøkt, har vist letal-effekter ( $LC_{50}$ ) og subletale effekter i form av nedsatt vekst og reproduksjon. Disse resultatene kan i noen grad forklare feltobservasjonene og antyder demografiske konsekvenser for "ville" populasjoner, men enn så lenge er det her et betydelig gap mellom felt- og laboratorieresultater. Metallkinetikken (akkumulasjon og avgiftning ved aktiv eliminasjon) er noe bedre kjent, men for relativt få arter.

Det er nå etablert et testoppsett der en tester virkningene av Cd og Pb hvis regionale mønster i Norge tyder på atmosfærisk avsetning. Som testorganismer er valgt spretthaler (Collemboler) som er bra studert, er egnet som laboratoriedyr og har viktige funksjoner i jordøkosystemet: *Folsomia candida*, en partenogenetisk form fra dypere jordlag med en generasjonstid på 2-3 uker, og *Orchesella cincta* som lever i strøsjiktet, har kjønnet formering og generasjonstid på 7-8 uker. Pga. store populasjonsforskjeller i toleranse (genetisk seleksjon) kommer forsøksdyrene fra to relativt godt undersøkte hollandske populasjoner der toksisitetsdata foreligger og fødekrav og kultiveringsteknikker er utviklet og som følgelig muliggjør en interkalibrering.



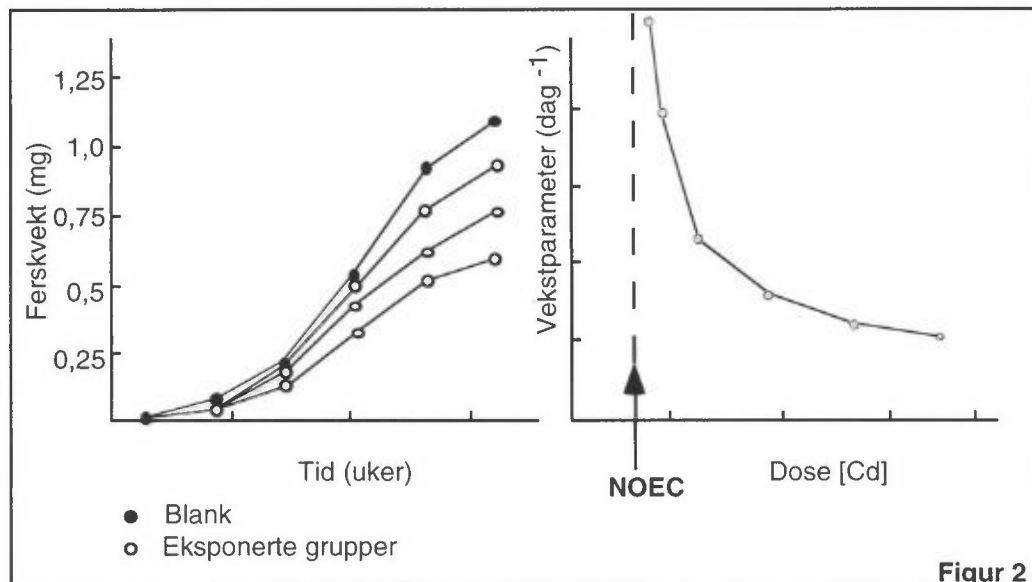
Figur 1



Forsøksdyrene eksponeres ved å tilsette metallsaltet til føden (grønnalger eller gjærsoppmycel) i små eksponeringskammere med gipsbunn som holdes fuktige og ved konstant temperatur (18°C) og fast lysregime på 12 timer lys og 12 timer mørke. Testkulturene startes fra nyklekte egg og følges ved løpende observasjoner av antall i hvert utviklingsstadium (juveniler -> adulter) og forekomst av eksuvier og frem til neste generasjons eggproduksjon. Det inngår også veiinger for å måle veksthastigheter. På sikt vil en også ta prøver av enkeltindivider, "fecal pellets" og i føden for bestemmelse av deres metallinnhold og derved undersøke metallkinetikken.

Testprotokollen er først å bestemme dose-respons relasjonene for letalitet (LC<sub>50</sub>) og for å bestemme det konsentrasjonsområdet der akutttoksisiteten ikke lenger kan spores (grenseverdi, Fig 1).

Deretter testes i det området de subletale effekter knyttet til vekst og reproduksjon som er koblet og reflekterer økede energikostnader i forbindelse med eliminasjon av metallene. Utfra egnede vekstfunksjoner (von Bertalanffy feks.) beregnes vekstparameteren for ulike nivåer av metallhalt (dose) i føden. Det metallnivå hvorved vekstparameteren assymptotisk nærmer seg den ukontaminerte kontrollen beregnes og NOEC (**No Effect Concentration Level**) angis og er et mål Critical Level (**CL**) for dette systemet (Fig 2).



Tilsvarende gjøres for fekunditeten (antall egg pr. adult/hunn). Utfra dette kan en få et grovt mål på de belastninger av feks. Cd og Pb som kan ansees for kritiske.

Det gjenstår imidlertid mye arbeide før en kan knytte slike testresultater til felldata og da benytte "norske" arter som finnes utbredt i "våre" metallgradienter. Et sentralt poeng for på sikt å vurdere de økologiske virkninger er å bestemme andelen av de oppmålte totalkonsentrasjoner av metaller i jord som er biotilgjengelige og derved virksomme.

## Sammenhenger mellom sporelementinnhold og glødetap i humusprøver fra norsk skogsjord

Per Varskog

Kjemisk insitutt

Universitetet i Trondheim, AVH

7055 DRAGVOLL

### Innledning

En humusprøve kan anses å bestå av to hovedkomponenter: organisk og mineralisk materiale. Det organiske materialet (humus) har stor spesifikk overflate med høy tetthet av elektronrike komponenter (karboksylsyre, karbonyl, hydroksyl, aromat og dobbeltbindinger) som gir materialet stor evne til å adsorbere kationer. Mineralmaterialet, selv om det antagelig er kraftig utvasket på grunn av syrepåvirkningen, vil likevel fungere som en kation-kilde med hensyn på jordvæska og humusmaterialet.

Den organiske delen av humussjiktet kan betraktes som et reservoar i en syklus hvor elementer sirkulerer mellom planter og jord. Elementer a) utvasket fra mineralmaterialet, b) utløst fra dødt plantemateriale eller c) avsatt på overflata fra atmosfæren, vil enten bli adsorbent, hovedsaklig på humusmaterialet, eller transportert ut av sjiktet med den nedadgående vannstrømmen. Kationer som danner stabile komplekser med humusforbindelser kan anrikes i den organiske delen av humuslaget. Det kan derfor antas at varierende innhold av organisk materiale i stor grad påvirker elementsammensetningen i humusprøver.

---

Med utgangspunkt i et stort antall humusprøver fra fylkene Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud innsamlet av Landsskogtakseringen i Norge i perioden 1960 – 1964 etter initiativ av professor J. Låg, Norges Landbrukshøgskole, ble sammenhenger mellom innhold av syreløste elementer og glødetap undersøkt.

## Metoder

Prøver fra humuslaget ble innsamlet i områder med produktiv skog i de tre fylkene Nord-Trøndelag, Oppland og Buskerud. Områdene ble inndelt i 3 km × 3 km rutenett og prøvene ble tatt på tilfeldig lokalitet innen hver rute. Totalt ble det tatt 1252 prøver i Nord-Trøndelag og 2064 prøver i Oppland/Buskerud.

Etter tørking (40 °C) og sikting ( $\phi = 2\text{mm}$ ) ble 10 g av prøvene tørket til konstant vekt ved 105 °C og deretter forasket ved 430 °C i 19 timer. Glødetapet (GLT) ble bestemt som relativ vektdifferanse mellom vannfri og forasket prøve. Ett gram knust aske ble oppløst i 5 ml 7M salpetersyre ved 110 °C i 3 timer. Etter fortykning til 20 ml og filtrering, ble innholdet av elementene Ag, Ca (bare Oppland/Buskerud), Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V og Zn bestemt ved atomabsorbsjons-spektrofotometri.

## Resultater og diskusjon

Bare prøver fra profiler definert som podzol er tatt med i denne undersøkelsen, ialt 982 prøver fra Nord-Trøndelag og 1717 prøver fra Oppland/Buskerud. Prøvene ble gruppert etter glødetap i 10% – grupper; GLT-gruppe 1: 10 – 20 %,.....,GLT-gruppe 9: > 90%. I figur 1 er gjennomsnittlig elementinnhold (geometrisk) for GLT-gruppene plottet mot glødetap for henholdsvis Nord-Trøndelag (A) og Oppland/Buskerud (B). Verdiene for elementinnhold er omregnet relativt til GLT-gruppe 1 (100 %) for å muliggjøre sammenligning mellom elementer og områder. Standard feil i middelverdiene avtar generelt med økende glødetap. Dette skyldes både økende antall prøver og avtagende varians.

---

Elementene Co, Cr, Fe, Ni og V viser jevnt avtagende innhold med økende glødetap for begge områder, med konsentrasjoner i GLT-gruppe 9 på bare 7 – 25 % av konsentrasjonene i GLT-gruppe 1. Reduksjonen i elementinnhold er spesielt sterk for V og skyldes sannsynligvis at V under aerobe og moderat sure forhold er mest stabilt som anionet  $\text{VO}_3^-$ .

For elementene Co, Cr, Fe, Ni og V antas det at mineralmaterialet gir det langt største bidraget til analyseløsningen, og at organisk materiale derfor i denne sammenhengen fungerer som en fortykning av mineralmaterialet.

De øvrige elementer, med unntak av Mn, viser liten endring eller økende innhold med økende glødetap. For Pb er økningen spesielt sterk i Oppland/Buskerud med verdier opp til 180 % i GLT-gruppe 7 og 8. Hvis det relative bidraget til analyseløsningen for et element var det samme for organisk og mineralsk materiale, ville det gitt en rett horisontal linje i Figur 1. Siden ordinatakse-skalaene er uavhengig av faktisk konsentrasjon i prøvene, kan vertikal plassering av linjene tolkes som relativ anrikning av de aktuelle elementer i organisk materiale. For glødetap større enn 50 % er rekkefølgen i anrikning av elementer mellom områdene:

Nord-Trøndelag :  $Zn = Cu > Pb > Ag > Cd$

Oppland/Buskerud:  $Pb \gg Zn = Cd > Ca > Cu = Ag$  .

Elementrekkefølgen for Nord-Trøndelag kan kanskje betraktes som illustrerende for naturlige forhold med liten påvirkning fra luftforurensning og moderat marin deposisjon. I dette området er Zn og Cu, som er plante-essensielle, de mest anrikede elementene. Cd og Pb, to elementer forbundet med atmosfærisk forurensning, viser på langt nær samme anrikning. Adsorpsjonsstudier (Bergseth & Krogstad 1979 og Tummavuori & Aho, 1980) har vist at Pb adsorberes sterkere til humus enn f.eks. Zn. Det ser imidlertid ut som om dette har mindre betydning i områder med liten atmosfærisk deposisjon, og derfor at planters aktive opptak av essensielle elementer er dominerende for relativ anrikning av elementer i humus i slike områder .

---

Elementer som forbindes med luftforurensning, Cd, Pb og Zn, er mer anriket i Oppland/Buskerud enn i Nord-Trøndelag. Dette gjelder særlig Pb og er i god overensstemmelse med tidligere publiserte studier om langtransporterte luftforurensninger (Allen & Steinnes, 1980; Bølviken & Steinnes, 1987; Steinnes *et al.*, 1992).

## Litteratur

Allen, R. O. and Steinnes, E., 1980. Contribution from long-range atmospheric transport to the heavy metal pollution of surface soil. In: Drabløs, D. and Tollan, A. (Ed.), *Ecological Impact of Acid Precipitation. Proceedings of a conference, March 11 – 14, 1980*, Sandefjord, Norway. 383 pp.

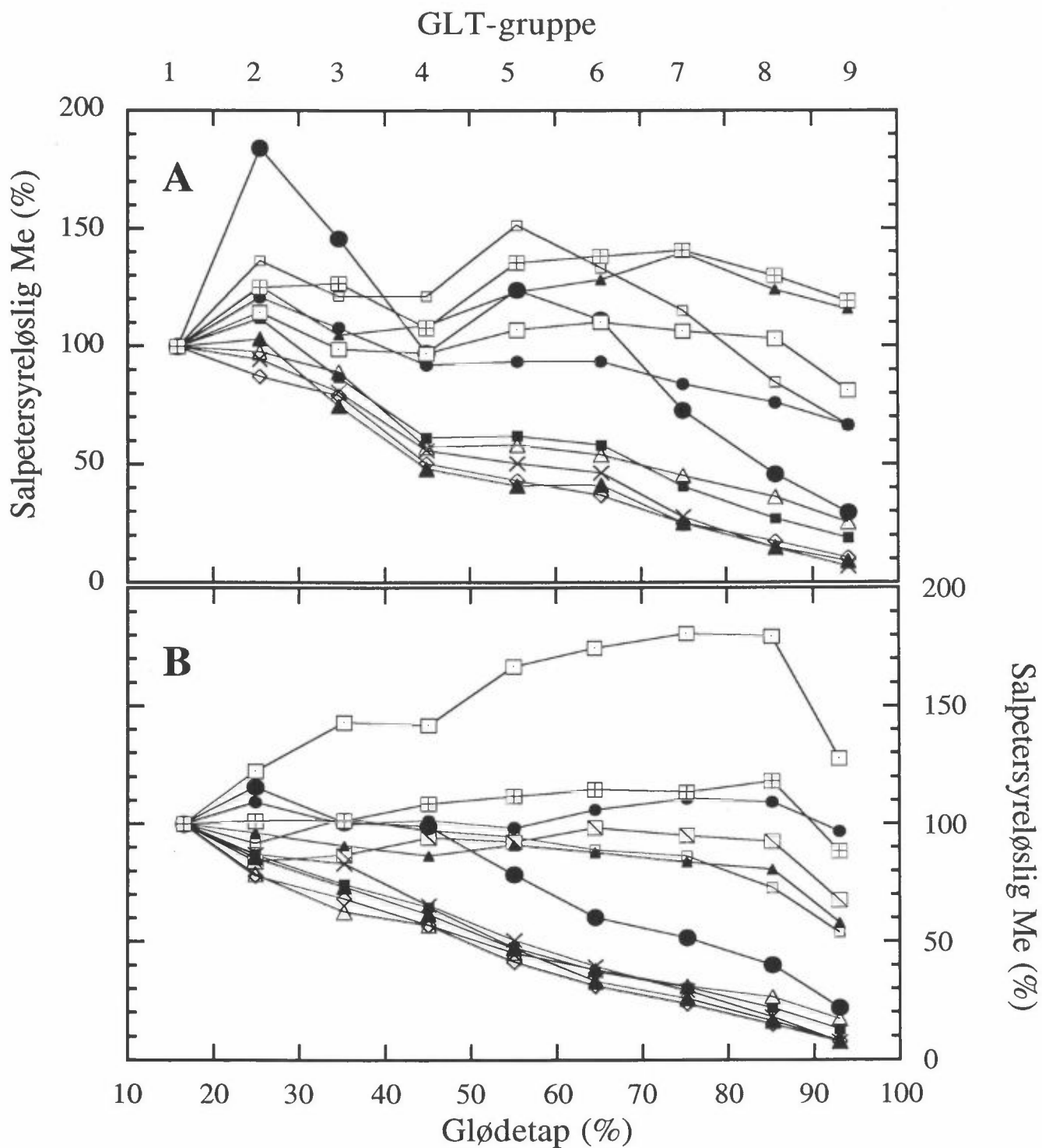
Bergseth, H. and Krogstad, T., 1979. Einfluss von Kalkung auf die Selektivität eines Sphagnumtorfs gegenüber  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  und  $Mn^{2+}$ . *Acta Agric. Scand.*, 29: 387–392.

Bølviken, B. and Steinnes, E., 1987. Heavy metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. Further evidence from analysis of different soil horizons. In: Lindberg, S. E. and Hutchinson, T. C. (Ed.), *Heavy Metals in the Environment*, September 1987, New Orleans. 1: 291–293.

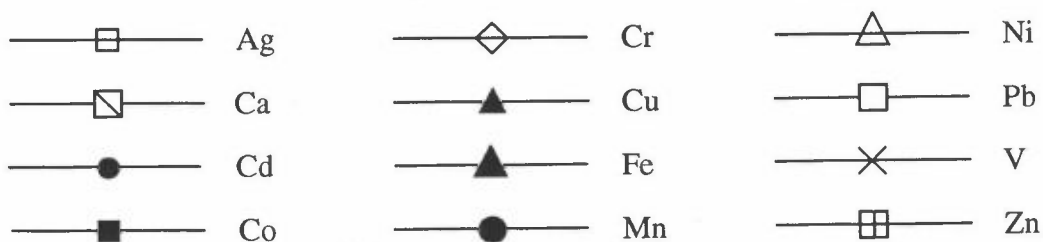
Steinnes, E., Rambæk, J. P. and Hanssen, J. E., 1992. Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as biomonitor. *Chemosphere*, 25(5): 735 – 752.

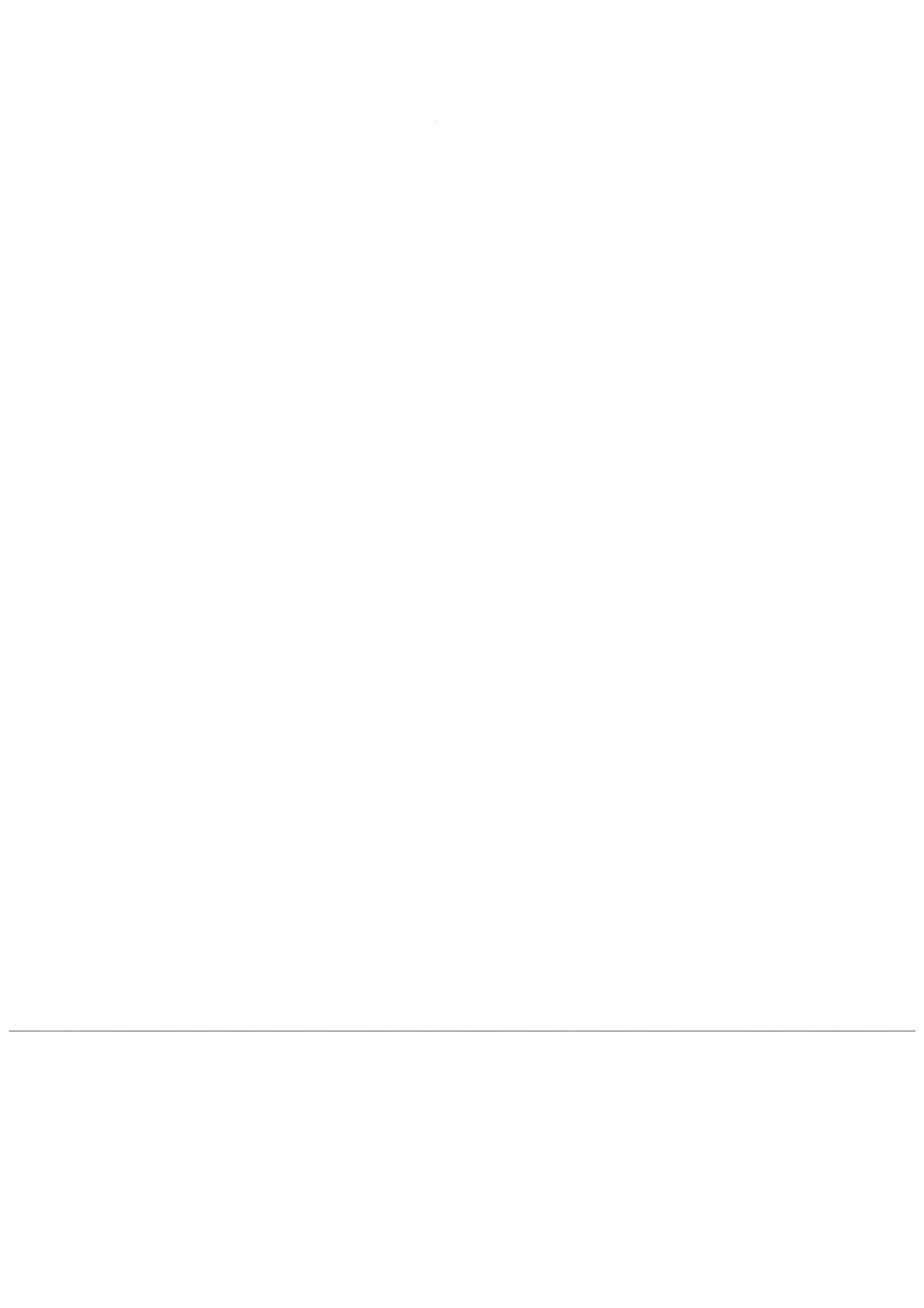
Tummavuori, J. and Aho, M., 1980. On the ion exchange properties of peat. Part 1: On the adsorption of some divalent metal ions ( $Mn^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  and  $Pb^{2+}$ ) on the peat. *Suo*, 31: 45 – 51.

---



Figur 1. Innhold av salpetersyreløslige elementer som funksjon av glødetap for A) Nord-Trøndelag og B) Oppland/Buskerud. Ordinataksen viser geometriske middelværdier for elementkonsentrasjonene innen hver GLT-gruppe.

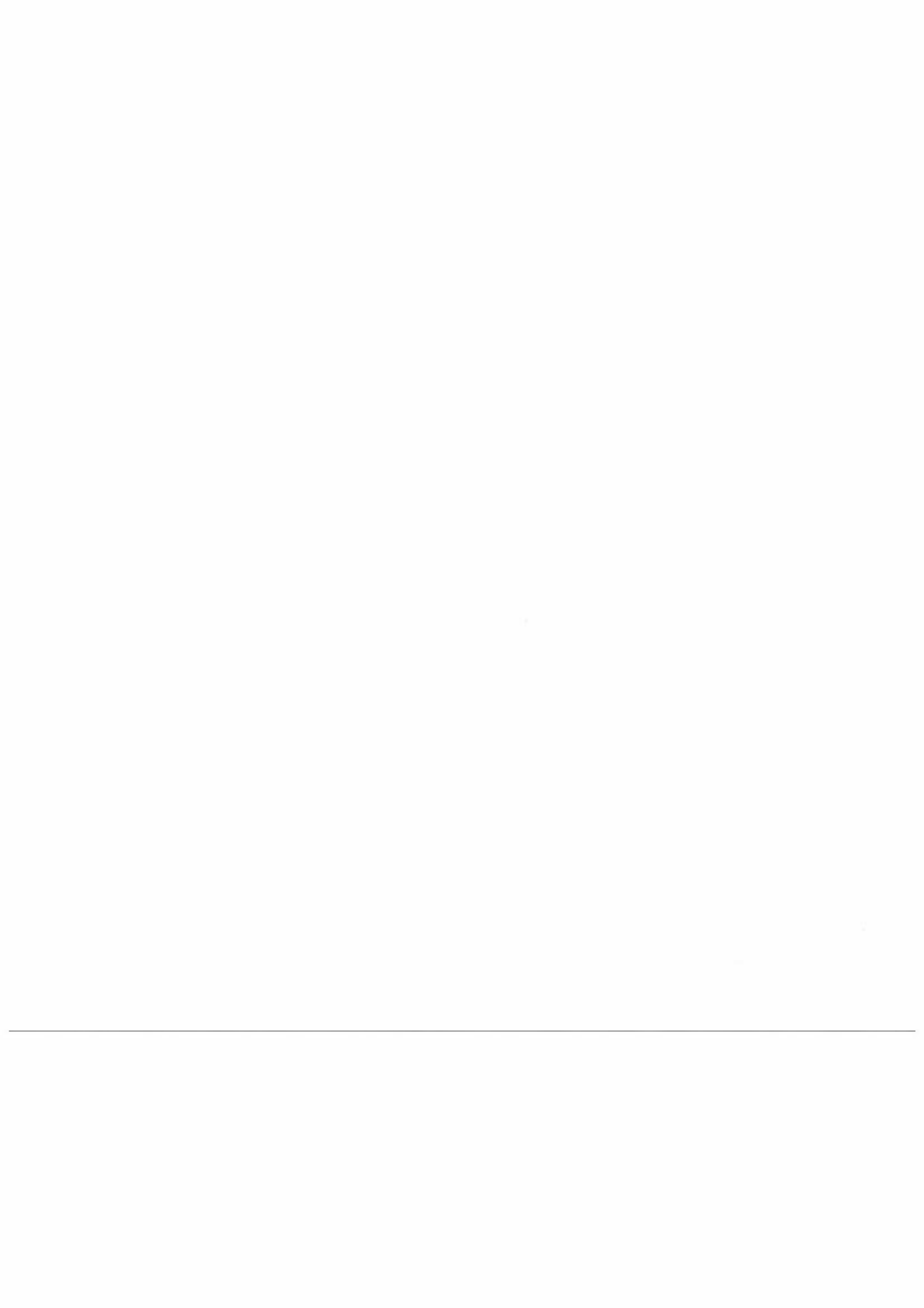




## Postere

---





## VERTIKAL FORDELING AV TUNGMETALLER I PODSOL-JORD; SAMMENLIKNINGER MELLOM SKOG OG HOGSTFELT, SØRLANDET OG SØR- TRØNDELAG.

Bjørn Ove Berthelsen, *Kjemisk institutt, Universitetet i Trondheim, AVH, 7055 Dragvoll*

### Sammendrag

Vertikal fordeling av Zn, Pb, Cd og Cu ble undersøkt i podsol-jord på Sørlandet (skog, og snauhogstfelt med ulik alder) og i Sør-Trøndelag. De høyste konsentrasjonene av disse metallene ble funnet i  $O_h$ -sjiktet eller den lavere delen av  $O_h$ -sjiktet i alle de undersøkte podsol-profilene i skog. Spesielt Zn, men også Cd, var sterkest akkumulert i  $O_f$ -sjiktet i en del jordprofiler på hogstfelt. Akkumuleringsmønstre for Zn og Cd viste store likhetstrekk, mens akkumuleringsmønstre for Pb og Cu var svært like. Sammenlikning av akkumuleringsmønstre for Zn i hogstfelt med ulik alder, antyder økende utvasking fra humuslaget med økende alder på hogstfeltet. Cd viste en liknende trend, mens Pb og Cu også her var sterkest akkumulert i den lavere del av  $O_h$ -sjiktet. Cu-innholdet i jord på Sørlandet og i Sør-Trøndelag var tilnærma av samme størrelsesorden, mens innholdet av spesielt Pb og Cd i jord var markert høyere på Sørlandet enn i Sør-Trøndelag.

### Innledning

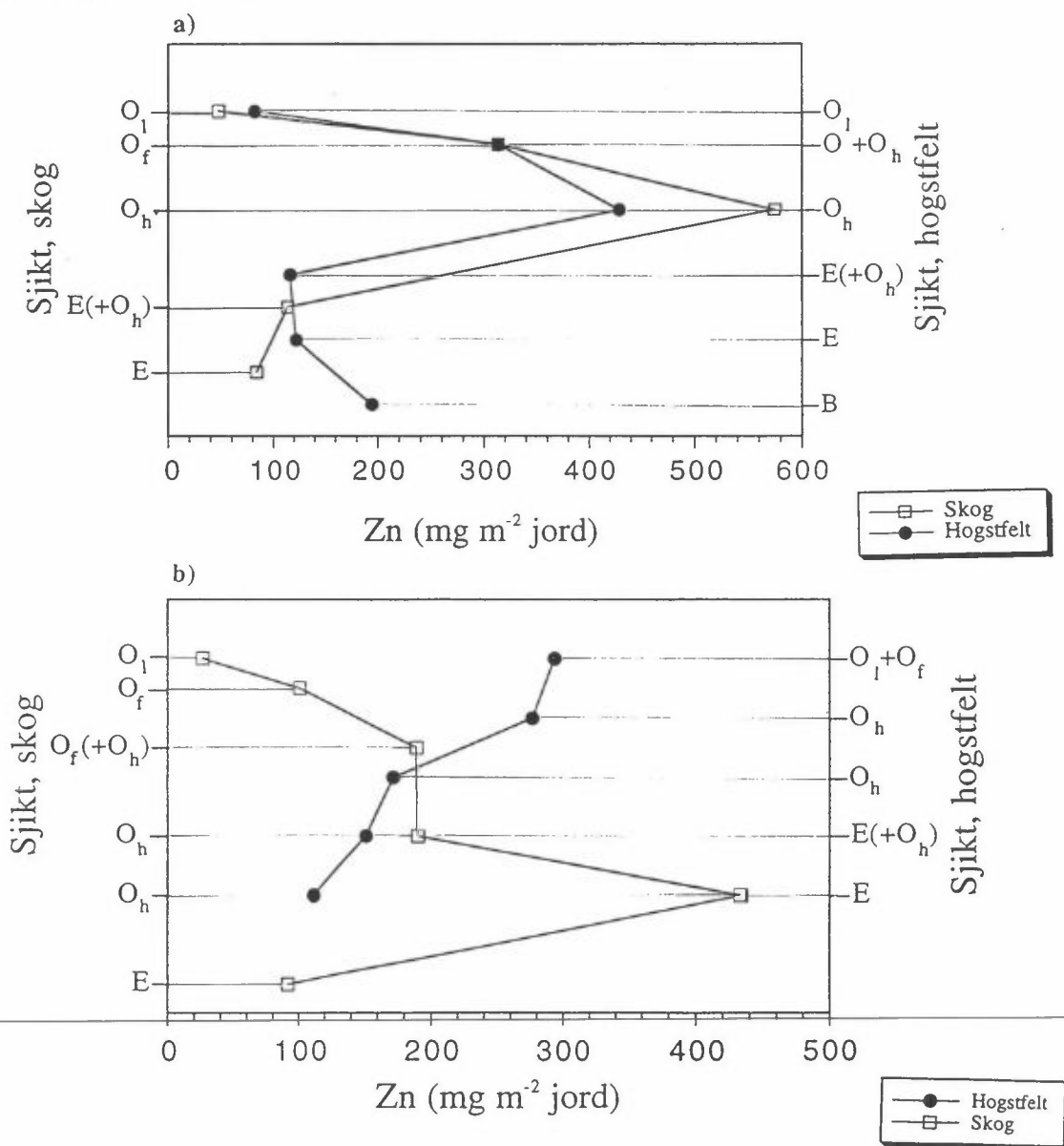
De sørligste delene av Norge har over lang tid mottatt store mengder tungmetaller via langtransport fra andre deler av Europa. Nedfallet av tungmetaller som Pb og Cd er opp til 10 ganger høyere i de sørlige landsdelene enn i midt-Norge (Steinnes et al., 1988). Dette har medført sterkt forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller, spesielt i humuslaget, i det sørlige Norge (Bølviken og Steinnes, 1987). Lite oppmerksomhet har vært retta mot å undersøke de enkelte sjikt i humuslaget med hensyn på akkumulering av tungmetaller. De fleste undersøkelser av tungmetall-akkumulering i overflatejord har vært basert på jordprøver samla på vektbasis. Ved bruk av arealbaserte jordprøver oppveies det for ulik tetthet i prøvene. Dette medfører at tungmetallkonsentrasjonene i de ulike jord-sjikt kan sammenliknes meir direkte.

Formålet med undersøkelsen var å benytte arealbaserte jordprøver for å studere vertikal fordeling av Zn, Pb, Cd og Cu i podsol-jord på Sørlandet og i Sør-Trøndelag, sammenlikne skog og snauhogstfelt med hensyn på vertikal fordeling av disse elementene i jord og undersøke om alderen på et snauhogstfelt har noen betydning for akkumuleringsmønstre i jordprofiler. Videre gikk undersøkelsen på hvor vidt akkumuleringsmønstre for Zn, Pb, Cd og Cu i et område påvirka av atmosfærisk avsetning av tungmetaller (Sørlandet) var forskjellige fra akkumuleringsmønstre i et område med lave konsentrasjoner og liten atmosfærisk avsetning av disse metallene (Sør-Trøndelag).

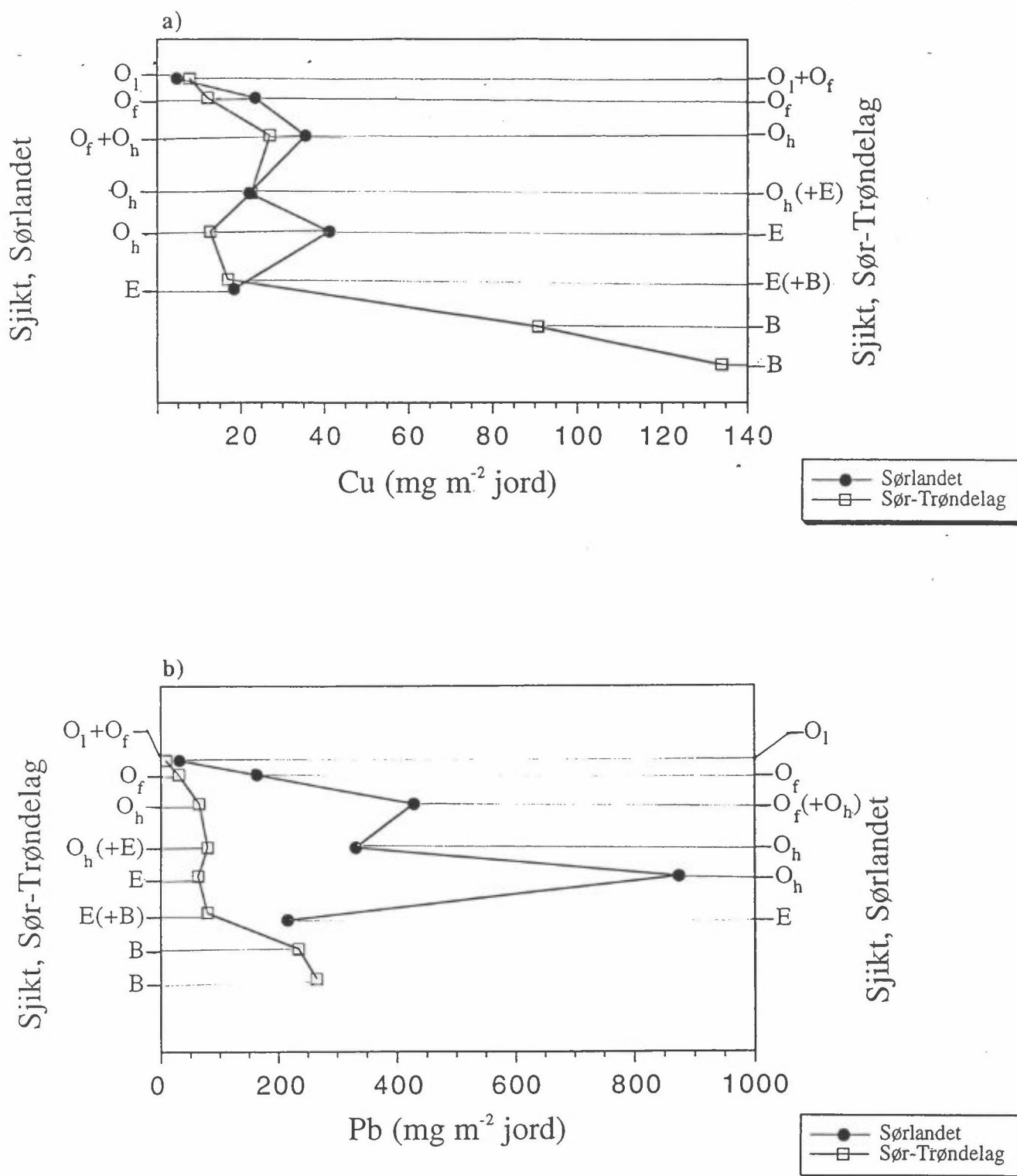
## Eksperimentelt

Prøvematerialet ble henta fra Froland i Aust Agder og Klæbu i Sør-Trøndelag. Par av prøvesett (skog-hogstfelt) ble tatt med opp til 50 meters mellomrom på 3 lokaliteter i Froland. Prøvematerialet fra Sør-Trøndelag ble kun samla fra jord i skog. Jordprøver ble tatt ved hjelp av et jordbor forma som en sylinder (Froland) og ved hjelp av spade og tommestokk (Sør-Trøndelag) for å oppnå arealbaserte prøver. Jordkjernene ble delt, hovedsaklig på grunnlag av sjikt, tørka ved 30°C i 2 døgn og knust manuelt; ingen sikting ble foretatt (totalprøver). Tungmetall-ekstraksjoner ble foretatt med HNO<sub>3</sub> (65 %, p.a.) ved 90°C i 18 timer, og prøvematerialet ble analysert med hensyn på Zn, Pb og Cu (flamme-AAS) og Cd (ET-AAS).

## Resultater



**Figur 1.** Zn i øre del av jordprofilen for to par av prøvesett (skog-hogstfelt).  
 a) Skog hogd i 1988, ikke tilplanta på nytt.  
 b) Skog hogd i 1983, ikke tilplanta på nytt.



Figur 2. Cu (a) og Pb (b) i øvre del av jordprofilen på Sørlandet og i Sør-Trøndelag.

## Diskusjon

Det akkumuleringsmønsteret som er vist for Zn i Figur 1 a) er typisk for alle de undersøkte profilene i skog. Akkumuleringsmønstrene for Pb, Cu og Cd i jordprofiler i skog likner svært mye på mønsteret for Zn vist i Figur 1 a). Den sterkeste akkumuleringen av de 4 metallene ble funnet i O<sub>h</sub>-sjiktet. Profilene i Figur 1 a) er godt sammenliknbare, fordi humuslaga i de to profilene var ca. like tykke, og andel råhumus og omdanna humus var omtrent like stor i de to profilene. Det kan tenkes to mulige tilnærminger for å forklare den sterke akkumuleringen av tungmetaller i O<sub>h</sub>-sjiktet, en biologisk og en kjemisk tilnærming. Den kjemiske tilnærmingen går på at godt utvikla humus er en mye sterkere kompleksbinder, og/eller den har fleire tilgjengelige seter for adsorbsjon av tungmetaller. Ectomycorrhiza er kjent for å akkumulere store mengder tungmetaller. En høy andel ectomycorrhiza i O<sub>h</sub>-sjiktet i forhold til for eksempel i O<sub>f</sub>-sjiktet kan derfor ha gitt sterk akkumulering av de undersøkte tungmetallene i O<sub>h</sub>-sjiktet. Sammenlikning av akkumuleringsmønsteret for Zn i to profiler i hogstfelt med ulik alder (Figur 1), antyder at akkumuleringsmønsteret for Zn ble endra med hogstfeltets alder. I hogstfeltet hogd i 1983 (Figur 1 b)), ble den sterkeste akkumuleringen av Zn funnet i O<sub>f</sub>-sjiktet. Dette mønsteret gjenspeiles også for Cd, mens mønstrene for Pb og Cu ikke ble endra med økende alder på hogstfelta. Dette kan bety at deler av de meir mobile metallene Zn og Cd har blitt vaska ned i dypere jordlag. O<sub>h</sub>-sjiktet var ca. like tykt i skog og i hogstfelt i profilene vist i Figur 1 b).

En sammenlikning av Sørlandet og Sør-Trøndelag avdekker store forskjeller i akkumuleringsmønstre mellom Cu på den ene siden og spesielt Pb på den andre siden. Mesteparten av Cu som fins i jord er tilført via dødt organisk materiale, eller det fins i mineralmateriale i jord. Det forventes derfor at Cu-innholdet i jord på Sørlandet og i Sør-Trøndelag er av tilnærma samme størrelsesorden. Dette gjenspeiles også i undersøkelsen presentert her (Figur 2 a)). Kontrastene mellom akkumuleringsmønstre for Cu og Pb (Figur 2) avspeiler den høye avsetningen og derpå følgende akkumulering av Pb i humuslaget som har foregått over lang tid på Sørlandet (Figur 2 b)).

## Litteratur

Bølviken, B. og Steinnes, E.: 1987, "*Heavy metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport: Further evidence from analysis of different soil horizons*", in Vol. 1: Heavy Metals in the Environment, Lindberg, S.E. og Hutchinson, T.C. (ed.), CEP Consultants Ltd., Edinburgh, 291.

---

Steinnes, E., Frantzen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. og Hanssen, J.E.: 1988, *Rapport 334/88*, SFT, Oslo, 33 sider.

# EFFEKTER AV KADMIUM OG SINK PÅ INVERTEBRATER OG FISK - EKSPERIMENTELLE STUDIER

Torleif Bækken, Magne Grande og Karl Jan Aanes  
NIVA

## SAMMENDRAG

### Testoppsett

Det er utført tester for å studere giftigheten av kadmium overfor invertebrater og fisk. I tillegg er det utført et orienterende forsøk på effekter av sink på fisk. Testene er utførte i gjennomstrømmende, semistatiske og statiske systemer og hadde en varighet av inntil 28 døgn. Det ble benyttet tre vanntyper (1, 2 og 3) som hadde et kalsiuminnhold på ca 2.9, 1.1 og 0.6 mg Ca/l henholdsvis. De tilhørende pH-verdier var 6.6, 5.0 og 5.0, mens innholdet av organisk stoff (TOC) var henholdsvis 2.4, 1.2 og 0.6 mg C/l. Til vanntype 2 og 3 var tilsatt 100 µg Al/l som ga fra ca 80-100 µg LA/l ifølge analysene. Alle invertebrattester ble utført ved  $10 \pm 1^\circ\text{C}$ .

Følgende arter ble testet :

Krepsdyr: marflo (*Gammarus lacustris*)  
Insekter: døgnflue (*Baetis rhodani*)  
Snegler: vanlig damsnegl (*Lymnea peregra*)  
Laks (*Salmo salar*)  
Ørret (*Salmo trutta*)  
Røye (*Salvelinus alpinus*)  
Harr (*Thymallus thymallus*)  
Canadarøye (*Salvelinus namaycush*)  
Bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*)  
Regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*)  
Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*)

## Invertebrater

Artene av invertebrater i disse testene hadde ulike toleranse overfor kadmium. I Maridalsvann med kadmiumkonsentrasjon på 0.5 mg Cd/l var sneglarten mest tolerant, mens marflo var mest følsom. Døgnfluen *Baetis rhodani* var i en mellomstilling. Rangeringen av artene etter følsomhet kunne endres noe med endrede vannkvaliteter, kadmiumkonsentrasjoner og tidspunkt i testforløpet. Testene utført i Maridalsvann ble brukt til å estimere 96 timers LC<sub>50</sub>-verdier. Beregningene anslo at verdiene var ca 250, 500, 100 og 750 µgCd/l for henholdsvis store *Baetis rhodani*, middels store *Baetis rhodani*, *Gammarus lacustris* og *Lymnaea peregra*.

I vanntype 2 (2 deler Maridalsvann og 3 deler avionisert vann forsuret til pH 5) var effektene på *Baetis rhodani* langt kraftigere enn i Maridalsvann. Den relativt store dødeligheten (60%) i "kontrollen" viste imidlertid at den forsurede vanntypen også i seg selv hadde en klar negativ effekt på dyrene. I vanntype 3 (1 del Maridalsvann og 4deler avionisert vann forsuret til pH 5) var vannkvaliteten i seg selv tilstrekkelig til å forklare dødeligheten til *Baetis rhodani*.

Test av *Gammarus lacustris* (marflo) i vanntype 2 viste en tendensen til økt dødelighet med økende konsentrasjon av kadmium. Tendensen var imidlertid ikke så klar som i Maridalsvann. I det mest ionefattige vannet, vanntype 3, var effektene av kadmium uklare. Kontrollen indikerte at også testvannet i seg selv var toksisk.

I langtidsforsøkene ble det registrert langt større driv av døgnfluer og vårfluer i kadmiumrennen enn i referanserennen i begynnelsen av eksperimentet. Dette kan tolkes som forårsaket av kadmiumstress. Totalt hadde de fleste bunndyrpopulasjonene større driv i Cd-rennen enn i referansen. I løpet av forsøksperioden hadde flere grupper økt omtrent likt i antall i begge rennene (unntatt bl.a. døgnfluer og vårfluer). Det var derfor ingen påviselig effekt av lave konsentrasjoner av kadmium på overlevelse og eggklekking hos disse gruppene. Akkumuleringsforsøk på muslinger og snegler viste en klar økning av kadmiuminnholdet i påvirket renne og antyder subletale langsiktige effekter av kroniske påvirkninger.

---

## Fisk

4dLC<sub>50</sub>-verdiene for yngel av ørret (0+) ble funnet å være fra 65-130 µg Cd/l i vanntype 3 og 150-300 µg Cd/l i vanntype 2 avhengig av forsøksbetingelser og/eller fiskens alder/størrelse. I vanntype 1 ble det påvist effekter ned til 2 µg Cd/l. 4dLC<sub>50</sub> kunne ikke beregnes. Forsøk over 28 døgn med 1 µg Cd/l (nominell verdi) viste hverken letale eller subletale effekter.

Forsøk med varierende konsentrasjoner av kalsium viste at en økning av kalsiuminnholdet fra 0.5 til 2 mgCa /l hadde størst effekt. Utover dette hadde øket kalsiumtilsetning mindre virkning.

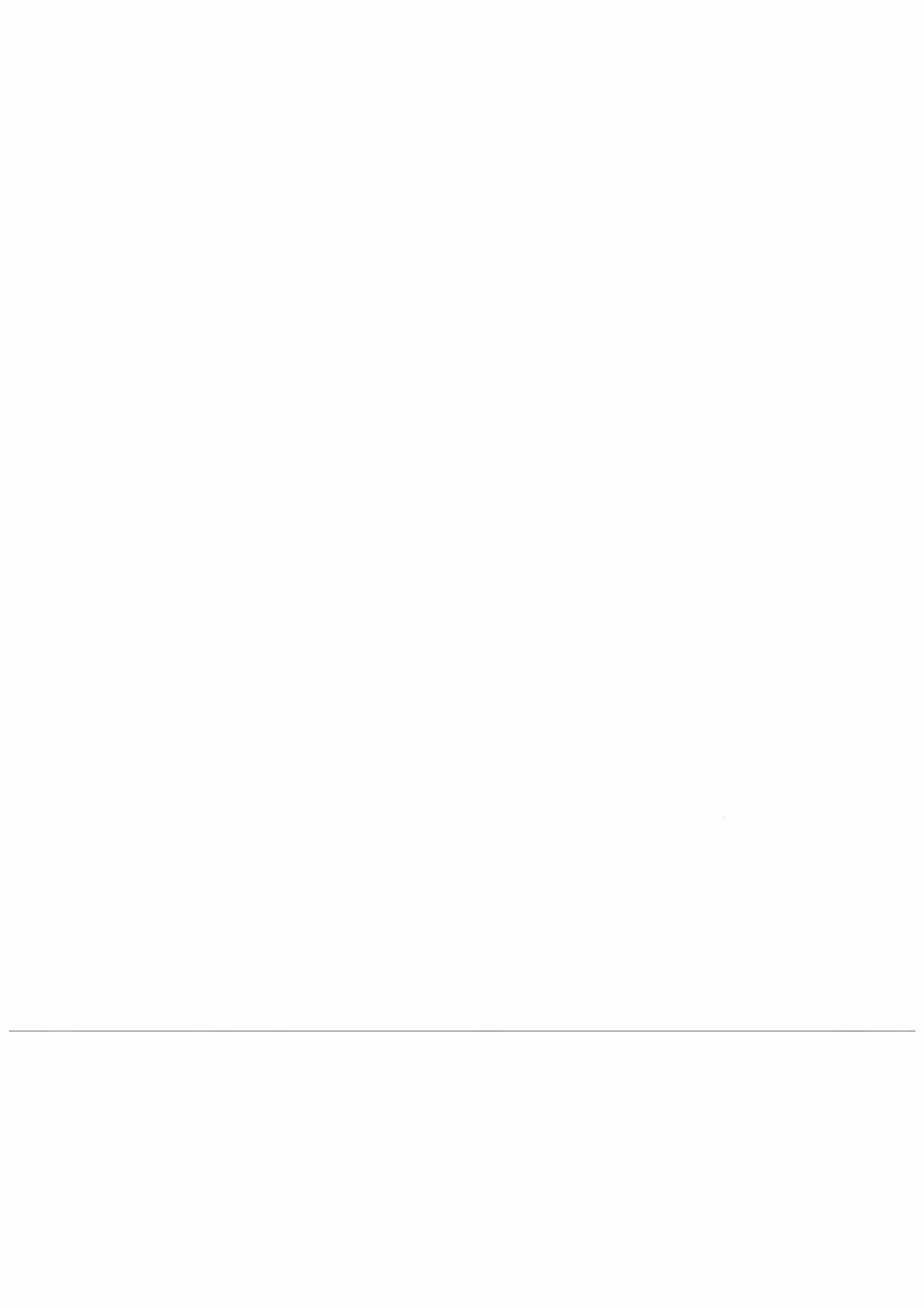
Variasjoner i pH (pH 4.5- 6.4) ga små utslag på giftigheten til kadmium alene, men sammen med aluminium var giftigheten størst ved pH 5.0-5.5.

100-sjøers undersøkelsen viste at 88% av kadmiumkonsentrasjonen lå under 0.1 µg Cd/l og 12% var fra 0.1-0.2 µg Cd/l. Det anses derfor som lite sannsynlig at kadmium utøver akutte eller kroniske effekter i sure, norske vanntyper. Det sees da bort fra eventuell akkumulering av kadmium i fiskens organer. Dette er ikke undersøkt.

Av 8 forskjellige fiskearter (0+) som ble testet i et forsøk var regnbueørret og laks mest ømtålelige av laksefiskene, mens bekkerøye tålte mest. Canadarøye, røye, harr og ørret kom i en mellomstilling. Ørekyte viste omtrent samme toleranse som sistnevnte gruppe. Ettårig fisk var mer tolerante og av de to testede arter; bekkerøye og ørekyte, tålte ørekyta mest.

---





## Fysiologiske effekter av kadmium på stingsild (*Gasterosteus aculeatus*)

Sigrun Einarson\*, Karl Erik Zachariassen\*†

\*ALLFORSK/AVH, Avdeling for økotoksikologi, N-7055 Dragvoll

†Zoologisk Institutt, Universitetet i Trondheim, N-7055 Dragvoll

### Abstract:

Effekter av akutt kadmiumeksponering hos to populasjoner av stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) har blitt undersøkt ved å se på letalitet, akkumulering av kadmium i gjellevev, og effekter på fysiologiske parametre. Letalitetstester viste verdier for LC<sub>50</sub>/96 timer på 3.96 og 2.67 ppm hos stingsild fra henholdsvis lokalitet 1 og 2. Akkumulert mengde kadmium i gjellevev viste ingen signifikante forskjeller mellom de to populasjonene, ved eksponering til 0.1 og 1.0 ppm Cd<sup>2+</sup> i 96 timer. Akutt eksponering for 0.01, 0.1 og 1.0 ppm Cd<sup>2+</sup> i 96 timer, viste ingen signifikante effekter på den elektrokjemiske potensialforskjellen for natrium over cellemembranen i muskelvev ( $\Delta\mu_{Na^+}$ ) hos stingsild fra lokalitet 1. Stingsild fra lokalitet 2 eksponert for 0.1 og 1.0 ppm Cd<sup>2+</sup> viste en signifikant økning i  $\Delta\mu_{Na^+}$ . Eksponering av stingsild fra lokalitet 1 og 2 for 2.0 ppm Cd<sup>2+</sup> i 24, 48 og 72 timer, induiserte en signifikant reduksjon i konsentrasjonene av natrium og klorid i plasma. Hematokrit og  $\Delta\mu_{Na^+}$  viste en signifikant økning etter 48 og 24 timer, hos dyr fra henholdsvis lokalitet 1 og 2. Konsentrasjonene av natrium og klorid i plasma ble ikke regulert tilbake til et normalt nivå i de etterfølgende recoverygruppene (48 timer i rent vann) hos dyr fra lokalitet 1.

### Generell målsetting:

Prosjektet tar sikte på å utvikle et tålegrensebegrep rettet mot dyrs evne til å tåle akutt eksponering for kadmium, som er et av de giftigste langtransporterte tungmetaller. Det blir forsøkt å utvikle en generell evaluering av tålegrense basert på de naturlige metallnivåer i et miljø, samt de lokale organismenes evne til å akkumulere metaller og deres toleranse for akutt eksponering for de samme metaller.

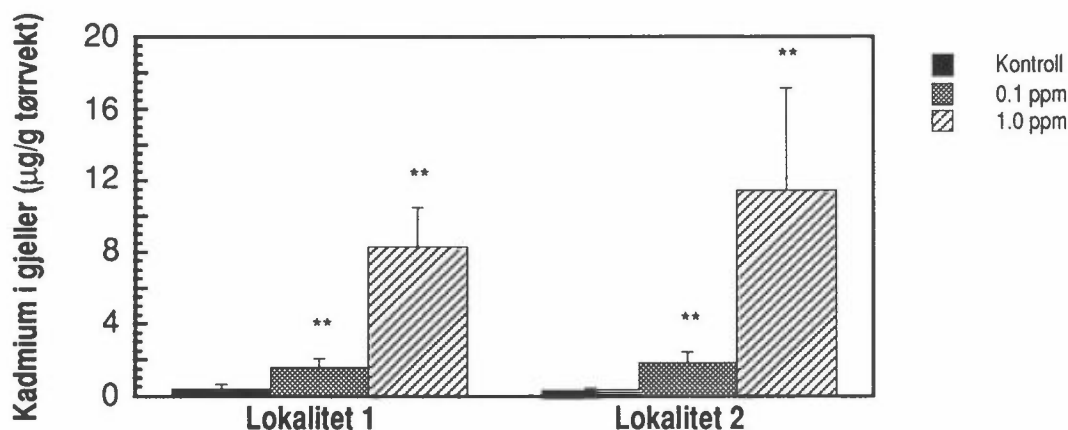
### Resultater:

#### 1) LETALITETSTESTER:

LC<sub>50</sub>/96 timer for stingsild fra lokalitet 1: 3.96 ppm Cd<sup>2+</sup>.

LC<sub>50</sub>/96 timer for stingsild fra lokalitet 2: 2.67 ppm Cd<sup>2+</sup>.

#### 2) AKKUMULERING AV KADMIUM I GJELLEVEV:

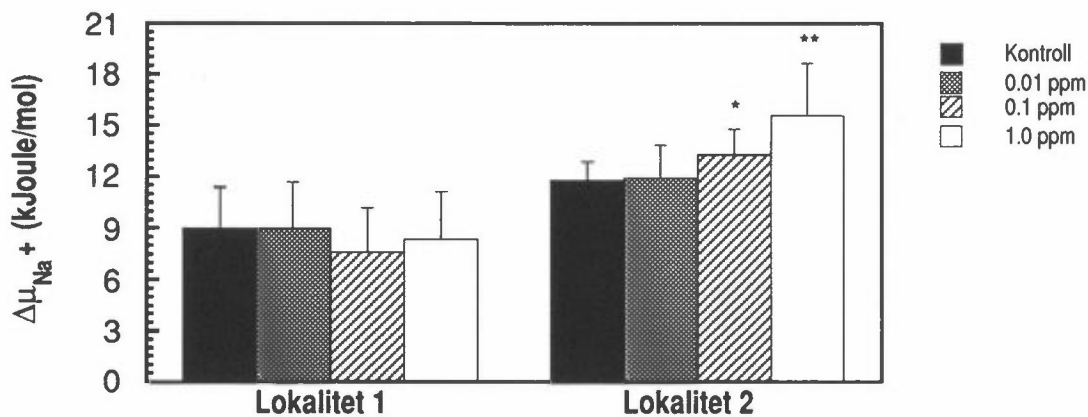


Figur 1. Akkumulert mengde kadmium ( $\mu\text{g/g}$  tørrvekt) i gjellevev hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 1 og 2, eksponert for ulike konsentrasjoner (ppm) av Cd<sup>2+</sup>. Søylenes representerer gjennomsnittsverdier. Standard avvik er angitt over søylene. Antall individer i hver gruppe=5. \*\*( $P<0.01$ ).

#### 3) EFFEKTER AV KADMIUMBELASTNING PÅ FYSIOLOGISKE PARAMETRE:

##### a) AKUTTEKSPONERING FOR 0.01, 0.1 OG 1.0 PPM Cd<sup>2+</sup> I 24, 48 OG 96 TIMER:

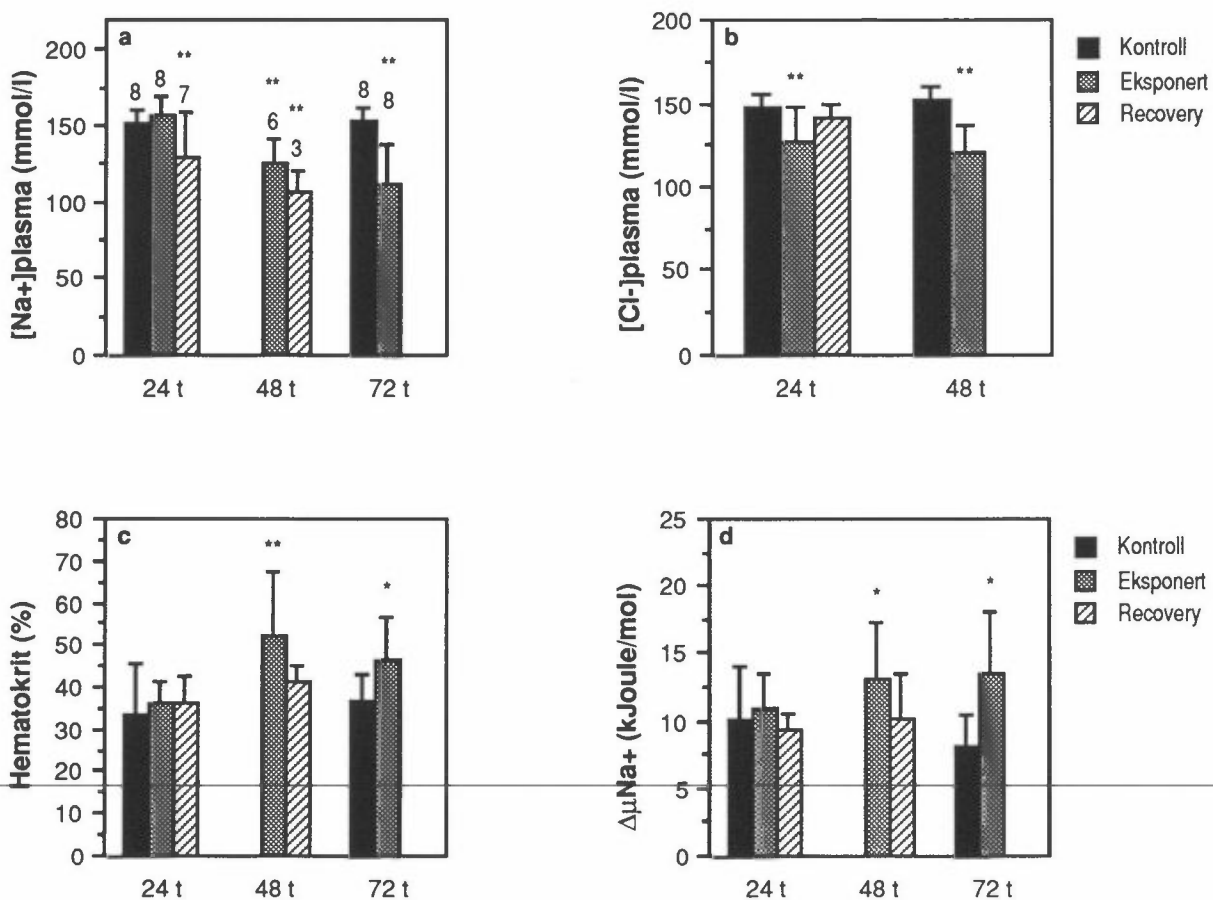
Eksponering for 0.01-1.0 ppm Cd<sup>2+</sup> i 24 og 48 timer, induiserte ingen signifikante effekter på fysiologiske parametre hos stingsild fra lokalitet 1 og 2.



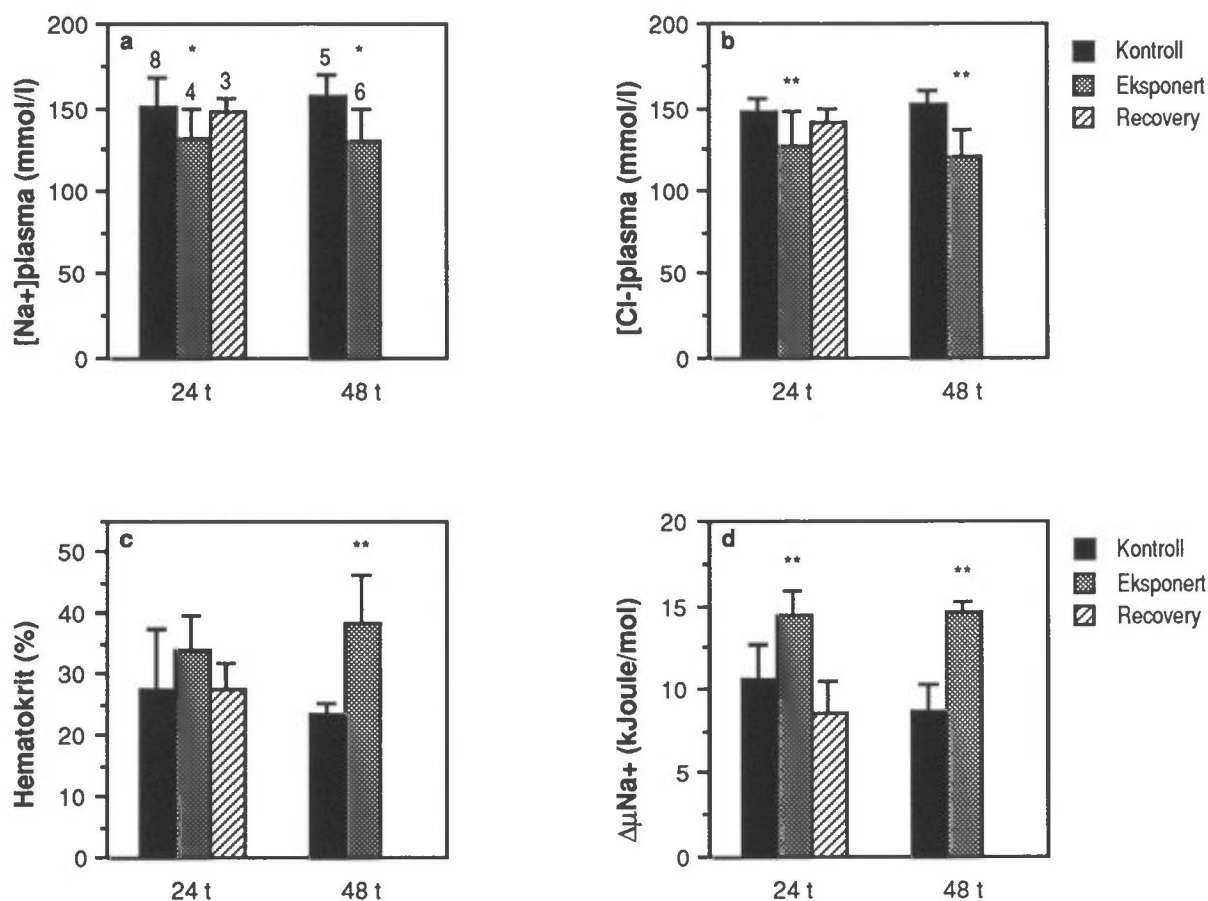
Figur 2. Elektrokjemisk potensialforskjell for natrium ( $\Delta\mu_{Na^+}$ ) over cellemembranen i muskelvev hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 1 og 2, eksponert for ulike konsentrasjoner (ppm) av  $Cd^{2+}$ . Søylenes representerer gjennomsnittsverdier. Standard avvik er angitt over søylene. Antall individer i hver gruppe=10. \*( $P<0.05$ ); \*\*( $P<0.01$ ).

b) TOKSISITETSTEST: EKSPONERING FOR 2.0 PPM  $Cd^{2+}$  I 24, 48 OG 72 TIMER, MED ETTERFØLGENDE RECOVERY I RENT VANN I 48 TIMER:

Eksponering for 2.0 ppm  $Cd^{2+}$  induerte 44 og 50% letalitet etter 48 og 72 timer eksponering hos dyr fra lokalitet 1, og 42 og 83% letalitet etter 48 og 72 timer eksponering hos dyr fra lokalitet 2.



Figur 3. Konsentrasjoner av natrium og klorid (a-b) i plasma, hematokrit (c) og den elektrokjemiske potensialforskjellen for natrium ( $\Delta\mu_{Na^+}$ ) over cellemembranen (d) hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 1 eksponert for 2.0 ppm  $Cd^{2+}$  i forskjellig tid og etterfølgende recovery i rent vann (48 timer). Søylenes representerer gjennomsnittsverdier. Standard avvik er angitt over søylene. (n): Antall individer i hver gruppe. \*( $P<0.05$ ); \*\*( $P<0.01$ ).



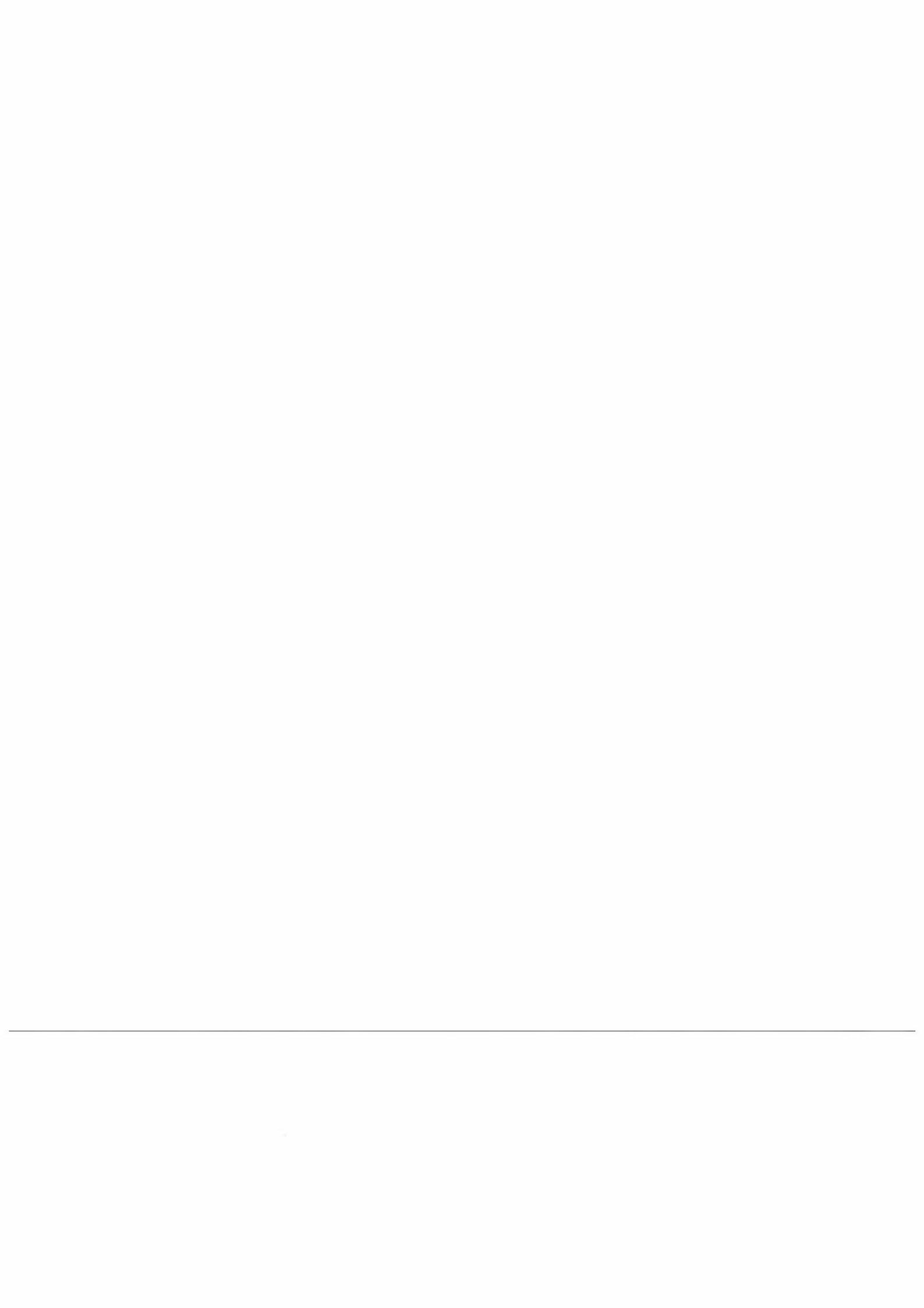
Figur 4. Konsentrasjoner av natrium og klorid (a-b) i plasma, hematokrit (c) og den elektrokjemiske potensialforskjellen for natrium ( $\Delta\mu_{Na^+}$ ) over cellemembranen (d) hos *Gasterosteus aculeatus* fra lokalitet 2 eksponert for 2.0 ppm  $Cd^{2+}$  i forskjellig tid og etterfølgende recovery i rent vann (48 timer). Søylene representerer gjennomsnittsverdier. Standard avvik er angitt over søylene. (n): Antall individer i hver gruppe. \*( $P < 0.05$ ); \*\*( $P < 0.01$ ).

### Konklusjon:

\* Forsøkene viste at subletale konsentrasjoner av kadmium induserer endringer i ulike fysiologiske parametre hos stingsild.

\* Resultatene har vist at de to populasjonene av stingsild har ulik fysiologisk toleranse ved kadmiumbelastning, registrert både ved LC<sub>50/96t</sub> og konsentrasjoner av uorganiske ioner i blod og muskelvev.

\* Resultatene viste ingen signifikante forskjeller i akkumuleringsevne av kadmium hos de to populasjonene. Dette kan indikere at registrering av akkumulert mengde tungmetall i en utvalgt populasjon av en art som et ledd i å overvåke miljøet, ikke er et egnet parameter for å kunne konkludere hvorvidt faren for miljøskade er stor eller liten.



# ER DET FORSVARLIG Å BRUKE HENRIKSENS F-FAKTOR I TÅLEGRENSEARBEID?

Olav Grøterud, Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, Boks 5028, 1423 Ås.

## Beregninger og vurderinger

Den førindustrielle kons. av ikke-marine basekationer  $[BC_0^*]$  er:

$$[BC_0^*] = [BC_t^*] - F([SO_{4t}^*] - [SO_{40}^*])$$

$$F = \sin 90(BC_t^*/400) \text{ og}$$

$$[SO_{40}^*] = 15 - 0,16[BC_t^*]$$

Tålegrensen (CL) for sterke syrer er:

$$CL = ([BC_0^*] - [ANC_{lim.}])Q - BC_d^*$$

**Eksempel på bestemmelse av tålegrensen for de 14 sjøene på Sørlandet med både den beregnete og anslåtte F-faktoren:**

Antar 1000mm avrenning/år (Q).  $BC_d^*$  anslås til ca. 15 kekv./km<sup>2</sup>·år

**Med anslått F-faktor:**

$$\begin{aligned} [BC_0^*] &= 38,8 - 0,15(63,8 - 15 - 0,16 \cdot 38,8) \\ &= 32,4 \text{ } \mu\text{ekv./l (32,4 kekv./km}^2\text{·år)} \end{aligned}$$

**Med beregnet F-faktor:**

$$\begin{aligned} [BC_0^*] &= 38,8 - 2,32(63,8 - 15 - 0,16 \cdot 38,8) \\ &= -60 \text{ } \mu\text{ekv./l (-60 kekv./km}^2\text{·år)} \end{aligned}$$

**Tålegrensene blir:**

$$CL = (32,4 - [ANC_{lim.}])Q - 15$$

Med  $[ANC_l] = 20$  blir

$$CL = -2,6 \text{ kekv./km}^2\cdot\text{år}$$

$$CL = (-60 - [ANC_i])Q - 15$$

$$= -95 \text{ kekv./km}^2\cdot\text{år}$$

I begge eksemplene er tålegrensene allerede overskredet slik at de ikke tåler noe nedfall av sterke syrer. Tvert imot de trenger nedfall av baser, særlig i tilfellet med den beregnede F-faktoren. Dette er viktig i forbindelse med vurdering av kalkingstiltak.

Forskjellen på tålegrensene beregnet med de to ulike F-faktorene er foruroligende stor og bør danne grunnlag for en nærmere vurdering av metodikken i det videre tålegrensearbeidet.

## Kommentarer

I flere sammenhenger er det kommet kritiske bemerkninger til bruken av ANC-begrepet (istedenfor alkalinitet eller bikarbonat) og Henriksens F-faktor i vurdering av forsøringsproblemer og naturens tålegrenser (se for eks. Grøterud 1991). Hovedgrunnen til dette når det gjelder ANC er at organiske anioner inngår i denne størrelsen og kan indikere et gunstigere vannmiljø enn det organismene opplever.

Se for eks. på fig. 1 (og tabell 1) hvor 1991 har en høyere negativ ANC enn 1987. Samtidig er Al-konsentrasjonen og H<sup>+</sup>-konsentrasjonen høyere i 1987 enn i 1991, altså skulle vannet være mest toksisk i 1987 selv om ANC-verdien tilsier det motsatte. Argumentet med at de organiske anionene vil redusere toksisiteten er foreløpig for dårlig dokumentert. Det er mulig dette gjelder for noen typer organiske anioner, men hva med alle de andre som finnes i naturlig vann? I tillegg vil organiske anioner ha sur bufferkapasitet (bufrer ved lav pH) slik at det kan være vanskelig å oppnå høy nok pH etter relativt stor reduksjon av syrenedfallet (se for eks. Wright 1989), det vil si at en relativt høy ANC-verdi (høy TOC-verdi) kan forhindre en økning av pH og det var vel ikke meningen?

Imidlertid synes kritikken mot bruken av ANC å få liten betydning sammenlignet med betenkeligheten av å bruke F-faktoren i arbeidet med reversibiliteten og naturens og myndighetenes tålegrenser for syrenedfall. Dette skulle fremgå av de målingene og beregningene som er presentert her.

Det er valgt ut 14 sjøer på Sørlandet (tabell 1) og Langtjern og Breilivann på Østlandet fra overvåkingsdataene (SFT 1992) for å belyse

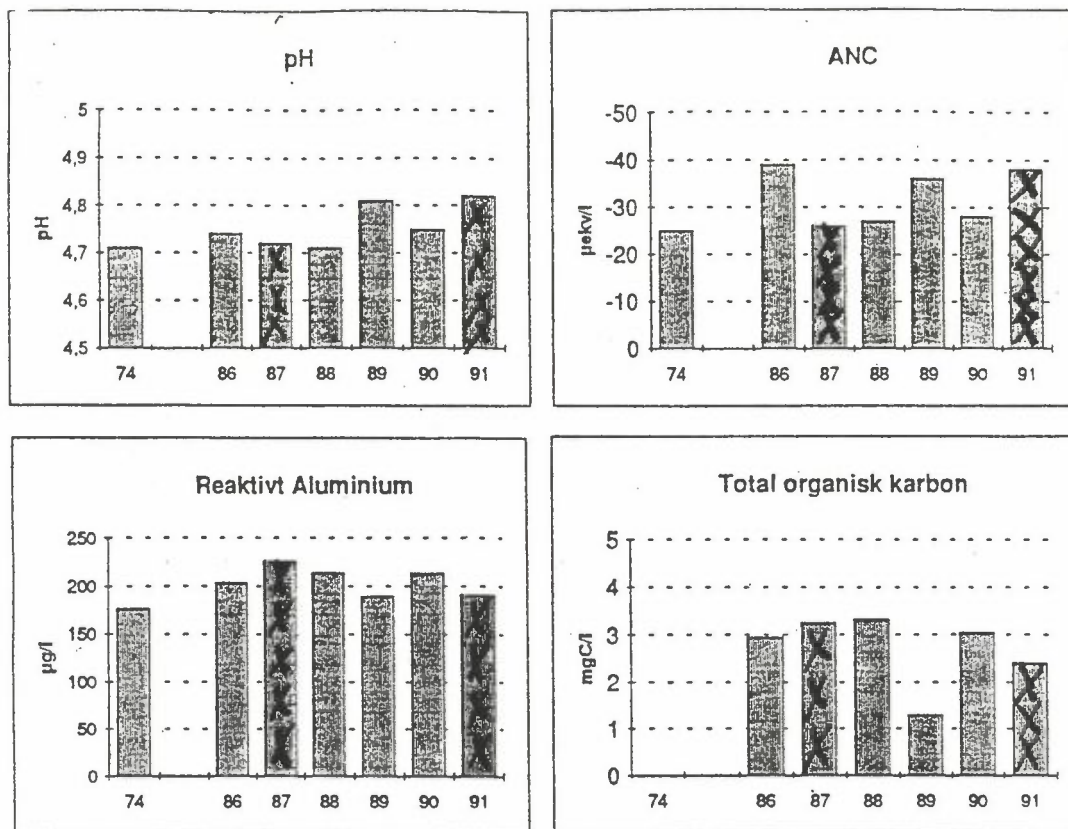


Fig 1. Årsmidler for 14 innsjøer med data fra 1974/75 og for 1986-1991. (SFT 1992)

Tabell 1. Årsmidler for 14 innsjøer på Sørlandet med data fra 1974/75 og for 1986-1991. (SFT 1992)

År	pH	Ca mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	K mg/l	Cl mg/l	SO <sub>4</sub> mg/l	NO <sub>3</sub> µg/l	Alk µeq/l	TOC mg/l	R-Al µg/l	II-Al µg/l	L-Al µg/l	TotN µg/l	ANC µeq/l
1974	4,71	0,86	0,46	2,52	0,26	4,3	4,5	94			176				-25
1986	4,74	0,74	0,36	1,89	0,23	3,4	4,1	187	2,95	203	48	142			-39
1987	4,72	0,70	0,35	2,17	0,22	3,7	3,6	156	3,24	226	40	204			-26
1988	4,71	0,61	0,30	1,69	0,19	2,9	3,3	174	3,32	214	36	178			-27
1989	4,81	0,73	0,40	2,52	0,25	4,4	3,9	228	1,29	189	13	176			-36
1990	4,75	0,60	0,36	2,42	0,18	4,3	3,2	148	3,04	213	30	183	329		-28
1991	4,82	0,69	0,37	2,57	0,24	4,6	3,7	197	2,41	191	31	160	416		-38



holdbarheten av F-faktoren. De to sistnevnte sjøene er også godt undersøkt tidligere (for eks. Henriksen & Wright 1977, Grøterud 1987).

Dataene er sjøsalkkorrigerede og presentert i tabell 2. F-faktoren, opprinnelig definert av Henriksen (1984), er regnet ut på grunnlag av de målte verdiene ( $\Delta BC^*/\Delta AN^*$ , det vil si forandringen av sjøsalkkorrigerede basekationer dividert med forandringen av sjøsalkkorrigerede sterke syreanioner) og den er anslått etter en sinusformel definert av Brakke et al. (1990). Dette er også beskrevet i Henriksen et al. (1990).

Nedbørforholdene i de aktuelle områdene og periodene viser at avrenningen fra innsjøene varierer en del fra år til år. En bedre beskrivelse og forklaring av hydrologien og limnologien i nedbørfeltene (foreks. forholdet mellom mengden overflatevann og markvann/grunnvann og innsjøenes fornyelsestid) må tillegges større betydning for tolkingen og forståelsen av vannkvaliteten enn hittil.

Konklusjonen på grunnlag av disse data er at forklaringen på vassdragsforsuring ikke er enkel og entydig, men vanskelig og komplisert. Dette gjør vurderingen av reversibilitet vanskelig og usikker.

Et viktig spørsmål er om det er riktig å operere med F-faktor og sjøsalkkorrigerede verdier i forsurningsforskningen? Hvis svaret er ja, er det kanskje grunn til å spørre om F-faktoren burde bli bestemt på en annen måte? Fig. 2 viser hvor usikkert det hele er.

I følge Henriksen et al. (1990) dekker F-faktoren bare ionebyttingsprosesser, men burde ikke også ioneopptak og forvitring i nedbørfeltene og omsetningsprosesser i innsjøene inngå i denne faktoren?

Sannsynligvis er svaret på dette at det ikke er lett å gå inn på så mange samtidige prosesser i behandlingen av forsuring av større områder. Men med så stor usikkerhet som denne F-faktormetoden her har vist er det

likevel grunn til å stoppe opp et øyeblikk.

## REFERANSER

Brakke, D.F., Henriksen, A. & Norton, S.A. 1990: A variable F-factor to explain changes in base cation concentrations as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24.

Grøterud, O. 1987: Lake acidification - a complex phenomenon elucidated by studies of fifteen lakes in Finnemarka, Southern Norway. *Norw. J. Agr. Sci. Suppl.* No 1, revised edition.

Grøterud, O. 1991: En kritisk vurdering av den norske sur nedbør forskning og overvåking sett i lys av en nødvendig resultatkontroll av de gjennomførte tiltakene. 153  
Rapport til SFT, Inst. for jordfag, NLH.

Henriksen, A. 1984: Changes in base cation concentration due to freshwater acidification. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22.

Henriksen, A. & Wright, R.F. 1977: Effects of acid precipitation on a small acid lake in southern Norway. Nord. Hydrol. 8.

Henriksen, A., Lien, L. & Traaen T.S. 1990: Tålegrenser for overflatevann - Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport.

Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T.S. & Taubøll, S. 1992: Tålegrenser for overflatevann - Kartlegging av tålegrenser og overskridelser av tålegrenser for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport.

SFT 1991 og 1992: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapporter 1990 og 1991. Statlig program for forurensningsovervåking.

Wright, R.F. 1989: Rain project. Role of organic acids in moderating pH change following reduction in acid deposition. Water, Air, and Soil Pollution 46.

Tabell 2. Årsmidler for 14 innsjøer på Sørlandet med data fra 1974/75 og 1986-91,  $\mu\text{ekv./l}$  (Beregnet ved bruk av data fra SFT-rapport 506, 1992).

År	Ca	Ca*	Mg	Mg*	Na	Na*	K	K*	BC*	Cl	SO <sub>4</sub>	SO <sub>4</sub> *	NO <sub>3</sub>	AN*
74	43,0	38,5	37,9	13,9	109,6	5,7	6,6	4,4	<b>62,5</b>	121,1	93,8	81,3	6,7	<b>88,0</b>
88	30,5	27,5	24,7	8,5	73,5	3,4	4,9	3,4	<b>42,8</b>	81,7	68,8	60,4	12,7	<b>73,1</b>
91	34,5	29,7	30,5	4,8	111,7	0,5	6,1	3,8	<b>38,8</b>	129,6	77,1	63,8	14,0	<b>77,8</b>

Beregnet F-faktor for disse sjøene ved hjelp av ovenstående data.

$$1974-1991: F = \Delta BC^* / \Delta AN^* = -23,7 / -10,2 = \mathbf{2,32}$$

$$1974-1988: F = -19,7 / -14,9 = \mathbf{1,32}$$

$$1988-1991: F = -4 / 4,7 = \mathbf{-0,85}$$

Anslått F-faktor for disse sjøene (faktor brukt i tålegrenseberegningene):

$$F = \sin 90(BC_i^* / 400) = \sin 90(38,8 / 400) = \sin 8,7 = \mathbf{0,15}$$
 (med 91 som basisår) eller  $F = \sin 90(62,5 / 400) = \mathbf{0,24}$  (med 74 som basisår).

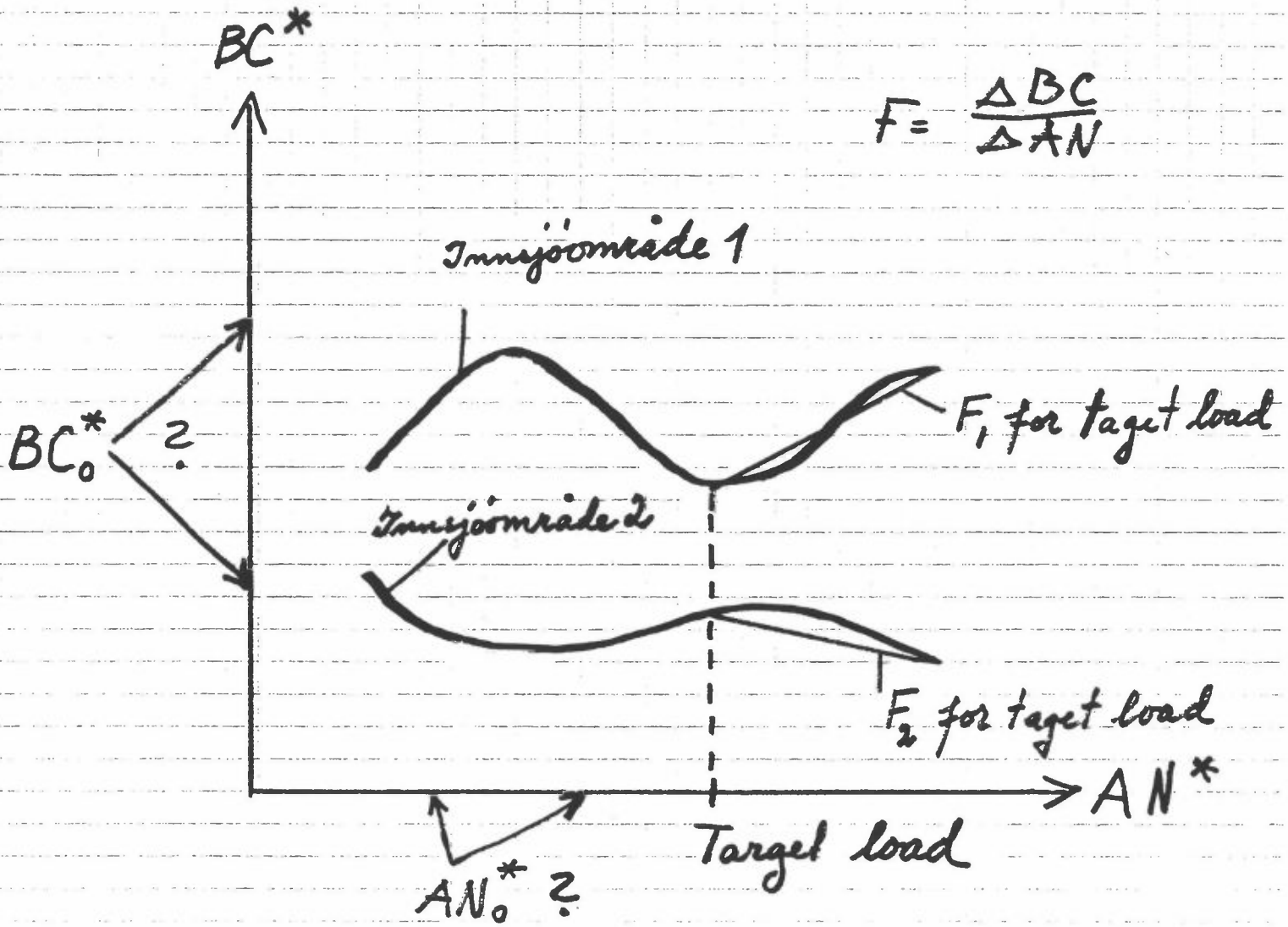


Fig. 2 Mulige F-faktorer.

## Nitrogen fra fjell til fjord. En prosjektbeskrivelse

**Dag Hessen og Arne Henriksen,  
Norsk Institutt for Vannforskning, Pb. 69, Korsvoll, 0808 Oslo 8**

### Bakgrunn:

Menneskeskapte forstyrrelser i de globale, biogeokjemiske kretsløp representerer kanskje vår tids største miljøutfordring. Dette er problemer som ikke kjenner landegrensener, og som ofte har vidtrekkende og uoversiktlige konsekvenser. I tillegg til de mer kjente problemer knyttet til ubalanse i karbon- og svovelkretsløpet, er det også klart at menneskeskapte inngrep har betydelige effekter via ubalanse i *nitrogenkretsløpet*. Dette er et svært komplisert kretsløp hvor nitrogen i ulike tilstandsformer i luft, vann, jord og biomasse deltar aktivt og hvor effektene er komplekse og griper over i hverandre. Ubalanse i dette kretsløpet kan gi tre prinsipielt forskjellige miljøeffekter:

- *Drivhuseffekt* ved økt konsentrasjon av lystgass ( $N_2O$ ) i atmosfæren.
- *Forsuring* av jordbunn og ferskvann ved økt nedfall og økte konsentrasjoner av nitrat og ammonium i jord og vann.
- *Eutrofiering* (økt algevekst) i kystområder ved økte tilførsler av nitrat og ammonium.

Hverken når det gjelder nitrogenkretsløpet eller andre kretsløp er det snakk om generelle endringer av kretsløpene, men mer en forstyrrelse eller ubalanse. Over 90 % av all nitrogenbinding skjer ved mikrobiologisk aktivitet, og dette er ikke vesentlig endret ved menneskelig aktivitet. Industriell nitrogenbinding (primært i kunstgjødselindustrien) er økende, men utgjør bare i størrelsesorden 5 % av total binding. Det gir likevel et betydelig ekstratilskudd av biologisk reaktivt nitrogen. Det samme kan sies om de økte tilskuddene av oksidert nitrogen fra forbrenningsprosesser og reduserte nitrogenformer fra mennesker og husdyr. Hovedproblemet er altså kort sagt at man henter ut mer av det ikke-reaktive, atmosfæriske nitrogen og anriker atmosfære, jord og vann med komponenter som har klare fysisk-kjemiske og/eller biologiske effekter.

### Problemstilling:

I perioden 1950 - 1980 skjedde en femdobling av de europeiske nitrogenutslipp til atmosfæren. Dette har imidlertid stabilisert seg etter 1980. Dette har gitt et tilsvarende forløp i atmosfærisk nitrogednedfall. Dette kommer som nevnt i tillegg til en betydelig økning av direkte tilført nitrogen til jord, skog og vann ved økt (over)gjødsling og humane utslipp. I sentral-Europa, med høy befolkningstetthet og intensivt husdyrhold ligger den årlige nitrogeddeponering på rundt  $6 \text{ g N m}^{-2}$ , mye av dette er ammoniumavgassing fra husdyrgjødsel. I Norge er selv den maksimale avsetning på under  $2 \text{ g N m}^{-2}$  (Sør-Vestlandet) og dette avtar til under  $0.2 \text{ g N m}^{-2}$  i de nordligste landsdeler. I de områder av Europa med høyest avsetning observeres nå en rekke miljøproblemer knyttet til den økte tilgjengeligheten av nitrogen. Skogskader, vegetasjonsendringer, forsuringseffekter og algeoppblomstring i kystområder. Normalt er nitrogen vekstbegrensende

stoff både på land og i havområder. Økt nitrogentilførsel har derfor i en tidlig fase hatt en vekstfremmende effekt på skog, og det meste av nitraten er blitt tatt opp av vegetasjonen. Nå observeres imidlertid flere steder en begynnende "nitrogenmetning", der mer nitrogen tilføres enn det som tas opp. Jordforsuringen øker, avrenningen av nitrat og andre mineraler øker, skogskadene tiltar og man aner begynnelsen på en serie med alvorlige tilbakekoblingsmekanismer. Har så Norge, med relativt lav nitrogenbelastning, noe å frykte? Forsuringsskadene i Norge har vært betydelig større enn mange sentral-europeiske områder med langt større belastning av sur nedbør. Det er ingen lineær sammenheng mellom belastning og effekt, og de mest belastede områdene i Sør-Norge har en nitrogenavsetning som er mange ganger høyere enn den antatte bakgrunnsavsetning. Skog i Sør-Norge har vært forsuringsbelastet gjennom flere tiår. Hvordan vil den reagere på nitrutforsuring som en ekstra stressfaktor? "Tusen-sjøers" overvåkingen i Norge viste at en lang rekke sør-norske innsjøer hadde fordoblet sitt nitrattinnhold over tiårsperioden 1974-1985. Siden har nivåene holdt seg høye. Er dette et tegn på redusert opptak, økende nitratt lekkasje fra jord eller "nitrogenmetning"? Spørsmålene og problemene er som nevnt komplekse og fordrer en tverrfaglig innsats. Dette var bakgrunnen for det tverrfaglige prosjektet "*Nitrogen fra fjell til fjord*", ble initiert som et samarbeidsprosjekt mellom NILU (avsetning, nedbør), NILU (skog), JORDFORSK (jord, landbruk) og NIVA (avrenning, vann). Selv om det er en grovinndeling i arbeidsområder som indikert ved institusjonsnavnene, er det et overordnet siktemål at all aktivitet skal være samordnet og integrert.

#### Målsetting og prosjektbeskrivelse:

Prosjektets hovedmål er å øke kunnskapen om opptak, omsetning, retensjon og avrenning av nitrogen, og gi bedre prognoser for framtidige effekter på jord, skog, ferskvann og fjorder. Hoveddrammen er studier av nitrogenkretsløpet fra nedbør til hav ved studier av nitrogenbudsjettet og nitrogenomsetning i to nedbørfelt samt utvalgte delfelt med fjell, hei, skog, dyrket mark og ferskvann. Prosjektet grenser naturlig opp til andre større prosjekter på nitrogen som NITREX (Nitrogen Saturation Experiment) og PMF (Program for marin forurensning), og det satses på utstrakt informasjonsutveksling mellom disse prosjektene.

De to nedbørfeltene er Bjerkreimsvassdraget i Rogaland og Aulivassdraget i Vestfold. Det første i et område med tynt vegetasjonsdekke, liten menneskelig aktivitet og atmosfæriske tilførsler som viktigste nitrogenkilde, det andre i et typisk jord- og skogbruksdistrikt med landbruket som dominerende nitrogenkilde. Innenfor hvert av delfeltene foregår det eksperimenter og detaljstudier med sikte på å klargjøre omsetnings- og tapsprosesser i skog, jord og vann. I tillegg til studier direkte i feltene vil det også foregå eksperimenter på forsøksfelt ved NLH. Omsetning i vann studeres også gjennom tre underprosjekter:

- Prosess- og retensjonsstudier i Eikernvassdraget ble påbegynt i juli. Nitrogenfraksjoner måles i 10-12 stasjoner ved innløp og utløp av de ulike innsjøene i nedbørfeltet. Dette dekker et spekter av sjøer fra næringsfattig til næringsrik, med varierende dybde, vegetasjon og gjennomstrømning, og burde kunne gi et generelt inntrykk av ulike innsjøer kapasitet mht. nitrogenretensjon. Prosess-studier med hovedvekt på nitrogenfiksering, denitrifisering og sedimentasjon vil bli

begrenset til to av innsjøene. Disse studiene ble påbegynt i 1992, men startes i full bredde først i 1993.

- Renneforsøk med begroingsorganismers respons på nitrogentilførsel er gjennomført ved NIVA's forsøksanlegg på Oset (ved Maridalsvann). Det ble her etablert samfunn av ulike begroingsalger i renner, og begroingsrespons som funksjon av forsuring og nitrat/ammoniumanriking ble fulgt.
- En studie av nitrogenavrenning koblet til klimavariabel ble påbegynt i 1992 år. Det vil her benyttes lange dataserier fra sur-nedbør overvåkingen (1980 - dd.) og fra Lågen og Glomma med sideelver.

#### Framdrift og resultater:

I løpet av 1991 ble prosjektstruktur og prøvefelter fastlagt. Prosjektet hadde sin formelle oppstart i 1992. Gjennom året er det tatt vannkjemiske analyser fra ca. 20 stasjoner i hvert nedbørfelt med 14 dagers intervall. I løpet av høsten 1992 ble det installert måledammer for vannføring med automatiske prøvetakere ved de utvalgte delfeltene i begge nedbørfelt. Det ble også tatt jordprøver og installert lysimetre for undersøkelser av jordvann i skogsfeltene. Resultatene så langt indikerer svært lav nitrogenretensjon i feltene i Rogaland. De fleste stasjoner har lav nitrogenretensjon. Nitrat utgjør rundt 80 % av totalnitrogen gjennom hele sesongen, og med unntak av skogsfeltene er det bare små reduksjoner i nitratavrenning i vekstsesongen (Fig. 1). Hvorvidt dette skyldes hydrologiske forhold eller er tegn på begynnende "nitrogenmetning" er en viktig problemstilling videre i prosjektet. Også feltene i Vestfold viser periodevis meget høye nitrogenverdier. Felles for begge områder er karakteristiske episodeforløp med høy avrenning eller høy nitrogenkonsentrasjon, og disse vil bli fulgt opp med kontinuerlige nyutviklede målere for kontinuerlig nitrogenbestemmelse.

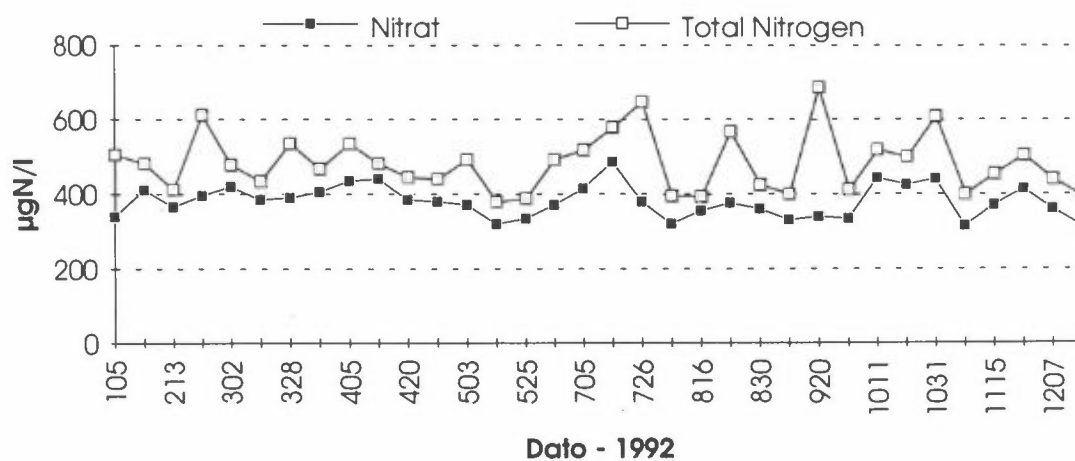
For det kommende år vil slike episodestudier være et viktig supplement til de budsjett- og prosess-studier som allerede foregår. For de resterende tre prosjektår vil det også åpnes for en utvidet prosjektdeltakelse bl.a. med mer omfattende prosess-studier og vegetasjonsstudier i Bjerkreimfeltene

#### Styring og finansiering:

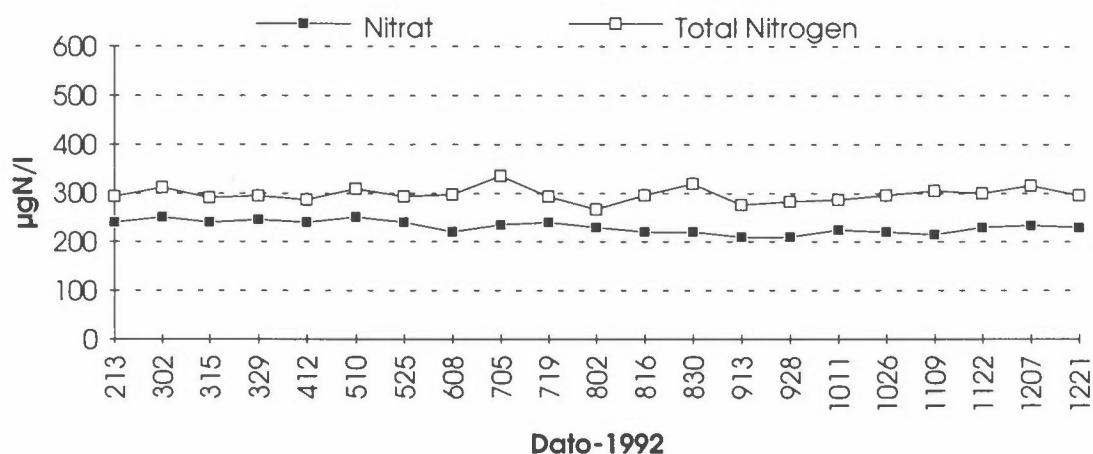
Prosjektet har en styringsgruppe bestående av representanter fra de fire hovedinstitusjonene, samt observatører fra DN og SFT. I tillegg til de ordinære prosjektmøter, tar styringsgruppen sikte på minimum to felles "workshops" årlig.

Prosjektet har fra 1993 en total, årlig ramme på nær 4.5 millioner. Det meste av dette er øremerkede basisbevilgninger fra NAVF til NIVA og Jordforsk. NAVF bidrar også på utstyrssiden (måledammer, automatiske prøvetakere, sensorer) gjennom Program for langtransporterte forurensninger. Den andre finansieringskilden er NLVF, som i hovedsak finansierer NISK sin deltakelse i prosjektet.

## Utløp v. Tengs



## Utløp Ørsdalsvatn



## Bekk v/Longavatn

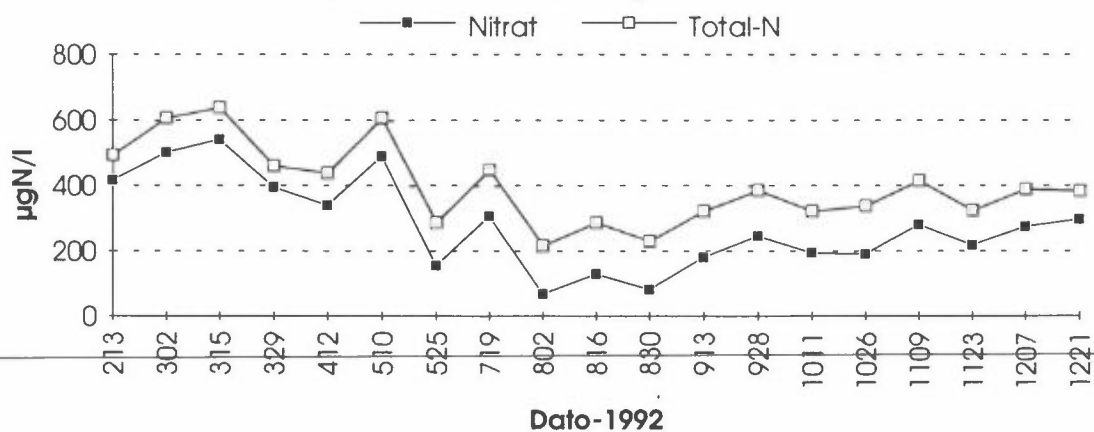


Fig. 1. Eksempler på årsvariasjoner og konsentrasjoner av nitrat og total nitrogen fra tre av stasjonene i Bjerkreimsvassdraget. Øverst: Bjerkreimselva ved utløpet. I midten: utløp av Ørsdalsvann. Nederst: avrenning fra et heifelt.

## TILFØRSEL OG TAP AV BASE KATIONER I BIRKENESFELTET (basert på foreløpig data)

SHEILA KVINDESLAND, *Norsk Institutt for Skogforskning, Høgskolevn 12, 1430 As*

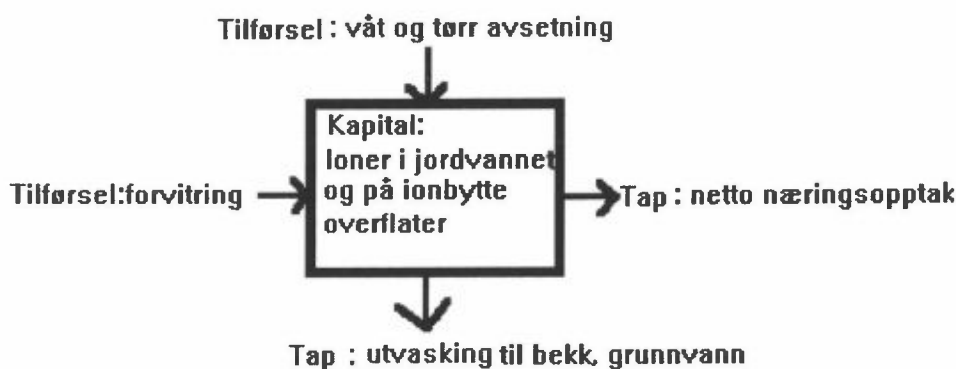
### Introduksjon:

Naturforholdene i Birkenesfeltet har siden 1971 vært grundig undersøkt i forbindelse med "sur-nedbørs" -forskning. En rekke av undersøkelsene har dreid seg omkring tilførsel og utvasking av næringsstoffer. Flere av undersøkelsene har pågått nesten kontinuerlig siden de ble startet, blant annet bekkevannskjemi, luft og nedbørsmålinger.

TVLF-prosjektet "Modellering av jordprosesser" har bestemt seg for å utvikle et nytt hovedelement budsjett for Birkenes, hvor så mange målinger som mulig skal inngå, det vil si data for jord, jordvann, grunnvann, bekkvann samt vegetasjon. En generell modell for tap og tilførsel av elementer i et nedbørsfelt er vist i figur 1.

Formålet med denne rapporten er å gi status for arbeidet så langt, med mest vekt lagt på base kation budsjettet.

Figur 1. Tap og tilførsel av elementer i en nedbørsfelt



### Våt avsetning:

Birkenes ligger ca. 20 km fra kysten. Avsetningene består av en blanding av sjøsalter og ikke-marine elementer. Plot av  $\text{Cl}^-$  mot  $\text{Na}^+$  og  $\text{Mg}^{2+}$  i nedbør viser en nær sammenheng som forventet for sjøvann. Vi antar at alt  $\text{Cl}^-$  og  $\text{Na}^+$  er marin og subtraherer det marine bidraget for å bestemme de ikke-marine elementene, som er dominert av "svovelsyre" og "ammonium nitrat".

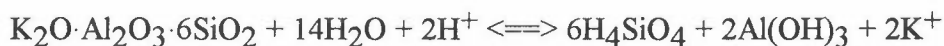
### Tørr avsetning:

Den årlige transporten av  $\text{Cl}^-$  ut av feltet var på  $146 \text{ mmol}_c/\text{m}^2$ . Den årlige våttilførselen av  $\text{Cl}^-$  til feltet er beregnet til  $96 \text{ mmol}_c/\text{m}^2$ . Dersom vi antar at  $\text{Cl}^-$  er konservativt for den 10 års period som er undersøkt, kan differansen på  $50 \text{ mmol}_c/\text{m}^2$  skyldes bidrag fra tørravsetninger. Det marine bidrag til tørr avsetning er beregnet fra  $\text{Cl}^-$  verdiene. Det ikke-marine bidraget er mye vanskeligere å beregne. I grunnvannsbrønner var det marine bidraget av sulfat på 9.3%. Vi antar at 9.3% gir et gjennomsnitt for hele feltet med forskjellige treslag, størrelse og tetthet. Det årlige bidraget fra ikke-marine tørr avsetninger var beregnet på grunnlag av dette.



**Kjemisk forvitring:**

Kjemisk forvittringshastighet er beregnet utfra en lineær støkiometrisk oppløsning av mineralene og ved å anta at alt silisium skyldes oppløsning av mineraler. Som eksempel kan oppløsning av K-feltspat skrives:



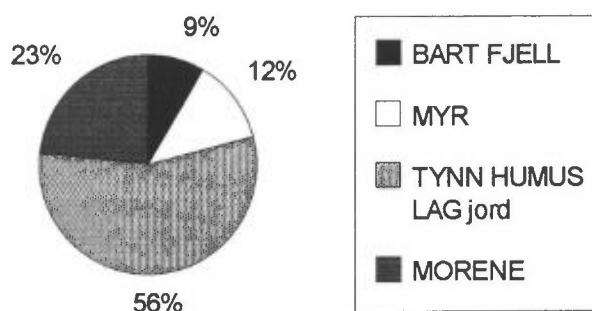
Mineralogi er bestemt ved røntgendiffraktometri og røntgenfluorescens på finsandfraksjonen.

Tabell 1. Mineralinnhold og støkiometri av en finsandfraksjon fra Birkenes

Mineralinnhold	Støkiometri			
	Si/Ca	Si/Mg	Si/Na	Si/K
K-feltspat 20 %	-	-	-	3.0
Plagioklas 30 %	14	-	3.5	-
Hornblende 2 %	4.7	-	7.0	-
Kvarts 45 %	-	-	-	-

Årlig transport av silisium fra jordvannet til bekkevannet er ca. 50 mmol/m<sup>2</sup>/år. Dette gav en årlig kjemisk forvitring av kalsium på ca. 6 mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>/år, magnesium 2 mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>/år, natrium 10 mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>/år og kalium 5 mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>/år. Total tilførsel av basekationer ved forvitring er ca. 23 mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>/år.

Figur 2: "Jord typer" fordeling i Birkenesfeltet

**Jordkjemi:**

Målet var å beregne kapitalen av ombyttbare base kationer (mmol<sub>c</sub>/m<sup>2</sup>) i myr, tynt humuslag og i morener (podzol), i siste tilfelle lagvis nedover. I denne hensikt samlet vi alt stedfestet jorddata vi kunne og med Geographic Information Systems (GIS) som verktøy lagde en forenklet jordkart av Birkenes nedbørfelt. Figur 2 viser en kakediagram av fordeling av jord typer i Birkenes på grunnlag av jordkartet.

Totalt ble 175 punkter benyttet til å beregne et volumveidd gjennomsnitt av utbyttbare kationer Na, K, Mg og Ca i  $\text{mmol}_c/\text{m}^2$  med følgende ligning:  $\text{densitet}(\text{kg}/\text{m}^3) \cdot \text{tykkelse}(\text{m}) \cdot \text{basekation}(\text{meq}/\text{kg})$ .

Dette ga følgende rangering av summen av base kationer ( $\text{mmol}_c/\text{m}^2$ ) Myr > Tynn humus lag > Podzol O lag > Podzol B lag > Podzol C lag > Podzol E lag. Det totale innhold av utbyttbare base kationer i et organiske lag av en podzol ligger mellom 110 og 9000  $\text{mmol}_c/\text{m}^2$  (gjennomsnitt 2100).

### Næringsopptak:

Netto næringsopptak er beregnet for en flate med ca. 100 år gammel gran. Det ble benyttet data fra NISKs overvåkingsflate, som ligger på moreneavsetning. Det er viktig å presisere her at dette skogfeltet ikke er representativt for hele skogen i Birkenesfeltet, men var det eneste skogfeltet hvor vi hadde data til å beregne realistisk næringsopptak. Et mer representativt næringsopptak for feltet vil bli beregnet senere på grunnlag av tretaksering som vil foregå til våren.

Tabell 2. Netto næringsopptak for 100 år gran bestand på morene avsetning i Birkenes

Trekomponent	benevning kg/ha/år			
	N	Ca	Mg	K
stamme og grener	7,11	6,41	1,04	5,49
nåler	24,27	12,93	2,27	11,34
grove røtter	11,25	5,23	0,63	4,91
strøfall	-29,6	-11,70	-1,9	-4,26
krone utvasking/absorpsjon		-2,4	-0,77	-9,48
Total netto opptak	13,02	10,46	1,28	8
Total netto opptak( $\text{mmol}_c/\text{m}^2/\text{år}$ )	93,03	52,3	10,67	20,51

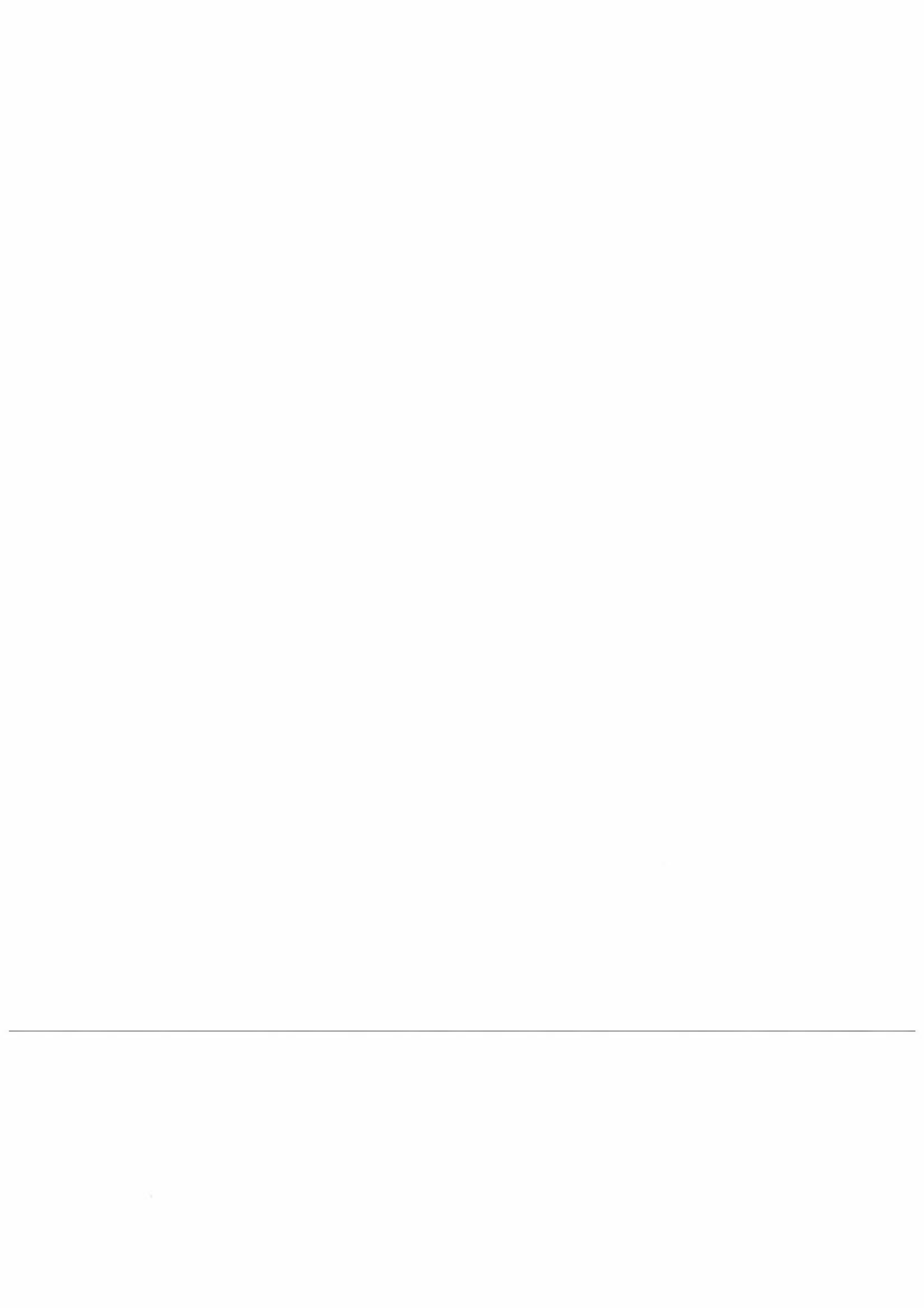
### Resultater(foreløpig):

Tabell 3. Årlig Budsjett for base kationer over en 10 års periode

	tap (+) tilførsel (-) benevning $\text{mmol}_c/\text{m}^2$			
	Na	K	Mg	Ca
Output - Input	11,28	-3,18	9,12	41,44
Forvitring	-10	-5	-2	-6
Netto næringsopptak		20,51	10,67	52,3
Tap fra ionbytte posisjoner	1,28	12,33	17,79	87,74
% tap fra podzol O, E og B lag	0,5	2,9	2,2	3,6

Tapet (%) av base kationer fra podzol O,E og B lag representerer reduksjonen av næringskapitalen fra rotsonen. Det beregnede tapet (%) er større enn i virkeligheten siden næringsopptak er beregnet for den beste skogen i feltet.

Output- input er et beregnet gjennomsnitt for hele feltet. Eksempelvis vil et årlig tap på 41  $\text{mmol}_c/\text{m}^2$  av  $\text{Ca}^{2+}$  fra Birkenesfeltet gjelde både for ulike jordtyper og jordlag i feltet. Det er da ikke tatt hensyn til jordvannets bevegelser i feltet.



## Effekter av kadmiumbelastning på foreldreatferd hos ville lirypehøner

Hans Chr. Pedersen, Norsk Institutt for Naturforskning, Avd. for terrestrisk økologi, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Martin Sæther, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim, 7055 Dragvoll.

### 1 Innledning

Undersøkelser av nivå og effekter av forurensning hos fugl har her i landet vært knyttet til reproduksjonssvikt hos rovfugler forårsaket av organiske miljøgifter (Nygård 1991) og analyser av tungmetallforekomst i annet fallvilt (Pedersen & Nybø 1990). Det er først i senere tid foretatt systematisk innsamling av materiale med siktemål å kartlegge belastningsnivå av metaller som kadmium, bly, kvikksølv og aluminium og eventuelle effekter av disse metallene på frittlevende fuglepopulasjoner.

Tidligere analyseresultater tyder på at belastningsnivået er relativt moderat for de fleste tungmetaller med unntak av kadmium (Pedersen & Nybø 1990). Undersøkelser av lirype *Lagopus l. lagopus* og fjellrype *Lagopus mutus* har vist tildels høye verdier av kadmium fra de sørlige delene av landet (Herredsvela & Munkejord 1988). Dette skyldes sannsynligvis hovedsakelig påvirkning fra langtransportert forurensning. Senere undersøkelser har imidlertid påvist høye verdier fra ryer også fra andre deler av landet (Kålås et al. 1991, Kålås & Lierhagen 1992).

Undersøkelser av effekter av metallbelastninger på terrestriske dyr er svært fåtallige og i Norge mangler studier på naturlige bestander (Pedersen & Nybø 1990). Hos fjellryper og liryper er kadmiumbelastningen i enkelte områder over det nivå hvor man forventer å kunne finne negative effekter (Eisler 1985, Pedersen & Nybø 1990). Det er derfor viktig at man i tillegg til å foreta målinger av belastningsnivå også gjennomfører effektstudier på naturlige populasjoner.

Undersøkelser på stokkender *Anas platyrhynchos* holdt under seminaturlige betingelser har vist at lave Cd-belastninger, slik man normalt finner i naturlige miljøer, kan føre til unormale fryktresponser. Dette kan igjen føre til økt predasjon (Heinz et al. 1983). Slike atferdsforandringer kan også tenkes å oppstå i ville populasjoner med forhøyet Cd-nivå. Hos ville dyr er antipredatoratferd en viktig komponent i foreldrenes innsats for å øke avkommets sjanse for å overleve. Et høyt Cd-nivå slik som påvist hos lirype, vil derfor kunne påvirke reproduksjonsresultatet i negativ retning.

I dette eksperimentet ville vi undersøke om 1) eksogen tilførsel av kadmium har negativ effekt på foreldreatferden hos ville lirypehøner, og 2) om en eventuell endring i atferden reduserer avkommets overlevelse.

### 2 Metoder

På grunnlag av beregninger og pilotundersøkelser på tamhøns ble det valgt en belastning på 133 mg/l  $\text{CdCl}_2$ , som tilsvarer 83.2 mg Cd/l. Etter at rugende lirypehøner ble funnet, ble disse fanget på reir og halvparten ble gitt osmotisk pumper med  $\text{CdCl}_2$ -løsning og halvparten pumper med fysiologisk saltvann. Hønene ble påmontert radiosender og kullene ble peilet og støkkt (høna skremt opp) hver 2. dag. Ved støkking ble det foretatt en rekke atferdsregistreringer. Ved forsøkets slutt, ca 10 dager etter klekking, ble kyllingoverlevelsen beregnet og de Cd-belastede hønene avlivet. Lever og nyre ble tatt ut og analysert for Cd.

### 3 Resultater og diskusjon

Som vi ser av tabell 1, var både lever- og nyreverdiene hos kadmiumhønene signifikant høyere enn verdiene for voksne liryper fra det samme området. Forskjellen mellom de målte verdiene for kadmiumhøner i forhold til "normale" høner er større for lever (250%) enn for nyre (145%). Eksponeringen kan allikevel ikke betraktes som en akutt høydose eksponering da dette karakteriseres av et lever:nyre-forhold  $> 1$  (Scheuhammer 1987). Resultatene viser totalt sett at osmotiske pumper er en brukbar metode for belastning av villlevende dyr. Dette vil kunne åpne muligheten for eksperimentell belastning i en rekke sammenhenger.

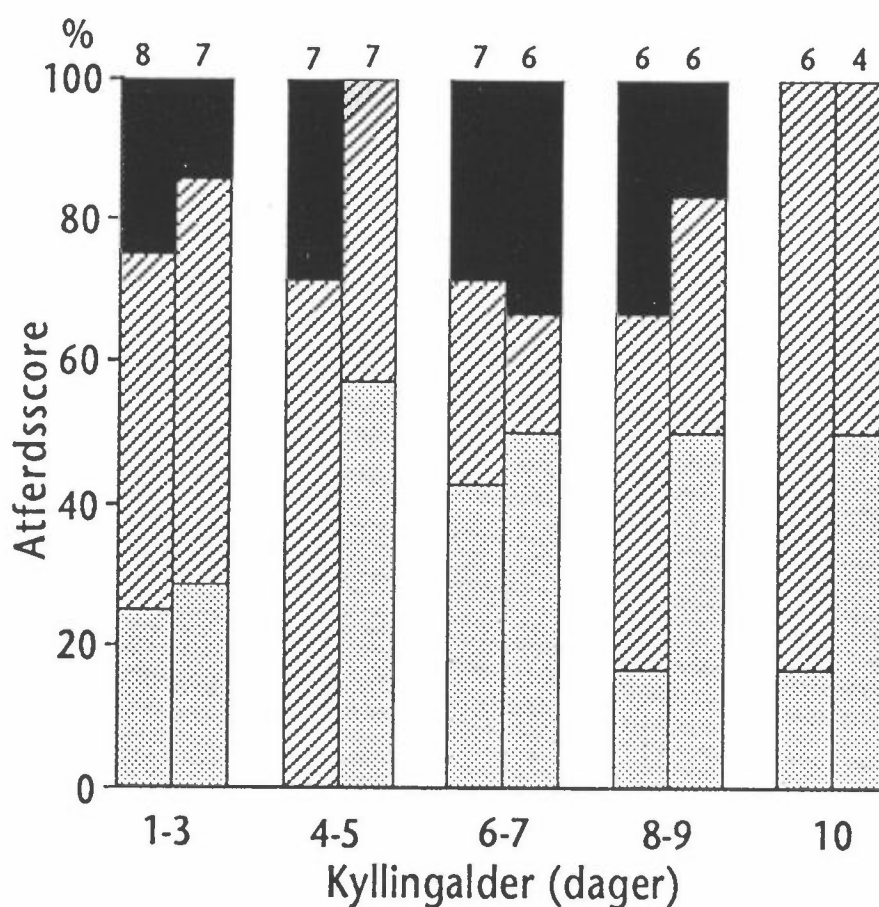
Tabell 1. Gjennomsnittlig innhold av kadmium i lever og nyre hos voksne liryperhøner ( $\text{mg kg}^{-1}$  våtvekt). SD- standard avvik. N- antall høner. P-verdiene angir signifikansnivået mellom kadmiumhøner og kontrollhøner (enhet Mann-Whitney U-test).

	Lever	$\pm$ Sd	N	Nyre	$\pm$ Sd	N
Kadmiumhøner	8,3	2,3	7	33,4	9,7	7
Kontrollhøner	3,5	2,2	11	21,6	13,2	11
P-verdi	0,0024			0,0086		

Etter at kyllingene ble klekket ble hønene støkket hver 2. dag og fluktavstanden (avstanden mellom observatør og hønens oppfluktssted) ble registrert. Det ble ikke påvist noen signifikant forskjell i fluktavstand mellom kadmiumhøner og kontrollhøner (enhet Mann-Whitney U-test,  $p > 0.05$ ).

Umiddelbart etter hønene ble støkket ble det registrert hvor sterk avledningsatferd (antipredatoratferd) de viste. Det ble også registrert hvor sterk avledningsatferd de viste når kyllingpip ble avspilt. Atferdsscorene i disse to periodene ble så slått sammen til en totalscore. I figur 1 er denne atferdsscoren for kadmiumhønene og kontrollhønene vist. Resultatene viser at kadmiumhønene viste signifikant svakere avledningsatferd enn kontrollhønene bare i kull med alder 4-5 dager (enhet Mann-Whitney U-test,  $p < 0.05$ ).

Det ble også registrert hvor langt hønene fløy eller gikk unna kullet når de ble støkket. Fluktlengden var signifikant lengre for Cd-belastede høner enn for kontrollhøner, men bare for høner med kyllinger i aldersgruppene 1-3 døgn og 8-9 døgn (enhet Mann-Whitney U-test, hhv.  $p = 0.05$  og  $p = 0.02$ ).



Figur 1. Fordeling av atferdsscore hos høner som stækkes med kyllinger av forskjellige alder. Prirket - ingen avledning; stripeskravert - svak avledning; svart - sterk avledning. Venstre søyle - kontroll høner. Høyre søyle - kadmiumhøner. Tallene over søylene angir antall høner.

Materialet er lite, men indikerer at kadmiumhøner har en svakere foreldre-atferd enn kontrollhøner. Fra tidligere undersøkelser vet vi at lirypenes avledningsatferd kan variere sterkt mellom år (Pedersen & Steen 1985). Uheldigvis viste det seg at avledningsatferden generelt var svak i de to år eksperimentene ble gjennomført. Dette betyr at mange høner "normalt" viste svak avledningsatferd. På denne bakgrunn er det grunn til å tro at de observerte forskjellene mellom kadmiumhøner og kontrollhøner er reelle. Redusert antipredatoratferd og større fluktlengder vil utsette kyllingene for negative faktorer som nedkjøling og predasjon i større grad enn normalt. Dette vil igjen kunne føre til en lavere kyllingoverlevelse og på sikt en mulig reduksjon i rypebestanden. Fra tidligere undersøkelser i det samme området vet vi at høner som viser sterk avledningatferd får fram flere kyllinger enn høner som viser lite avledningatferd (Pedersen & Steen 1985). Det er derfor svært interessant å registrere at kadmiumhønene hadde signifikant færre kyllinger ved kyllingalder 8-9 døgner, enn kontrollhønene (gj.snitt Cd-høner: 0,5 kyllinger, gj.snitt kontrollhøner: 2,3 kyllinger) (enhalet Mann-Whitney U-test,  $p=0,028$ ).

Forskjell i avledningsatferd og kyllingproduksjon mellom rypehøner kan tenkes forklart ved forskjellig alder og fysisk kondisjon (Pedersen & Steen 1985). I denne undersøkelsen var det imidlertid ingen forskjell i alderssammensetning og fysisk kondisjon mellom Cd-høner og kontrollhøner. Eggantall og antall klekte egg var heller ikke vesentlig forskjellig mellom de to gruppene. Det kan derfor konkluderes at eksogent tilført Cd synes å ha negativ effekt på lirypehønenes foreldre-atferd og at dette resulterer i redusert kyllingoverlevelse.

## Litteratur

- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. - U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85 (1.2). 46 s.
- Heinz, G.H., Haseltine, S.D. & Sileo, L. 1983. Altered avoidance behavior of young black ducks fed cadmium. - Environ. Toxicol. Chem. 2: 419-421.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefauna 11: 75-77.
- Kálás, J.A., Pedersen, H.C., Lierhagen, S., Myklebust, I., Nygård, T. & Steinnes, E. 1991. High levels of cadmium in Norwegian Willow Ptarmigan. - I: Farmer, J.G., red. Heavy metals in the environment. Cep Consultants Ltd., Edinburgh, UK. 1: 212-215.
- Kálás, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. - NINA Oppdragsmelding 137: 1-74.
- Nygård, T. 1991. Terrestrisk naturovåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Rapport 6: 1-00.
- Pedersen, H.C. & Steen, J.B. 1985. Parental care and chick production in a fluctuating population of Willow Ptarmigan. - Ornis Scand. 16: 270-276.
- Pedersen, H.C. & Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og tungmetaller. - NINA Utredning 5: 1-54.
- Scheuhammer, A.M. 1987. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury, and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.
-

## EFFEKTER AV KADMIUM PÅ LITTORALE FERSKVANNSARTER OG - SAMFUNN: ET FELTEKSPERIMENT.

**Prosjektleder:** Ann Kristin L. Schartau

**Medarbeidere:** Helen Guldseth, Oddvar Hanssen, Terje Nøst, Arnfinn Langeland,  
Syverin Lierhagen, Bodil H. Wilmann, Kaare Aagaard

**Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim**

---

### Sammendrag

Effekter av kadmium på littorale samfunn i en mesohumøs innsjø ble studert ved bruk av innhegninger (100 m<sup>2</sup>) med åpen bunn. Kadmium ble tilsatt gjentatte ganger med 2-3 ukers intervaller. Kadmium-konsentrasjonen sank fra omkring 1 og 5 ppb Cd (1991), respektive 1 og 3 ppb Cd (1992) like etter tilsetning til ikke-kontaminerte bakgrunnsnivåer 1-2 uker senere. Ved eksperimentets slutt ble opp til 40 % av totalt tilsatt kadmium funnet igjen i sedimenter og bunnvegetasjon. Begge belastningsnivåene forårsaket betydelige effekter på zooplanktonet med reduserte tettheter og reproduksjonssvikt hos enkelte arter. Effekten på bunndyrene var ikke entydig selvom enkelte grupper forsvant helt ved høyeste belastningsnivå (5 ppb).

### Materiale og metoder

#### Beskrivelse av innsjøen:

Songsjøen (max. dyp 32 m, overflateareal 70 ha) ligger i Orkdal kommune, ca. 70 km vest for Trondheim. Innsjøen er mesohumøs karakterisert ved følgende vannkvalitet i den isfrie perioden: Farge: 20-35 Pt l<sup>-1</sup>; pH: 6,3-6,7; Ca: 1,0 mg/l; Ledningsevne: 25-30 µS cm<sup>-1</sup>. Termoklinen er best utviklet i september, lokalisert ved ca. 8 m.

Innsjøens primærproduksjon er svært lav og *Cyanophyceae* samt  $\mu$ -alger dominerer algesamfunnet. Også zooplanktontettheten er lav. Cladocerene, med dominans av *Bosmina*, *longispina* og copepodene, med *Cyclops scutifer* som dominerende art, utgjør henholdsvis 30 og 70 % av zooplanktonbiomassen (200 - 300 mg dw m<sup>-2</sup>). Bunndyrene domineres av svevemygglarver (Chironomidae) med mindre tettheter av døgnfluer (Ephemeroptera), vårfluer (Trichoptera) og fåbørstemark (Oligochaeta). Songsjøen har bestander av brunørret og røye med førstnevnte som dominerende art.

#### Beskrivelse av forsøksoppsett:

Eksperimentet ble gjennomført i tre ikke-transparente PVC innhegninger, hver på 100 m<sup>2</sup> areal. Middeldypet i innhegningene var henholdsvis 1,0 m i 1991 og 0,5 m i 1992. Limnokorallene var åpne i bunnen og nedre del av presenningen omsluttet sedimentene v.h.a. en loddline festet til duken.

Forsøkene gikk over 13 uker i 1991 og 16 uker i 1992. Hver 2. - 3. uke ble kadmium (Cd) i form av kadmiumsulfat tilsatt til en endelig konsentrasjon på 1 µg Cd l<sup>-1</sup> (LC), respektive 5 µg Cd l<sup>-1</sup> (HC) i 1991, mens belastningene i 1992 tilsvarende var 1 µg Cd l<sup>-1</sup> og 3 µg Cd l<sup>-1</sup>. Den siste limnokorallen ble brukt som kontroll (CC) uten tilsetninger.

Det første døgnet etter tilsetning ble det tatt hyppige vannprøver for Cd-analysering. Dette ble senere redusert til 1 - 2 ganger pr. uke. Sedimentprofiler ble tatt ved slutten av



forsøkene og delt opp i cm-tykke lag. Makrovegetasjonen ble studert m.h.p. mengde og artssammensetning ved forsøkets avslutning. Cd-konsentrasjonen i ulike arter og plantedeler (knoller, røtter og blader) ble analysert. Tilsvarende ble presenningens påvekststalger analysert m.h.p. Cd. Zooplankton ble samlet inn 1 - 2 ganger ukentlig. Blandprøver (3 - 5 replikater), hver på tilsammen 25 l, ble tatt fra hver innhegning. Prøver av makrofaunen ble tatt ved eksperimentets avslutning v.h.a. en Ekman-henter (areal 0,02 m<sup>2</sup>). Fra hver limnokorall ble det tatt 10 replikate prøver.

## Resultater

Cd-konsentrasjonen i kontrollen varierte mellom <0,1 og 0,45 ppb med verdier lavere enn 0,1 ppb mesteparten av tiden (Fig 1). En gradvis reduksjon av Cd-konsentrasjonen fra 1 og 5 ppb (1 og 3 ppb i 1992) etter tilsetning, til ikke-kontaminerte lave nivåer 1-2 uker senere ble observert i de belastede limnokorallene. Den største endringen fant sted i løpet av det første døgnet etter behandling.

Sedimentinnholdet av Cd i kontrollen var lavt og tilsvarte bakgrunnsnivået (Fig 2). Sammenlignet med CC var LC to ganger (1991), respektivt fem ganger (1992) overbelastet m.h.p. Cd i det øverste laget (0-1 cm). I det neste laget (1-2 cm) ble det ikke målt noen forhøyning av Cd-konsentrasjonen i 1991, mens overkonsentrasjonen var to ganger i 1992. I HC var overbelastningen tolv, fem og tre ganger (1991), respektivt fjorten, tre og to ganger (1992) i 0-1, 1-2 og 2-3 cm. Målinger i 1992 viste at de øverste fem cm av sedimentene kan være kontaminert med Cd.

Forskjeller mellom arter, så vel som mellom plantedeler, ble observert m.h.p. Cd-innholdet i makrofyttene. Høyeste konsentrasjoner ble funnet i knoller av *Isoëtes lacustris* fulgt av andre deler av samme art og *Myriophyllum* (Fig. 3). På grunn av forskjeller i sammensetningen av plantesamfunnet bidro ulike arter i varierende grad til det totale Cd-budsjettet for hver enkelt innhegning. I den grunneste limnokorallen (HC) var *Juncus* og *Isoëtes* dominerende arter med mindre tettheter av *Lobelia* og *Scorpidium*. *Lobelia* manglet fullstendig i den dypeste innhegningen (LC) som hadde et sparsomt plantedekke.

Av totalt 0,665 g Cd (LC), respektivt 2,68 g Cd (HC) tilsatt i løpet av 1991-forsøket ble 2 % og 10 % funnet igjen i sedimentene. Et minimumsestimert for Cd tatt opp av makrofyttene var 7,5 % i LC og 30 % i HC. I begge innhegningene ble mindre enn 1 % av tilsatt Cd funnet igjen i dukens påvekststalger.

Zooplanktontettheten ved starten av forsøket var 4 000 individer m<sup>-3</sup>, med kun små variasjoner mellom innhegningene (Fig 4). I CC besto zooplanktonet av tilnærmet like tettheter av *Bosmina longispina*, *Heterocope saliens*, *Cyclops scutifer* og gruppen "andre arter". Fra slutten av juli utgjorde *B. longispina* 75 - 90 % av total zooplanktontetthet samtidig som arten viste et tetthetsmaksimum på 8 000 ind. m<sup>-3</sup> i CC. Fire uker, respektivt to uker etter første belastning ble tettheten av zooplankton redusert kraftig både i LC (p<0,01) og i HC (p<0,01). Reduksjonen i zooplanktonsamfunnet var først og fremst knyttet til sammenbrudd i bestanden av *B. longispina*.

Makroinvertebratene ble studert ved forsøkets slutt. I alle innhegningene var chironomidene dominerende gruppe fulgt av oligochaetene (Fig. 5). Effekter på bunndyrene var ikke entydige. Imidlertid manglet døgnfluene (Ephemeroptera) i HC, Odonata ble ikke funnet i LC og Bivalvia manglet helt i både LC og HC. Det ble funnet signifikant lavere tettheter av chironomider (p<0,005) og Oligochaeta (p<0,05) i HC sammenlignet med kontrollen.

## Diskusjon

Gjentatt kontaminering fulgt av gradvis avtagende Cd-konsentrasjon er antatt å kunne simulere forholdene i overflatevann etter perioder med kraftig nedbør. Under forhold med liten vind- og bølgepåvirkning vil vannutvekslingen være av mindre betydning for sirkulering av Cd sammenlignet med sedimentering og opptak i organismer. Dette gjelder særlig når sedimentoverflaten er stor i forhold til vannvolumet. Omkring 40 % av tilsatt Cd ble funnet igjen i sedimenter og makrofytter (HC). Dette må anses som et minimumsestimat p.g.a. usikkerheter knyttet til akkumulering av metaller i vannplanter. Målinger av sedimentene på utsiden av HC viste imidlertid at noe av Cd forsvant ut av innhegningene.

Zooplanktonsamfunnet besto av arter som delvis eller helt kan betraktes som littorale. De fleste artene ble funnet ved svært lave tettheter. Reduserte zooplanktontettheter etter Cd-kontaminering skyltes sammenbrudd i populasjonen av *B. longispina* fire uker (LC), respektivt 2 uker (HC) etter første tilsetning. Lav fekunditet i de belastede limnokorallene ble observert forut for dette. Det er tidligere rapportert om toleranseforskjeller mellom arter av zooplankton (Marshall & Mellinger 1980; Lawrence & Holoka 1987).

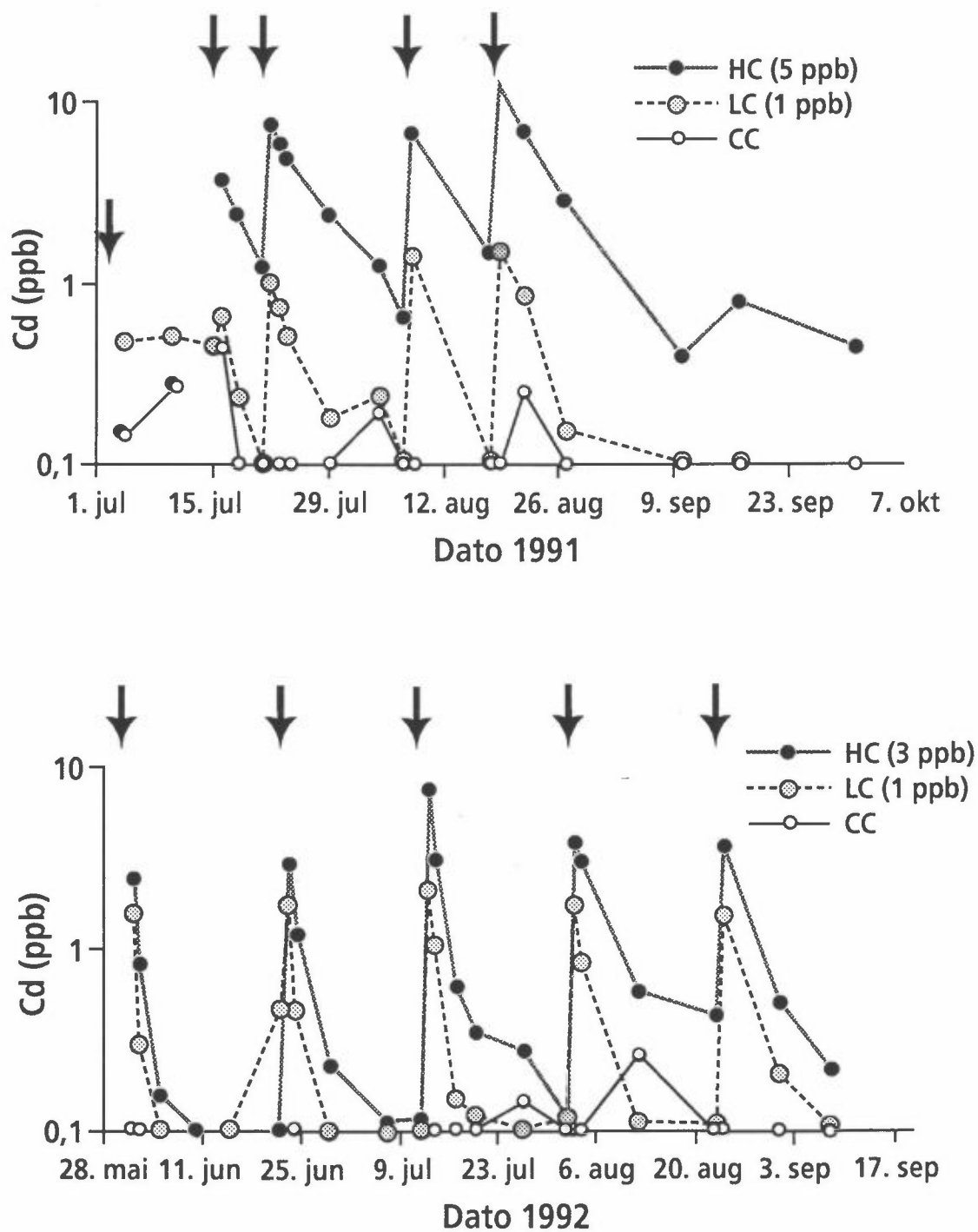
For de fleste gruppene av bunndyr var det ingen klare effekter av Cd-kontaminering. Tester på akutt toksisitet indikerer høyere dødelige konsentrasjoner (LC<sub>50</sub>) for makrobentos enn for plankton (Eisler 1985). LC<sub>50</sub>-verdier for Cd vil imidlertid variere mellom utviklingsstadier (Clubb et al. 1975; Williams et al. 1986). Forventet resultat av våre eksperimenter ville derfor være et skifte i artssammensetningen framfor total dødelighet hos enkelte arter. Andre forskjeller enn Cd-konsentrasjonen kan være årsak til variasjoner i artssammensetning og samfunnsstruktur mellom limnokorallene. Forskjeller i makrofytbestand, p.g.a. ulik vanddybde, indikerer at det siste kan være av betydning. Ulikheter i tettheten av oligochaeter mellom innhegningene har antagelig sammenheng med bunnforholdene, men denne faktoren alene kan ikke forklare forskjellen i chironomidetettheten.

## Finansiering

Prosjektet er støttet finansielt av Miljøverndepartementet gjennom programmet "Naturens tålegrenser" og av NINA.

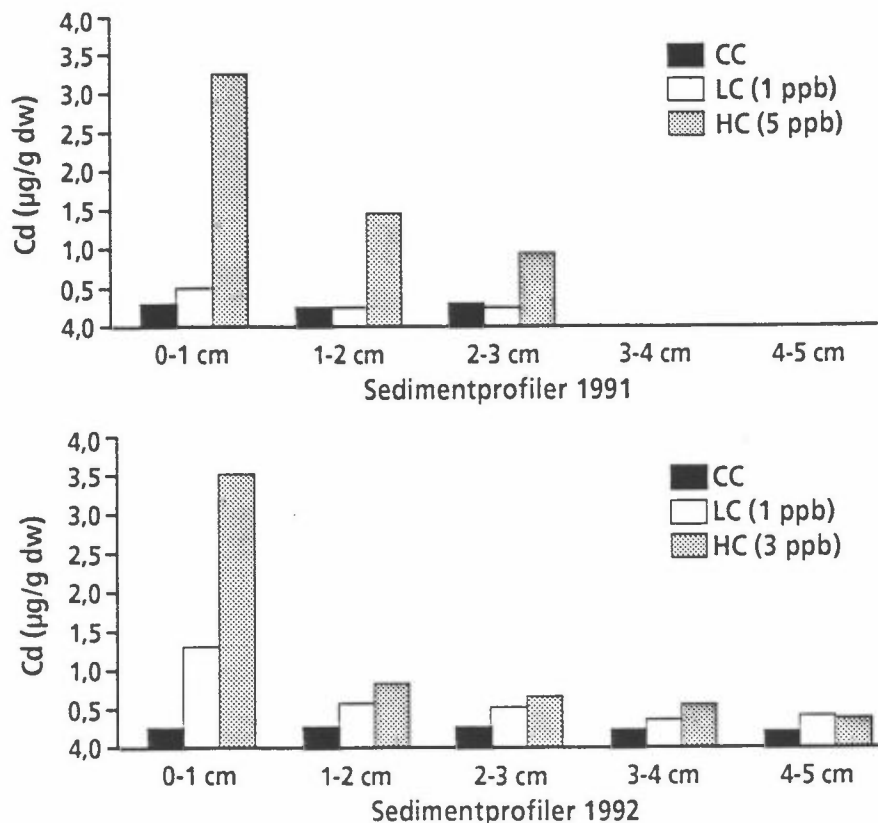
## Litteratur

- Clubb, R.W., Gaufin, A.R. & Lords, J.L., 1975. Acute cadmium toxicity studies upon nine species of aquatic insects. *Environ. Res.* 9: 332-341.
- Eisler, R., 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.* 85 (1.2): 1-46.
- Lawrence, S.G. & Holoka, M.H., 1987. Effects of low concentrations of cadmium on crustacean zooplankton community of an artificially acidified lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 163-172.
- 
- Marshall, J.S. & Mellinger, D.L., 1980. Dynamics of cadmium-stressed plankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 403-414.
- Williams, K.A., Green, D.W.J., Pascoe, D. & Gower, D.E., 1986. The acute toxicity of cadmium to different larval stages of *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) and its ecological significance for pollution regulation. *Oecologia* 70: 362-366.



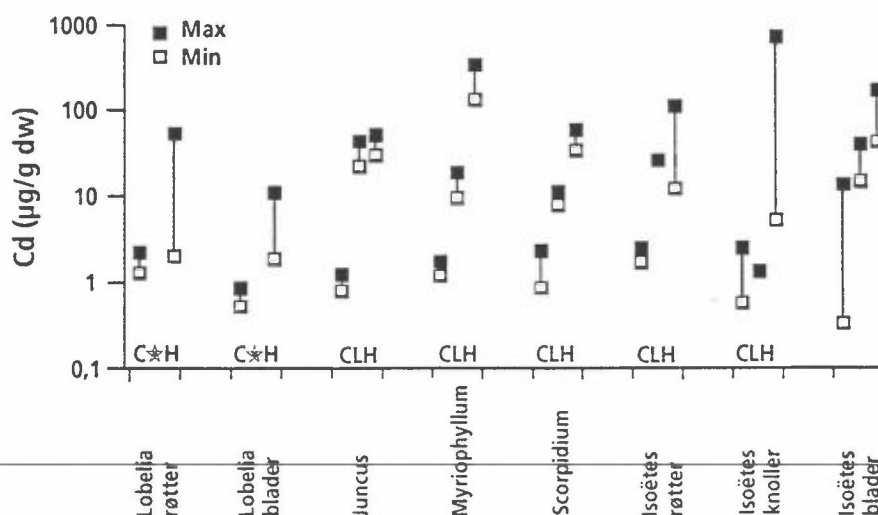
**Fig. 1**

Konsentrasjon av Cd ( $\mu\text{g/l}$ ) i vannfasen etter kontaminering. Piler angir tidspunkt for tilsetning av Cd. Merk: 2. juli 1991 ble kun LC (1 ppb) kontaminert. Deteksjonsgrense: 0,1 ppb.



**Fig. 2**

Konsentrasjon av Cd ( $\mu\text{g/g}$  tørrvekt) i overflatesedimenter 6 uker etter siste Cd-tilsetning. Gjennomsnittsverdier for hvert sedimentlag og limnokorall er beregnet.



**Fig. 3**

Cd ( $\mu\text{g/g}$  tørrvekt) i bentiske makrofytter (røtter, knoller og blader) 6 uker etter siste Cd-tilsetning i 1991. Hvis ikke annet er angitt er hele planten analysert. Minimum (Min) og maksimum (Max) verdier for hver art og limnokorall er beregnet. For hver art er verdiene angitt i følgende rekkefølge: kontroll (C), 1 ppb Cd (L), 5 ppb Cd (H). \*: verdi mangler. Artene er: *Lobelia dortmanna*; *Juncu bolbosus*; *Myriophyllum alterniflorum*; *Scirpidium scorpiodes*; *Isoetes lacustris*.

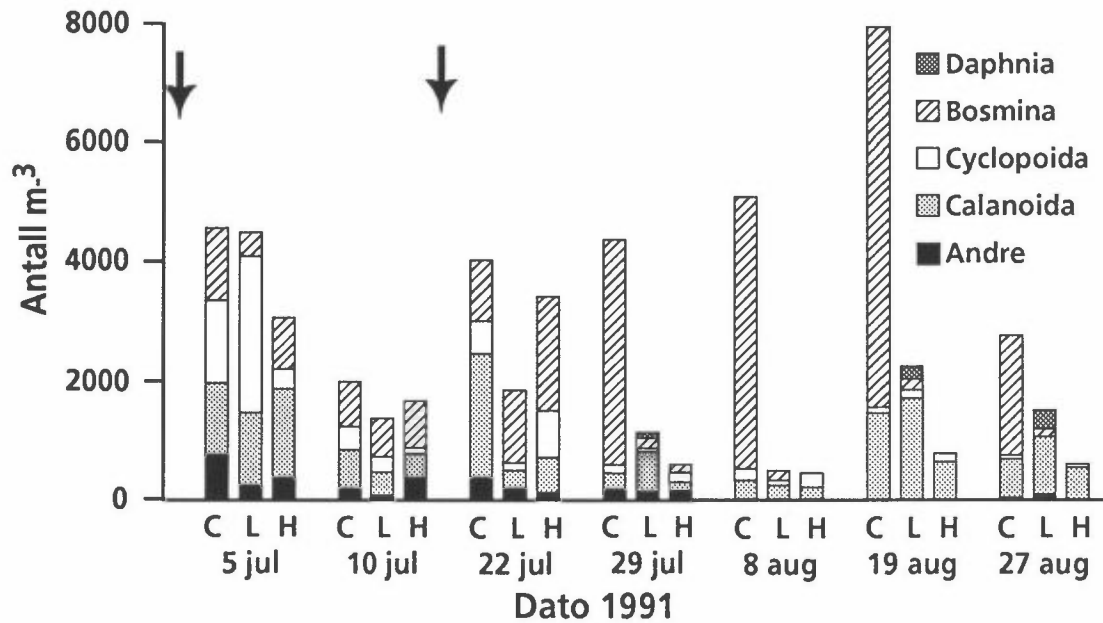


Fig. 4  
Gjennomsnittlig tetthet (antall/m<sup>3</sup>) av planktoniske krepssdyr i 1991. For hver dato er verdiene angitt i følgende rekkefølge: kontroll (C), 1 ppb Cd (L), 5 ppb Cd (H). Piler angir tidspunkt for første Cd-tilsetning; 1 ppb Cd: 2. juli, 5 ppb Cd: 15. juli.

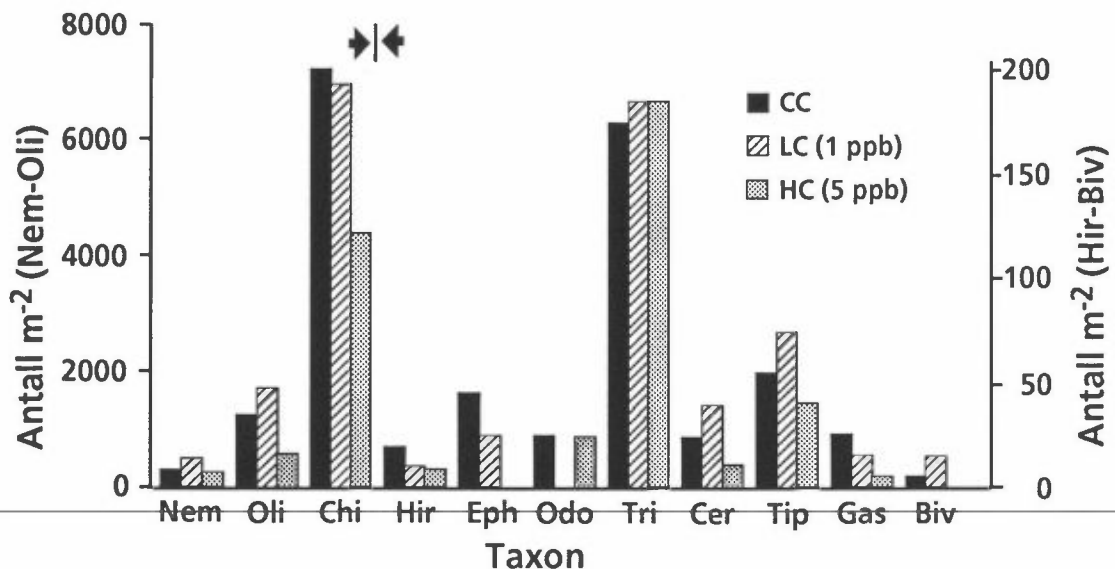


Fig. 5.  
Gjennomsnittlig tetthet (antall/m<sup>2</sup>) av benthiske invertebrater 4 uker etter siste Cd-tilsetning i 1991. Nem: Nematoda; Oli: Oligochaeta; Chi: Chironomidae; Hir: Hirudinea; Eph: Ephemeroptera; Odo: Odonata; Tri: Trichoptera; Cer: Ceratopogonidae; Tip: Tipulidae; Gas: Gastropoda; Biv: Bivalvia. Merk: Ulik skala for taxon Nem - Chi og taxon Hir - Biv.

## VIRKNINGER AV LANGTRANSPORTERT FORURENSNING PÅ FLUORID I OVERFLATEVANN

Brit Lisa Skjelkvåle,  
Norsk Institutt for Vannforskning,  
Boks 69, 0808 Oslo

### INTRODUKSJON

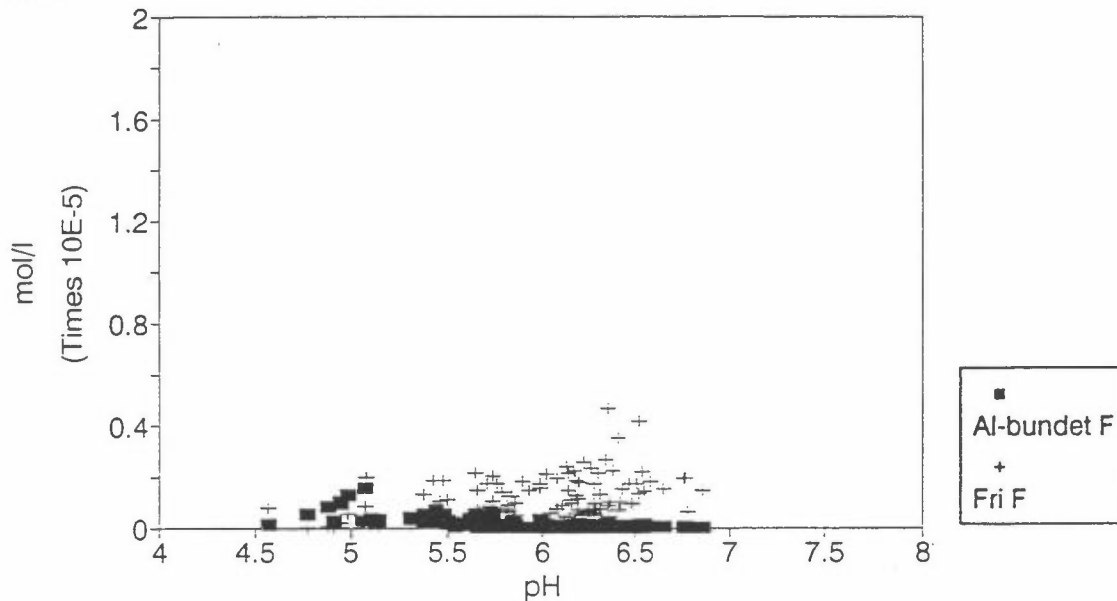
Fluorid tilføres gjennom "sur nedbør" til store deler av Sør-Norge. Fluor er et element som er toksisk for levende organismer i for høye konsentrasjoner, men fluorid i vann danner sterke forbindelser med aluminium og kan bidra til å redusere giftigheten av aluminium for fisk og andre akvatiske organismer. På bakgrunnen av dette ble det startet et dr.grads arbeid som ville undersøke hvilken effekter økte fluorid konsentrasjoner i nedbør har på vannkjemi i overflatevann. Spesielt var det ønske om å undersøke hvordan fluorid virker inn på aluminiumkjemien. Det var også av interesse å se hvilken effekt forsuring kunne ha på fluoridnivået.

### RESULTATER

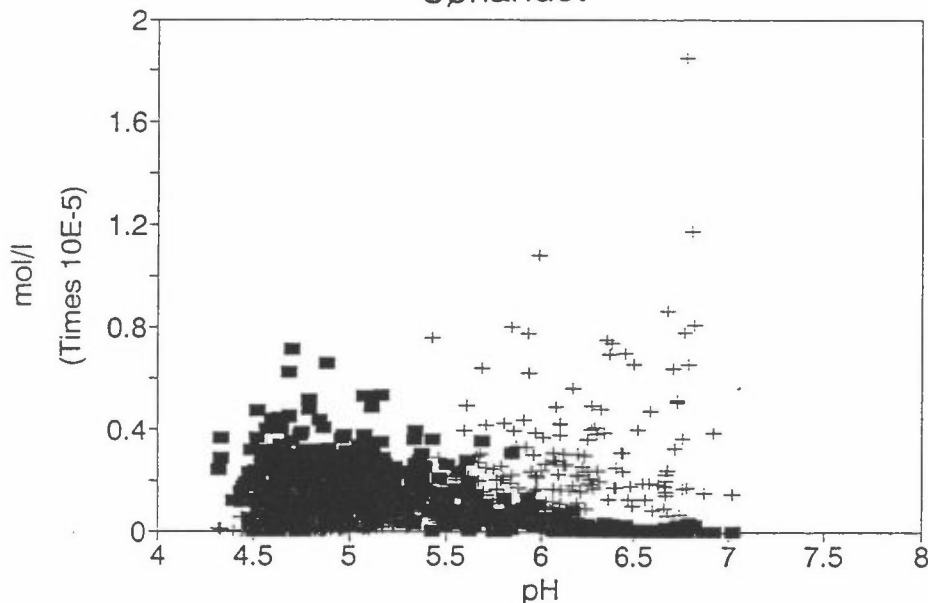
De viktigste kildene til fluorid i vann i Norge er forvitring av mineralmateriale og tilførsler via sur nedbør. Lokalt er også utslipp fra Al-smelteverk en viktig kilde.

Vann fra den norske 1000-sjøers undersøkelsen (Henriksen et al, 1988) som ble utført i 1986 ble analysert på en rekke parametere deriblant fluorid. Dette var utgangspunkt for å studere hvilke faktorer som bestemmer fluoridnivået i norske vann. Den regionale fordelingen av fluorid i vann i Norge viser at høye verdier finnes i Oslo området som er forårsaket av fluorrike granitter i "Oslo feltet". Men det er også høye konsentrasjoner på Sørlandet, som antageligvis er forårsaket av mobilisering via aluminium som jo er forhøyet pga forsuring. Geologien på Sørlandet er sammenlignbar med geologien i andre prekambriske provinser som har langt lavere fluoridnivå i sine vann (Fig. 1) (Skjelkvåle, in prep)

## Nordvestlandet



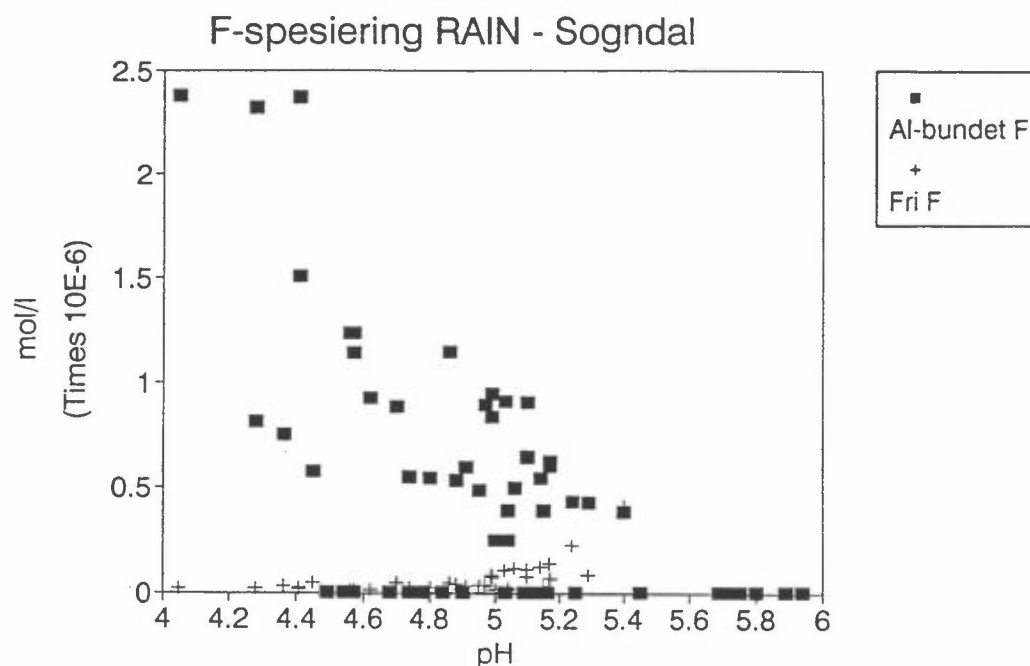
## Sørlandet



**FIGUR 1** Fritt og aluminium bundet fluorid plottet mot pH i to forskjellige geologiske provinser. Geologien på Sørlandet og på Nordvestlandet er sammenlignbare, men Sørlandet mottar sur nedbør med forhøyet innhold av fluorid mens Nordvestlandet mottar uforurenset nedbør.

I RAIN feltene på Sogndal er konsentrasjonen av fluorid både i avrenningsvann og nedbør er  $< 5\mu\text{g/l}$ . Det er vist at konsentrasjonen av fluorid øker med pH i avrenningsvannet i de forsurede RAIN feltene (Fig.2) (Skjelkvåle og Wright, in prep).

Den største andelen av fluorid i avrenningsvannet under forsurede episoder er bundet til aluminium. Dette kan tyde på at fluorid blir frigjort ved nedbrytning av Al-hydroksyder som er de viktigste adsorbantene for fluorid i jord.



**FIGUR 2** Fluoridkonsentrasjonen øker med pH i avrenningsvannet i RAIN feltene på Sogndal.

Mobiliteten av fluorid gjennom et nedbørfelt og innvirkningen av økte fluoridkonsentrasjoner på kjemien i avrenningsvann ble undersøkt ved å utføre et fluoridvannings eksperiment i forbindelse med RAIN-feltene på Sogndal (Skjelkvåle og Wright, in prep). Et 3800 m<sup>2</sup> stort nedbørfelt ble vannet med 15 mm vann med ca 100 µeq/l LiF. Kun 0.2% av tilført fluorid ble gjenfunnet i avrenningen og viser at fluorid bindes sterkt i jord. Kjemien i avrenningsvannet ble påvirket i svært liten grad, men pH og aluminium økte. Dette kan indikere at fluorid bindes i jord ved å ionebytte med OH-grupper på aluminium hydroksyder, slik at OH og aluminium frigjøres.

I Sunndalen og Årdal har det vært store fluorid utslipp til luft gjennom de siste 30 årene. Likevel er konsentrasjonen av fluorid i bekkene i området lave. Det er likevel en klar avtagende trend i konsentrasjonsnivå vekk fra smelteverkene som viser at deponisjonsmengden har betydning for konsentrasjonen i avrenningsvannet (Skjelkvåle, in prep). Det er ingenting som tyder på at de økte fluorid konsentrasjonene i vann i dette området har noen effekt på andre ioner i vannet.



## KONKLUSJONER

- \* Berggrunnen er den viktigste bidragsyteren til fluorid i norske overflatevann. Fluor konsentrasjonen i berggrunnen er svært varierende og kan dekke over effekter av andre prosesser som bidrar til økte fluoridkonsentrasjoner, som f.eks økte tilførsler eller mobilisering via forsuring.
- \* Forsuring mobiliserer fluorid og bidrar til økte fluoridkonsentrasjoner i vann.
- \* Fluorid tilført gjennom nedbøren har liten innvirkning på vannkjemien fordi fluorid bindes sterkt i jord. Konsentrasjonene i avrenningsvannet forblir lave selv i svært forurensede områder og bidrar derfor i svært liten grad til å endre kjemien i vannet.
- \* Fluorid representerer ikke et regionalt miljømessig problem i vann i Norge, hverken med hensyn på konsentrasjonsnivåer eller evt. uheldig påvirkning på andre ioner. Det er heller ingenting som tyder på at fluorid vil representere et problem i vann i framtida, selvom depositions situasjonen forblir uendret.

## REFERANSER

Henriksen, A., Lien, L., Traaen, T., Sevalrud, I. og Brakke, D.F.: 1988, Lake acidification in Norway - present and predicted chemical Status. *Ambio* 17, 259-266.

Skjelkvåle, B.L. Factors influencing fluoride concentration in Norwegian lakes. Innsendt til *Water, Air and Soil Pollution*

Skjelkvåle, B.L. Water chemistry in areas receiving high deposition of fluoride. In prep.

Skjelkvåle, B.L. og Wright, R.F. Effect on runoff water from artificial fluoride deposition in a pristine catchment, Western-Norway. In prep.

---

## Hvilken effekt har ozon på fotosyntese og fotorespirasjon hos *Lemna gibba* L.?

Gro Torsethaugen, Fytotronen, Biologisk Institutt, UiO.

Ozon hemmer fotosyntesen hos planter. Det er flere måter ozon kan skade fotosyntesen på, men det har vært diskutert om ozon kan ha ett primært skadested. Flere undersøkelser tyder på at den mest følsomme prosessen i fotosyntesen er karboksyleringen.

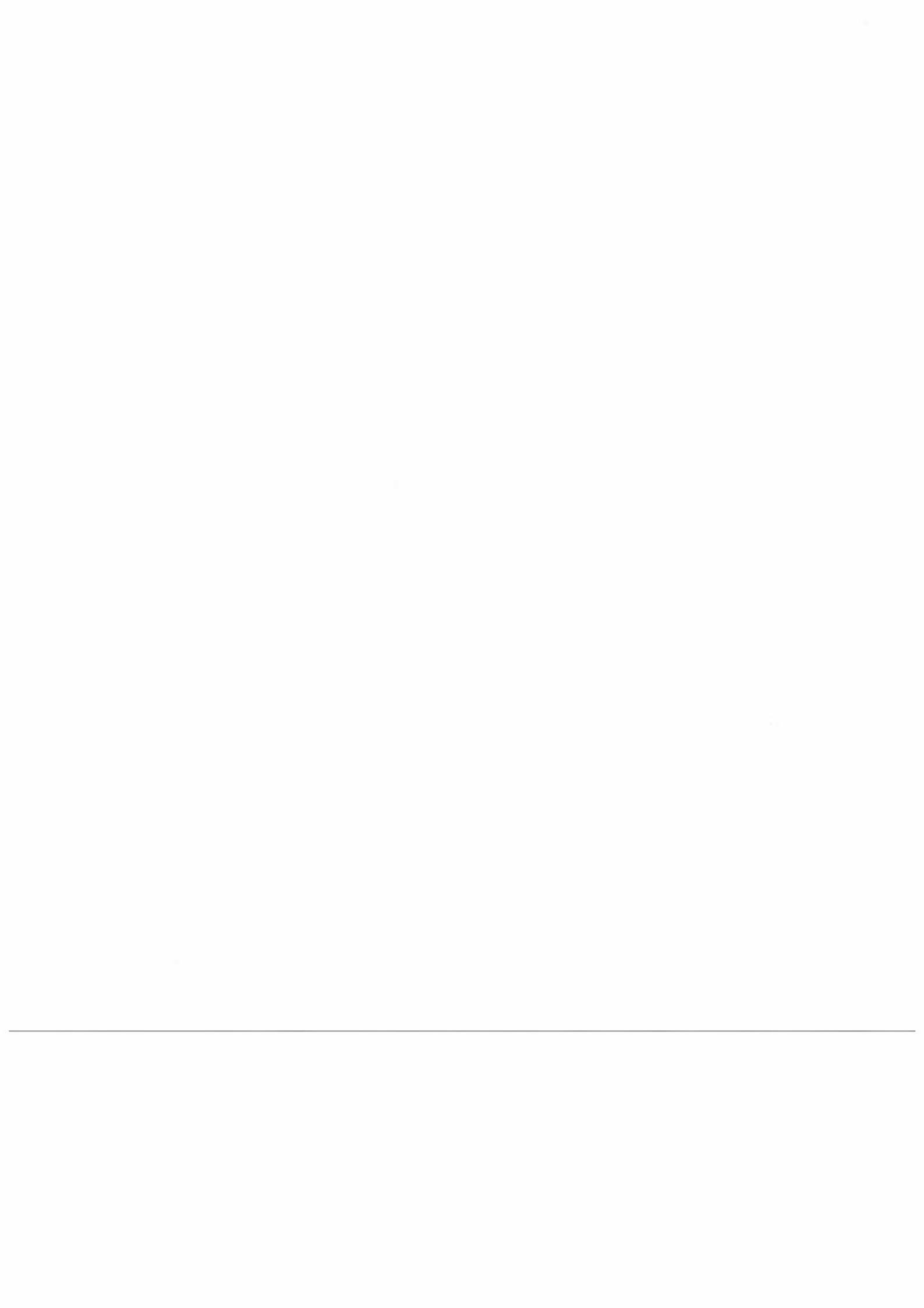
Ozoneksponering av planter fører til redusert mengde og aktivitet av enzymet rubisco. Karboksylasefunksjonen til rubisco binder CO<sub>2</sub> i fotosyntesen og oksygenasefunksjon binder O<sub>2</sub> i fotorespirasjonen. Det er gjort få undersøkelser når det gjelder ozons effekt på fotorespirasjonen.

Jeg har målt fotosyntese og fotorespirasjon hos klumpandmat (*Lemna gibba* L.) før og etter eksponering for ozon. Jeg har brukt ett lukket assimilasjonssystem og målt fotosyntese i 21 % og 2 % oksygen. De to gassblandningene ble laget med en gassblandepumpe. Ved 2 % O<sub>2</sub> er fotorespirasjonen minimal og differansen mellom fotosyntesen i 2 % O<sub>2</sub> og 21 % O<sub>2</sub> kan brukes som ett mål på fotorespirasjon. Plantene ble eksponert for 0 µg O<sub>3</sub> m<sup>-3</sup>, 500 µg O<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> eller 800 µg O<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> i en time.

En times eksponering for 500 µg O<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> ga en gjennomsnittlig reduksjon i fotosyntese på 8 % og en gjennomsnittlig reduksjon i fotorespirasjon på 7 %. Ved eksponering for 800 µg O<sub>3</sub> m<sup>-3</sup> i en time ble fotosyntesen og fotorespirasjonen gjennomsnittlig redusert med henholdsvis 39 % og 37 %.

Fotosyntesen og fotorespirasjonen ble altså hemmet like mye ved ozoneksponering hos *Lemna gibba*. Dette kan tyde på at rubisco er ozons primære skadested i fotosyntesen.

---



## NITRATE NUTRITION IN *Racomitrium lanuginosum* - A BIOINDICATOR OF NITROGEN DEPOSITION IN NORWAY.

Vibekke Vange and Ann Marie Odasz  
Plant Ecology Department  
Institute of Biology and Geology  
University of Tromsø, 9037 Tromsø

### SAMMENDRAG

Deler av Norge tilføres store mengder nitrogen fra "sur nedbør". Jeg undersøker hvordan den fysiologiske responsen i heigråmose (*Racomitrium lanuginosum*) kan brukes som bioindikator på nitratnedfall. Endret fysiologi kan være et forvarsel om forandringer i økosystemet før synlig skade observeres.

Enzymet nitrat reduktase katalyserer opptak av nitrat i heigråmose. I områder som ikke er forurenset, blir nitrat reduktase induisert av atmosfærisk nitrattilførsel, dvs. at enzymaktiviteten øker. Gjentatt tilførsel fører derimot til hemming av enzymaktiviteten. Nitrogeninnholdet i vevet øker med økende nitrogen tilførsel.

Analyser av nitrat reduktase aktivitet og nitrogeninnhold i vevet ble gjort på moser som hadde fått ulik behandling:

\* nitrogenforurensning i "sur nedbør" over lang tid (Aust-Agder)

\* eksperimentell tilførsel av ulike nitratkonsentrasjoner i "rent" miljø.

I tillegg ble nitrate reduktase aktivitet målt i moser fra regioner med ulik nitrogen-deponering.

Resultatene viser at nitrat reduktase i heigråmose var hemmet i områder av Norge som mottar mye "sur nedbør", mens aktiviteten var høy i "rene" områder. Det ble funnet et inverst forhold mellom nitrat reduktase aktivitet og nitrogeninnhold i vevet både i moser fra Aust-Agder som har vært forurenset over lengre tid, og i moser som ble utsatt for eksperimentell korttidsbehandling med nitrat. Selv om enzymaktiviteten var hemmet på grunn av den langvarige nitratforurensningen i Agder, tok heigråmose fortsatt opp nitrat, og nitrogen hadde akkumulert i vevet over lang tid. De høyeste eksperimentelle nitratkonsentrasjonene førte til akutt skade.

### INTRODUCTION

The bryophyte *Racomitrium lanuginosum* has been used as a bioindicator of atmospheric nitrogen deposition in "acid rain" in this study.

Many factors make *Racomitrium lanuginosum* suitable as a bioindicator of atmospheric conditions:

- Like most bryophytes it assimilates nutrients directly through the surface tissues due to a lack of a root system, hence receiving its nutrients mainly from atmospheric deposition.
- The habitats are exposed rocks so no modification of the deposition is occurring due to tree drip.
- It is cosmopolitan and widespread throughout Fennoscandia.
- The species is tolerant to severe ecological conditions like drought and frost. This makes it suitable for longtime monitoring.
- *Racomitrium lanuginosum* has shown a great induction capacity of the enzyme that assimilates nitrate which indicates that the species is sensitive to nitrogen supply (Odasz *et al.* 1991).

In Norway there is a steep gradient of nitrogen deposition, increasing from NE to SW. Troms represents a pristine environment with approximately  $0.1 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  deposited. Agder is polluted with more than  $1 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  (Fig. 1). In Agder the project "Reverse Acidification in Norway" (RAIN) has roofed and "cleaned" precipitation since 1984.

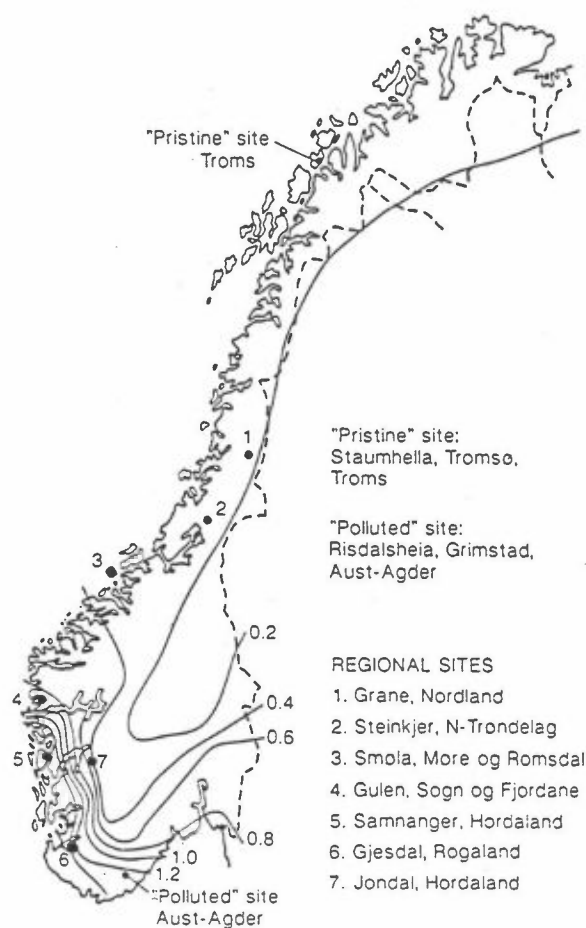


Fig. 1 Location of sites, and total wet deposition of nitrogen in  $\text{g N m}^{-2}$  (nitrate and ammonium) in 1991 (SFT 1992).

## OBJECTIVES

The objectives in this study were:

- To understand the function and limitation of the nitrate assimilation mechanism in *Racomitrium lanuginosum*.
- To use this knowledge to describe the fate of the nitrate depositions in Norwegian vegetation.

## MATERIALS & METHODS

### Nitrate reductase activity

Nitrate reductase (NR) is the inducible enzyme responsible for assimilating nitrate in plants. In unpolluted habitats NR is induced by atmospheric nitrate supply. Repetitive depositions, however, lead to inhibition of induction and decline of activity from induced levels of nitrate.

Nitrate reductase activity (NRA) was analyzed *in vivo* by placing 2 cm long moss stem tops in a nitrate buffer as shown in Figure 2. Samples were first induced with a nitrate solution. NRA analyses were performed immediately after induction and at intervals thereafter. Every data point is the mean of 4 replicates. Induced activities are given as change in activity *i.e.* measured activity minus original activity.

### Tissue nitrogen content

Tissue nitrogen content in *Racomitrium lanuginosum* increases with increased atmospheric nitrogen supply. Tissue nitrogen content was analysed by an automated combustion method at Institutt for jordfag, NLH. The values are means of 2 replicates.

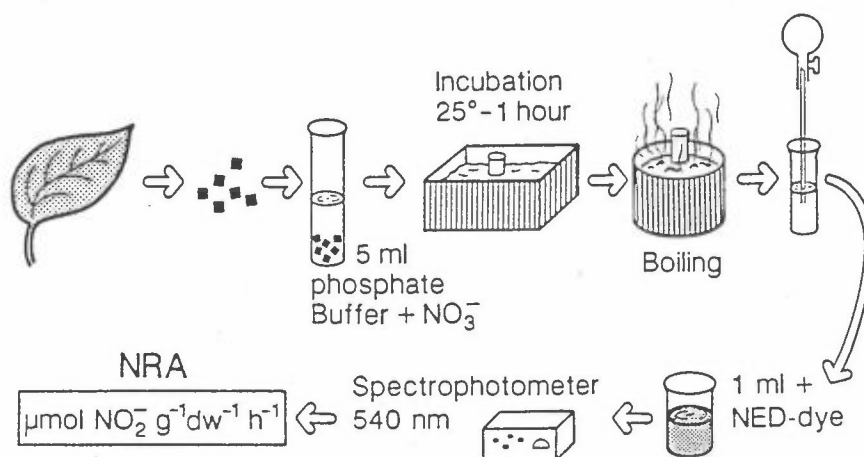


Fig. 2. Assay for nitrate reductase activity (NRA).

### Troms - short term field manipulated nitrate deposition

In the pristine environment at Straumhella, Troms, five plots of *Racomitrium lanuginosum* heath received one of the following treatments; no treatment; distilled water; 1 mM; 10 mM; or 20 mM  $\text{NaNO}_3$ . Once a week for nine weeks these were treated with equal amounts of the respective solutions.

### Agder - long term natural nitrate deposition

Three samples were collected from Risdalsheia in Aust-Agder. The Clean and Control samples were collected from the roofed RAIN catchments. The Clean sample had received precipitation from which acid pollution had been removed for seven years. The Control had been treated with ambient acid precipitation. The Unroofed sample had received ambient acid precipitation.

### Regional comparison of NRA

We performed NRA induction analyses on *Racomitrium lanuginosum* samples that Eli Fremstad at NINA had collected from seven geographically different sites in Norway.

## RESULTS AND DISCUSSION

The results show that the induction capacity of NR is low where the nitrate deposition is high from either natural pollution or experimental addition.

The tissue nitrogen content at which the induction capacity of NR was reduced differed between the short term artificially treated mosses and the naturally polluted samples.

## Troms - short term field manipulated nitrate deposition

In the high concentration plots (10 and 20 mM NaNO<sub>3</sub>) for year 1991 the moss has lost enzyme induction capacity (Fig. 3 A, B). These plots also have the highest tissue nitrogen content. The 1 mM NaNO<sub>3</sub> treated moss still has induction capacity hence the moss is not saturated with nitrogen, which is also indicated by the low tissue nitrogen content.

In 1992 (Fig. 3 C, D) the tissue nitrogen values of the 10 and 20 mM NaNO<sub>3</sub> treated plots are still high showing the retention capacity of the moss. Some induction capacity is partly regained.

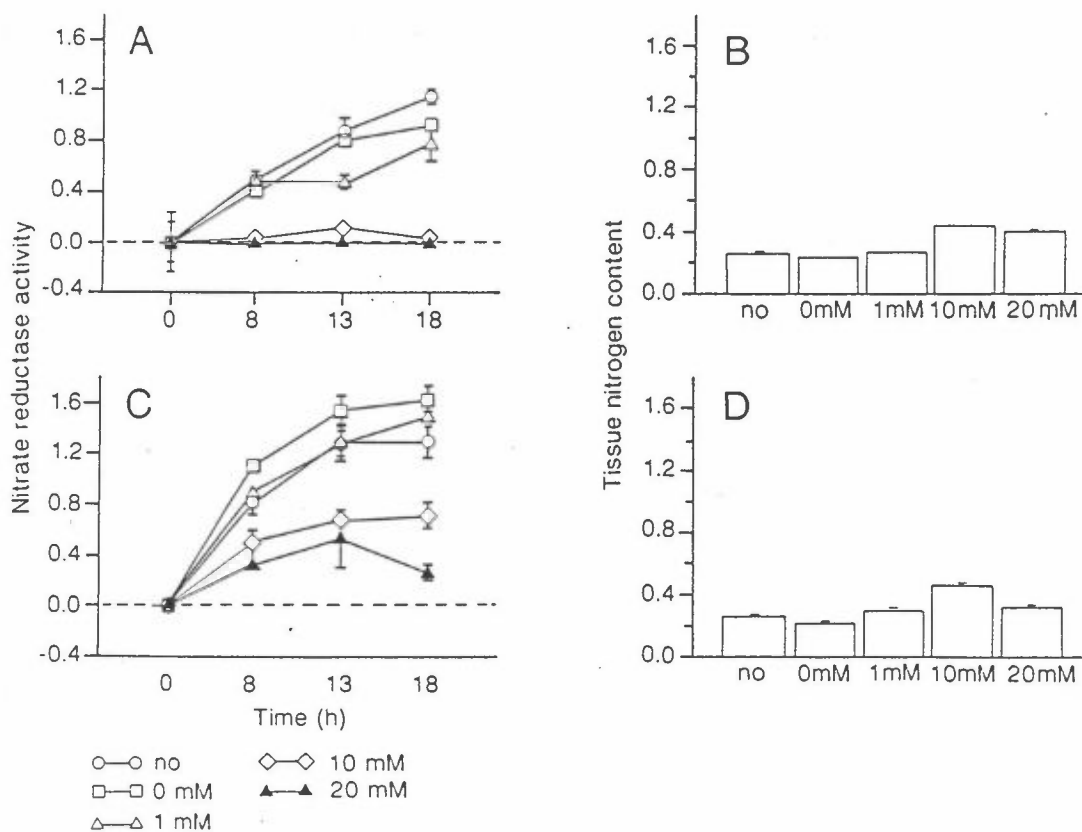


Fig. 3. Status of *Racomitrium lanuginosum* at Straumhella, Troms, after receiving the respective treatments once a week for nine weeks.

A: Induced nitrate reductase activity ( $\mu\text{mol NO}_2^- \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ dw}$ ) and

B: Tissue nitrogen content (% N of dry weight) three days after the last treatment in 1991.

C: Induced nitrate reductase activity ( $\mu\text{mol NO}_2^- \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ dw}$ ) and

D: Tissue nitrogen content (% N of dry weight) in 1992, one year after the last treatment.

### Agder - long term natural nitrate deposition

The Clean sample of the Agder *Racomitrium lanuginosum* collection has low tissue nitrogen content and the nitrate assimilating enzyme has a high induction capacity (Fig. 4). The polluted Control and Unroofed samples have higher tissue nitrogen values and lower induction capacities which indicate that less nitrate is assimilated.

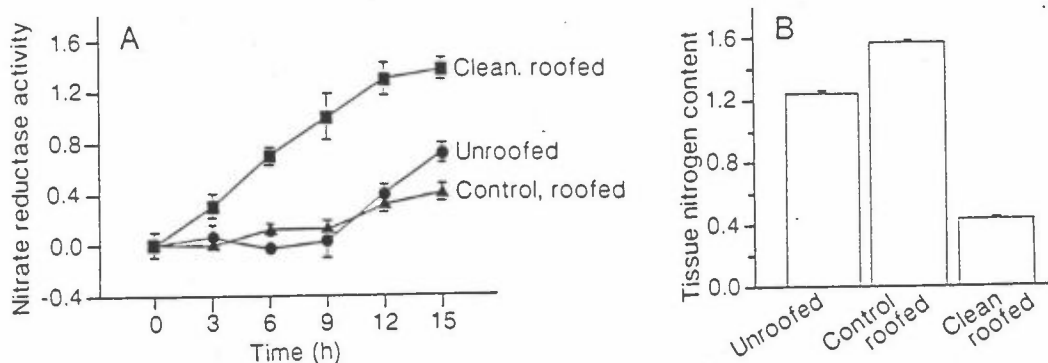


Fig. 4. Status of *Racomitrium lanuginosum* from Risdalsheia, Agder.  
A: Induced nitrate reductase activity ( $\mu\text{mol NO}_2^- \text{ h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ dw}$ ) and  
B: Tissue nitrogen content (% N of dry weight)

### Comparison of the Troms and Agder samples.

Both the short term and the long term treated samples show the inverse relationship between NRA and tissue nitrogen content. The high concentrations of field manipulation in Troms lead to acute injury which prohibit the moss from further nitrogen assimilation. The chronic loading at Agder affects the nitrogen metabolism. Although the enzyme induction is inhibited (Control and Unroofed) the physiological processes are still intact and nitrogen has accumulated over a longer period of time.

### Regional comparison of NRA

The results are shown in Figure 5.

Samples no. 1, 2 and 3 show increase in the NRA after they had been induced with nitrate which indicates that they are not saturated with nitrogen. The deposition is about  $0.2\text{-}0.4 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  for these samples (Fig. 1).

Samples 4, 5, 6 and 7, however, show very little induction capacity, the enzyme is probably inhibited due to previous nitrogen deposition in the sampling areas. The deposition map shows the total wet deposition in these areas to be  $0.8\text{-}1.2 \text{ g N m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  (Fig. 1).

These results show clearly how the regional differences in nitrogen deposition are reflected in the NRA values, with low induction capacities in the polluted areas versus the high inductions in the clean regions.



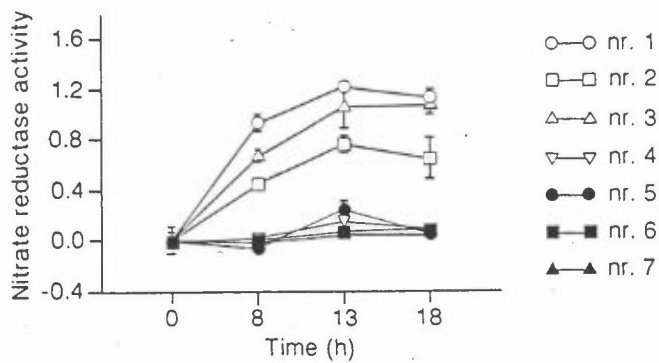


Fig. 5. Induced nitrate reductase activity ( $\mu\text{mol NO}_2^- \text{h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dw}$ ) in the seven regional samples.

## CONCLUSIONS

- \* There is an inverse relationship between nitrate reductase activity (NRA) and tissue nitrogen content.
- \* Nitrate reductase is sensitive to differences in the current atmospheric nitrate depositions in Norway, and can be used as a bioindicator of nitrogen loading.
- \* In regions with heavy nitrogen deposition the nitrate assimilating capacity of *Racomitrium lanuginosum* is inhibited. Once saturated, the moss loses capacity for additional nitrate assimilation, thereby increasing leaching of nitrogen to other components of the ecosystem.

## References

- Odasz, A.M., Vange, V., Øiesvold, S. and Edvardsen, H. 1991. Nitrate reductase activity enzyme activity in bryophytes; bioindicator of nitrogen deposition. In: Flatberg, K.I., Bakken, S., Frisvoll, A.A. & Odasz, A.M. Moser og luftforurensninger. NINA Oppdragsmelding 69, 26-41.
- SFT, Statens Forurensningstilsyn. 1992. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1991- SFT Rapp. 506/92.

## IMPORTANCE OF NATURAL ORGANIC COMPOUNDS ON ALUMINUM MOBILIZATION IN PRISTINE PODZOLIC SOILS

**Rolf Vogt & Hans Martin Seip**

Department of Chemistry, University of Oslo  
P.O.Box 1033 Blindern, 0315 Oslo, NORWAY

### INTRODUCTION:

The mobilization and speciation of aluminium (Al) in soilwater are important factors regulating the Al toxicity to flora and fauna. While the equilibria between most inorganic Al ( $Al_i$ ) species in solution are reasonably well documented, further knowledge is required on the organic complexation of Al, as well as the Al-dissolution control. The concentration of organically complexed aluminium ( $Al_o$ ) is previously found to be mainly determined by the concentration of TOC, inorganic Al species ( $Al_i$ ) and  $H^+$  in solution (Vogt and Taugbøl, 1993). It is sometimes assumed that  $[Al^{3+}]$  is governed by ion-exchange in the organic soils and a gibbsite ( $Al(OH)_3$ ) dissolution in the mineral soils. However, a number of studies indicate that the situation is more complex (Seip et al. 1989).

In this poster we use data from a pristine humic rich catchment to study the effect of dissolved organic matter on Al speciation and mobilization mechanisms in a humic podzol.

### METHOD:

The catchment of the humic lake Skjervatjern (HUMEX) (Gjessing, 1992) in Western Norway is comprised of a granitic bedrock covered by a thin glacial till on the hillocks. The 135 soil water samples were collected from two humic podzol plots by ceramic cup suction lysimeters using a non-constant tension of max. 50kPa. Approximate measure of total organic carbon concentration [TOC] was obtained by multiplying UV-absorbance at 254 nm (Schnitzer & Khan, 1972) by a factor of 21. Aluminum was fractionated into labile ( $Al_l$ ) (aquo, OH, F, and  $SO_4$  inorganic complexes) and non-labile ( $Al_o$ ) (mainly organically complexed) monomeric aluminum (Barnes, 1975; Driscoll, 1984). Composite soil samples (36 grab samples from 100m<sup>2</sup> grids) of all genetic horizons were analyzed for CEC without adjusting pH (Hendershot and Duquette, 1986).

### RESULTS & DISCUSSION:

The data express an organically controlled system with moderate amounts of  $Al_o$  and only minor concentrations of  $Al_l$  except in the deeper soil layers (Vogt et al. 1992) (Table 1).

### **$Al_o$ controls**

#### Temporal variation:

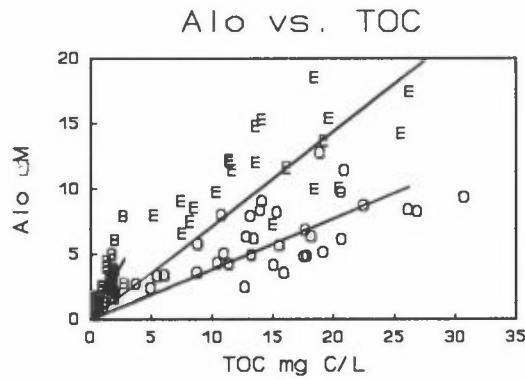
Variation of  $[Al_o]$  at each sampling station is mainly explained by changes in the [TOC] (Table 2). Where correlation was poor ( $R^2 < 0.2$ )  $Al_l$  or  $H^+$  could improve the simple linear correlation.

Soil Horizon	H <sup>+</sup> $\mu$ eq/L	Al <sub>0</sub> $\mu$ M	Al <sub>1</sub> $\mu$ M	TOC mg C/L	CEC meq/Kg	BS %	ALS %	HS %
O	14	8.2	1.6	15	167	70	13	17
E	9.1	13	2.5	17	27	32	62	6
Bhs	6.3	1.7	4.3	2.1	78	16	83	1
Bs	7.8	1.6	5.5	2.1	42	22	77	1

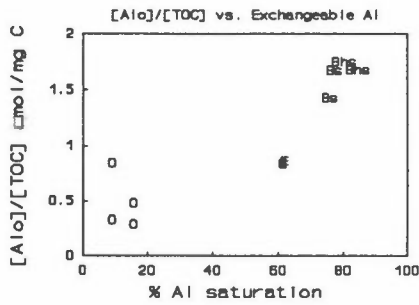
**Table 1.** Average soil solution concentrations and soil chemical characteristics in the different podzol horizons.

Spatial variation:

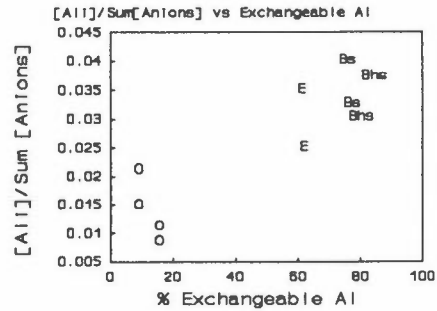
[Al<sub>0</sub>] levels are, as found for the temporal variation, primarily determined by the [TOC] (Fig. 1). Secondly, the aluminum saturation on the ion-exchanger (%ALS) plays an important role (Fig. 2 & 3).



**Figure 1** Relationship between the [Al<sub>0</sub>] and [TOC] in the different soil horizons (letters in graph).



**Figure 2.** Spatial variation in [Al<sub>0</sub>]/[TOC] (letter representing soil horizons) in regards to the Al-saturation on the cation exchanger.



**Figure 3.** Spatial variation in [Al<sub>1</sub>]/ $\Sigma$ [anions], in regards to the Al-saturation on the cation exchanger.

Soil Horizon	Al <sub>1</sub> vs. TOC		pH vs. pAl <sup>3+</sup>			Saturation Indices
	n	R <sup>2</sup>	n	R <sup>2</sup>	Coeff.	SI=logQ/K
O	10	0.77	7	0,31	1,7	-2,3±0.5
	6	0.89	3	-	-	-2,9±0.1
	6	0.80	5	0,95	3,8	-2,1±0.3
	8	0.52	7	0,94	2,1	-1,4±0.4
E	10	0.21	5	0,79	1,9	-0,8±0.4
	10	0.68	9	0,06	0,8	-1,1±0.6
Bhs	12	0.22	8	0,65	2,6	-0,2±0.6
	14	0.14	8	0,65	1,5	-0,3±0.1
Bs	12	0.42	8	0,48	1,2	-0,4±0.6
	13	0.64	8	0,09	0,6	-0,3±0.5

**Table 2.**

Results of [Al<sub>1</sub>] versus [TOC] and pAl<sup>3+</sup> versus pH regression analysis, as well as Gibbsite saturation indices (SI=log(Q/K<sub>s</sub>), where Q=[Al]/[H<sup>+</sup>]<sup>3</sup> and K<sub>s</sub> is the solubility constant for microcrystalline gibbsite).

#### Al<sub>1</sub> controls

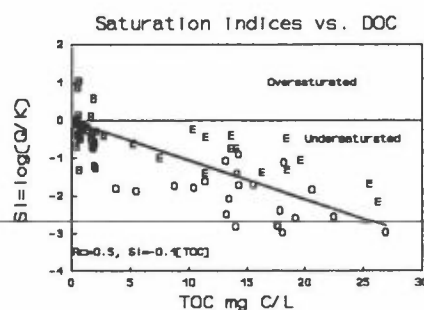
Considering the low precision due to low concentrations of Al<sub>1</sub> these findings must be considered with caution.

#### Temporal variation:

Negative saturation indices (Table 2) in regards to all Al mineral phases in the O-horizons are consistent with an organic ion-exchange control of the Al<sub>1</sub> mobilization. In the mineral soils the variation in pH explained from 6 to 80% of the variation in pAl<sup>3+</sup> (Table 2). The average pK<sub>s</sub> were slightly below that of microcrystalline gibbsite though the coefficients (slope in the log plot) were variable and less than 3.

Similar results are frequently found elsewhere (Neal, 1992).

This may be due to: (A) sequential dissolution with decreasing pH of different Al-hydroxides, (B) sampling artifact due to mixing of porewater (Taugbøl & Neal, 1993). Assuming a kinetic constraint on the Al-dissolution this undersaturation may also be caused by (C) high [TOC], causing a decrease in the [Al<sub>1</sub>] by organic complexation and coinciding increase in [H<sup>+</sup>] (Fig.4).



**Figure 4.** Relationship between the saturation indices for gibbsite and [TOC]. Letters in graph refer to soil horizons. Line represent regression correlation.

Spatial variation:

The levels of  $Al_1$  concentration in the different horizons vary partly due to differences in ion strength. Accounting for these differences by studying the ratio of  $[Al_1]/\Sigma[\text{anions}]$  we find an increase in relative amounts of  $Al_1$  with increasing Al-saturation on the ion exchanger (Fig. 3).

**CONCLUSIONS:**

In a pristine catchment rich in dissolved organic matter the  $Al_0$  variation in soil water in a podzol is primarily explained by the TOC and the Al saturation on the ion-exchanger.

The undersaturation  $Al^{3+}$  with respect to gibbsite increases with  $[H^+]$  and  $[TOC]$ .

**References:**

- Barnes**, R.B. 1975. The determination of specific forms of aluminium in natural water. *Chem. Geol.* 15: 177-191.
- Driscoll**, C.T. 1984. A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Inter. J. Environ. Anal. Chem.* 16: 267-283.
- Gjessing**, E., 1992. The HUMEX project: Experimental acidification of a catchment and its humic lake. *Env. Int.*, 18, pp. 535-543
- Hendershot**, W.H., and **Duquette**, M., 1986. A simple barium chloride method for determining cation exchange capacity and exchangeable cations, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 605-608.
- Neal**, C., 1992. Describing antropogenic impacts on streamwater quality: The problem of integrating soil water chemistry variability. *Science of total Environment*, 115, 207-218.
- Seip**, H.M., Andersen, D.O., Christophersen, N., Sullivan, T. and Vogt, R.D. 1989. Variations in concentrations of aqueous aluminium and other chemical species during hydrological episodes at Birkenes southernmost Norway. *J. Hydrol.* 108:387-405.
- Taugbøl**, G., and **Neal**, C., Soil and streamwater chemistry variations on acidic soils. Application of a cation exchange and mixing model at the catchment level. *Water, air soil poll.* Submitted.
- Vogt**, R., Seip, H.M. and Rannekleiv, S., 1992. Soil and Soilwater studies at the HUMEX site. *Env. Int.*, 18, pp. 535-543
- Vogt**, R.D., and **Taugbøl**, G., 1993. A model of Dissolved Organic Carbon, Aluminum and  $H^+$  interactions in soil water. *Science of total Env. Excepted.*
-

## PHOTOSYNTHESIS, REDUCTION CAPACITY AND NITRATE ASSIMILATION IN THE BRYOPHYTE *RACOMITRIUM LANUGINOSUM*.

Siri Øiesvold and Ann Marie Odasz  
Plant Ecology Department, Institute of Biology and Geology  
University of Tromsø, 9037 Tromsø.

### *Sammendrag*

Formålet er å finne en effektiv bioindikator for nitrogen i "sur nedbør". Gjennom økofysiologiske metoder kan "føre var prinsippet" brukes i praksis fordi miljøbetingede endringer i fysiologiske mekanismer kan påvises før det har skjedd en synlig, ytre skade. Enzymet nitrat reduktase (NR) styrer plantenes nitratopptak, og reduksjonskapasiteten som forbrukes til dette blir fornyet gjennom fotosyntesen. Spørsmålene jeg stiller er følgende:

- \* Virker lys begrensende på induksjon av enzymet NR?
- \* Vil mørke føre til at reduksjonskapasiteten brukes opp?
- \* Hvor lang lysbehandling er nødvendig for at reduksjonskapasiteten ikke skal begrense enzymaktiviteten?
- \* Vil økt nitratnedfall endre fotosynteseraten?

*Racomitrium lanuginosum* ble samlet inn fra Troms og Aust-Agder. NR-aktiviteten ble målt spektrofotometrisk og fotosyntese beregnet fra endret CO<sub>2</sub>-innhold målt med en infrarød gassanalysator (IRGA). Resultatene viser at enzymaktiviteten økte med økende lystilførsel, og mørkebehandlingen var negativt korrelert med NR-aktivitet slik at den lengste mørkebehandlingen ga lavest aktivitet. Etter bare 1 time lys var aktiviteten på normalt nivå. Fotosynteseraten minket signifikant etter akutt nitratbehandling, men viste liten forandring ved naturlig kronisk belastning.

Konklusjonen blir at lys ikke begrenser bruken av *Racomitrium lanuginosum* som bioindikator og at fotosyntesemålinger viser skade på *Racomitrium lanuginosum* ved akutte forurensningskonsentrasjoner.

### *Introduction*

Our goal is to identify an efficient bioindicator of nitrate deposition in "acid rain" to detect levels of detriment to local vegetation. Atmospheric nitrogen deposition can be monitored by induced nitrate reductase (NR) activity (V. Vange, this report). NR activity is dependent on energy in form of reduction capacity provided by light through photosynthesis. Photosynthesis can be used as a measure of growth and indicates a plants ecophysiological response to stress.

### *Objectives*

To investigate the reliability of *Racomitrium lanuginosum* as a bioindicator the following objectives were set:

- A. To examine if light is limiting the induction of NR activity.
- B. To examine if a long period of darkness will lead to depletion of reduction capacity due to utilisation of stored carbohydrates and lipids, and eventually how long will it take to deplete these reserves?
- C. How much light is required to attain reduction capacity for NR activity analysis?
- D. Does increased nitrate deposition alter net photosynthesis rate?

### Materials and methods

#### Reduction capacity and enzyme analysis:

Mosses were kept humid in darkness from 1 to 9 weeks and then received light treatments for intervals from 0 min to 10 hours. Immediately afterwards I analysed nitrate reductase activity.

#### Photosynthesis:

CO<sub>2</sub> exchange was measured by a portable open infra-red gas analysis system on samples from a "pristine" site, Straumhella in Troms, N. Norway, and a "polluted" site, Risdalsheia experimental site, Risdalsheia in Agder, S. Norway.

#### Nitrate deposition:

At Straumhella plots were treated once a week for 9 weeks with 1, 10 and 20 mM nitrate in 1991. CO<sub>2</sub> exchange was measured in 1992. At Risdalsheia RAIN-project built two roofs over the vegetation in 1984 and precipitation has been cleaned (Kim catchment) and left uncleaned (Egil catchment).

### Results

- A. Maximum values for enzyme activity increased (from 1 to 3  $\mu\text{mol NO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dw}$ ) with increasing light treatment (Fig. 1).
- B. Enzyme activity was inversely related to the length of the dark treatment (Fig. 1A), where the longest dark treatment of 5 weeks resulted in the lowest activity (similar to the control).
- C. After 5 min light this pattern was not detected (Fig. 1B). After 1 hour in light (Fig. 1C) enzyme activity levels of the untreated material were reached (V. Vange fig. 3A, this report).
- D. Nitrogen deposition altered photosynthesis rates significantly after acute treatments at Straumhella (Fig. 2), but showed little change for natural chronic loading at Risdalsheia (Fig. 3).

### Conclusions

Light is a limiting factor for induction capacity of nitrate reductase. Surprisingly, only 1 hour of light provides the required energy for normal enzyme activity. Collection of *Racomitrium lanuginosum* and transport to the laboratory for bioindicator monitoring therefore requires only 1 hour of light exposure before enzyme analysis. Photosynthesis measurements at Straumhella indicate detriment to *Racomitrium lanuginosum* at acute pollution concentrations.

---

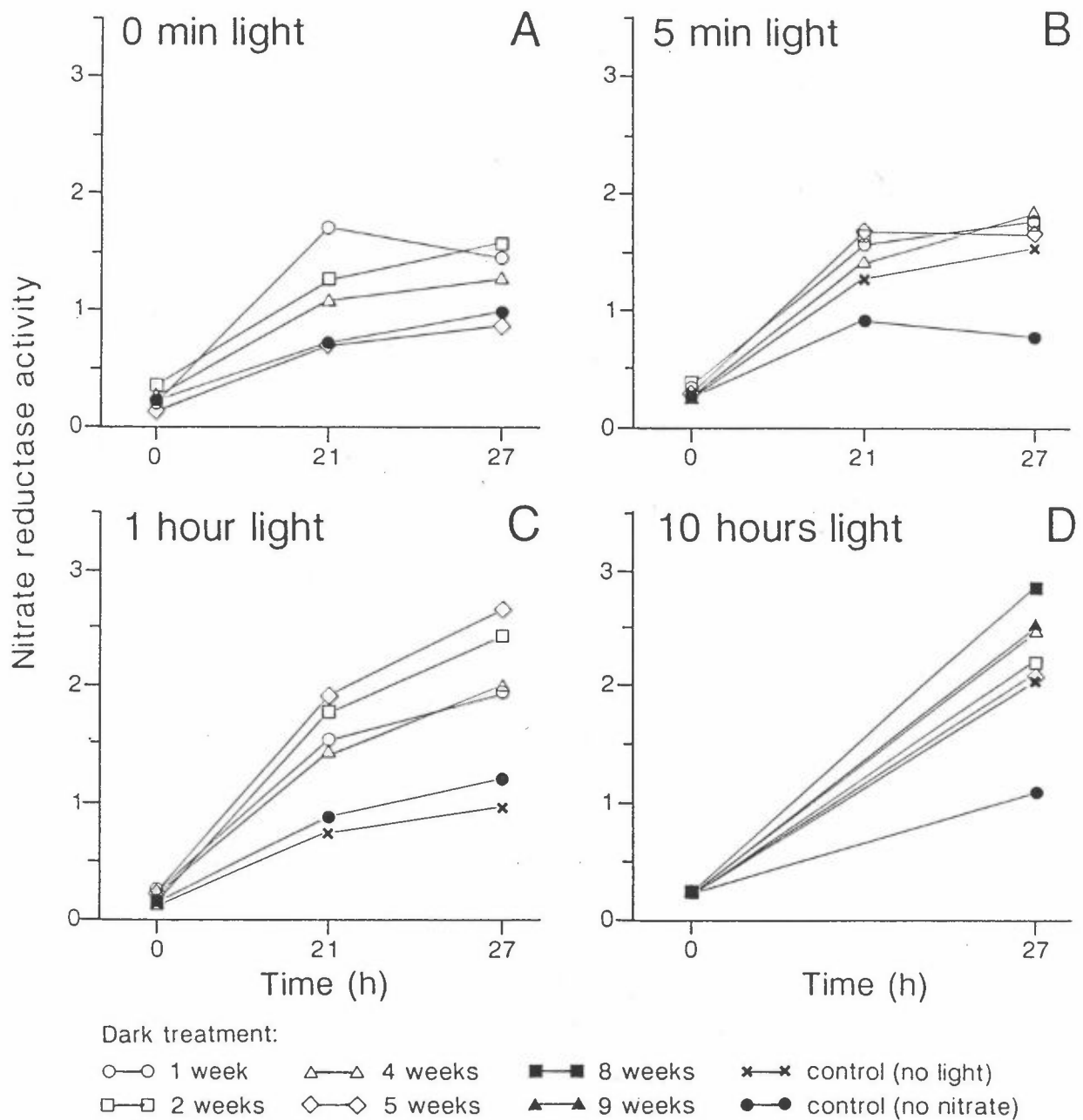


Figure 1. Induced nitrate reductase activity ( $\mu\text{mol NO}_2 \cdot \text{h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{dw}$ ) in *Racomitrium lanuginosum* shoots after dark treatment from 1 to 9 weeks and light treatment from 0 min to 10 hrs prior to analysis of NR activity.



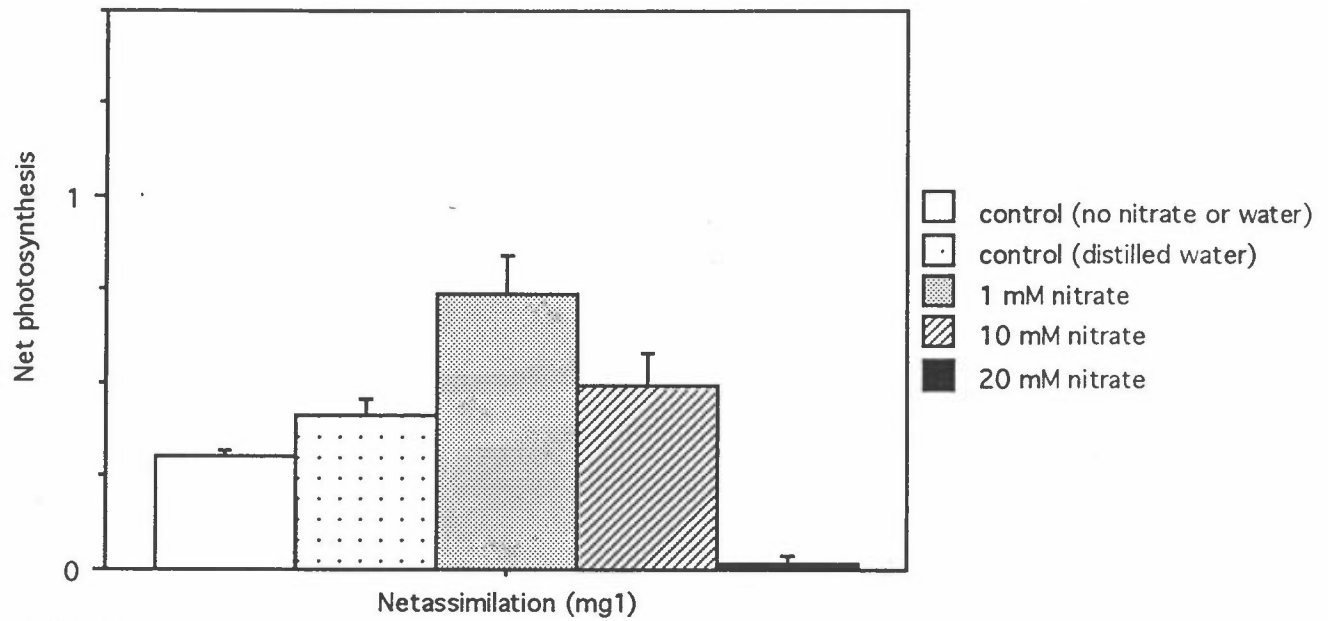


Figure 2. CO<sub>2</sub> exchange (mg CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> dw) in the top 1 cm of *Racomitrium lanuginosum* stems pretreated in the field at Straumhella in 1991 with equal volumes of distilled water, 1 mM, 10 mM and 20 mM nitrate. Measurements were taken in the phytotron in Tromsø in 1992 at 12°C with irradiance of 950 μmol m<sup>-1</sup> s<sup>-1</sup> PAR. Vertical bars represent ± SE based on 4 measurements.

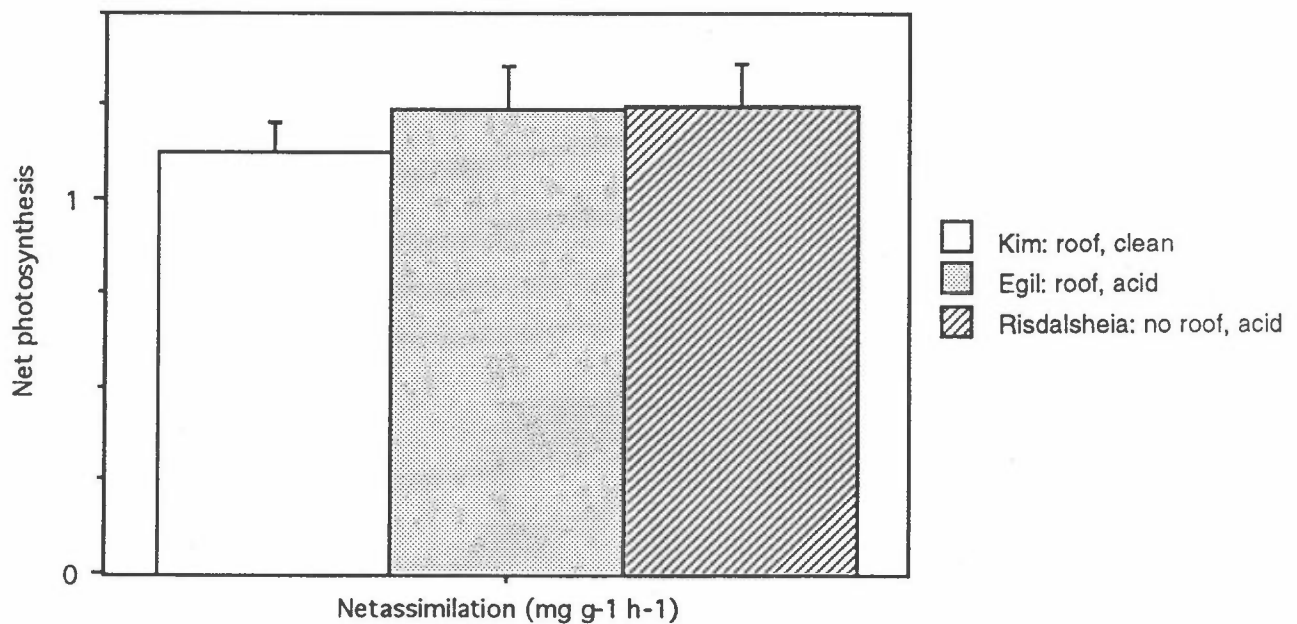
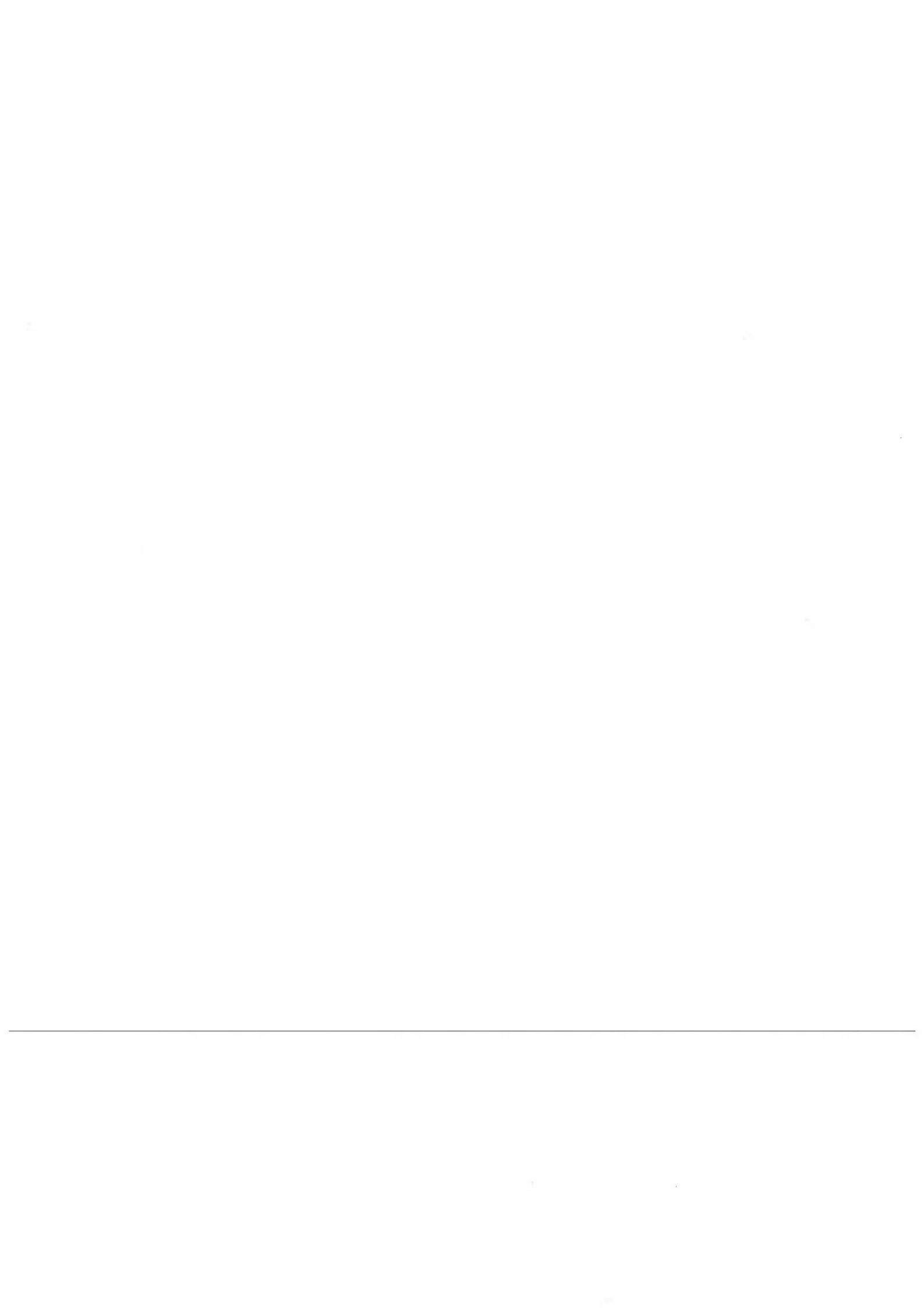


Figure 3. CO<sub>2</sub> exchange (mg CO<sub>2</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> dw) in the top 0.7 cm of *Racomitrium lanuginosum* stems from Kim, Egil and Risdalsheia measured in the phytotron in Tromsø at 12°C with irradiance of 950 μmol m<sup>-1</sup> s<sup>-1</sup> PAR. Vertical bars represent ± SE based on 4 measurements.

**Vedlegg 1**  
**Program for møtet**

---



**TVLF-forsker møte og Naturens tålegrense -  
seminar 15.-17. februar 1993  
på Rica Hell Hotell, Stjørdal**

**Program**

**Mandag 15.2.93**  
**Sesjon 1: Ordstyrer Anton Eliassen, DNMI**

0930-1000	Registrering, kaffe	
1000-1030	Frode Stordal NILU	Målinger av gasser som deltar i oksidantdannelse: NILUs deltagelse i TOR-prosjektet
1030-1050	Sophia Mylona DNMI	Historical development of regional sulphur concentrations in Europe
1050-1120	Nils Christoffersen UiO	Nytenkning innen modellutvikling for jord- og vannprosesser
1120-1140	Per Jørgensen NLH	Effekt av lufttransporterte luftforurensninger i Birkenes-feltet
1140-1200	Kaffepause	
1200-1220	Asbjørn Vøllestad UiO	Hva er fluktuerende asymmetri, og hvorfor studerer vi det?
1220-1240	Odd Eilertsen UiO	Populasjonsendringer hos <u>Maianthemum bifolium</u> -(maiblom) i forskningsfeltet i Solhomfjell-Gjerstad for perioden 1989-1992
1240-1310	Arne Stuanes NISK	NITREX
1310-1430	Lunsj	

**Sesjon 2: Ordstyrer Bror Jonsson, NINA**

1430-1500	Richard Wright NIVA	RAIN-prosjektet på Risdalsheia
1500-1530	Egil Gjessing NIVA	HUMEX, forsuring av en humusrik innsjø og dens nedbørfelt
1530-1550	Per Kristian Egeberg ADH	Gjenspeiles Sørlands-vassdragene innhold av løst humus i fjordsedimentene?
1550-1615	Kaffe	
1615-1645	Bjørn Olav Rosseland NIVA	Blandsoner - områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk
1645-1705	Walter Lund UiO	Bestemmelse av metallkomplekser med organiske ligander i vann
1705-1930	Postersesjon	
1930	Middag	

**Tirsdag 16.2.93 -**

**Sesjon 1: Ordstyrer: Else Løbersli, DN**

0900-0920	Tor Johannessen SFT	Presentasjon og status for arbeidet med Naturens tålegrenser
0920-0950	Anton Eliassen DNMI	Tålegrenser - atmosfæreberegninger og økonomisk optimalisering av utslippsreduksjoner
0950-1020	Klaus Høiland NINA	Sopp som indikatororganismer overfor forurenset nedbør
1020-1050	Rolf A. Olsen NLH	Effekter av langtransporterte luftforurensninger på mykorrhizasopp i Norge
1050-1210	Presentasjon av postere, kaffe	
1210-1240	Arne Henriksen NIVA Trygve Hesthagen NINA	Tålegrenser for forsuring i overflatevann - sammenheng mellom kjemiske kriterier og fiskestatus

1240-1300	Leif Lien NIVA	Tålegrenser for overflatevann - Svalbard
1300-1330	Tor E. Brandrud NIVA	Tålegrenser i overflatevann - virkninger på vannvegetasjon
1330-1445	Lunsj	

**Sesjon 2: Ordstyrer Rune H. Økland, UiO**

1445-1515	* Terje Skogland NINA	Overskrides tålegrensene for belastning av tungmetaller og radioaktivitet hos villreinen?
1515-1545	Øistein Wiig NP Janneche Utne-Skaare Veterinærinst.	Forurensning hos isbjørn på Svalbard
1545-1610	Kaffe	
1610-1640	Halvor Aarnes UiO	Ozonskader på skog og vegetasjon
1640-1700	Per H. Nygaard NISK	Effekter av ozon på naturlig vegetasjon studert i "åpen topp kammer"
1700-1730	Leiv M. Mortensen SFL	Ozonforurensning og klimareaksjoner hos bjørk Effekter av ozon på fjellplanter i Norge. Er tålegrensene overskredet?
1730-1800	Diskusjon om tålegrenser for ozon	
1930	Middag	

**Onsdag 17.2.93 -**

**Sesjon 1: Ordstyrer Merete Johannessen, NIVA**

0900-0930	Gunnar Abrahamsen NLH	Svovel- og nitrogentilførsel - jordforsuring og trærnes næringstilgang
0930-1000	Dan Aamlid NISK	Effekter av sur nedbør på skog

\* utgjikk pga. sykdom

1000-1030	Tore Frogner NISK	Tålegrenser i skogsjord, sammenheng med skogskadekriterier
1030-1050	Carl Einar Amundsen UNIT-AVH	En sammenligning av relativ forsøringsfølsomhet og tålegrenser beregnet ved bruk av modeller i jord
1050-1115	Kaffe	
1115-1145	Rune H. Økland UiO	Effekter av langtransporterte luftforurensninger på vegetasjon i boreal barskog
1145-1215	Kjell I. Flatberg UNIT	Moseskader på Sørlandet - viser de at tålegrensene for luftforurensninger er overskredet?
1215-1235	Ann Marie Odasz UiT	Racomitrium lanugiosum, "a bioindicator" of nitrate deposition in northern terrestrial vegetation
1235-1255	Eli Fremstad NINA	Fattig hei i Norge - Utbredelse og tålegrenser for nitrogen
1255-1315	Olga Hilmo ALLFORSK	Skade på epifyttisk lav som overvåkingsparameter
1315-1430	Lunsj	

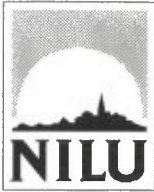
<b>Sesjon 2: Ordstyrer Tor Johannessen, SFT</b>
---

1430-1500	Eiliv Steinnes UNIT-AVH	Betydning av atmosfærisk langtransport for metallomsetning i terrestrisk miljø
1500-1510	Ivar P. Muniz NINA	Testoppsett for jordarthropoder, metodikk og noen resultater
1510-1530	Per Varskog UNIT-AVH	Relations between elemental concentrations and soil organic matter content in norwegian forest soil
1530-1600	Avslutning	

## Postere

B.O. Berthelsen	Tungmetall-akkumulering i podsol-jord på Sørlandet; Vertikalfordeling i jordprofilen i skog og på snauhogstfelt
T. Bækken, M. Grande E. Lydersen, K.J. Aanes	Tungmetallers effekter på evertebrater og fisk
L.S. Dalen	Ozonopptak og effekten på stomata konduktase, transpirasjon og fotosyntese hos bjørkefiken ( <i>Ficus Benjamina</i> ) og grønnrenner ( <i>Chlorophytum Comosum</i> )
S. Einarson	Tungmetaller, fysiologiske effekter i vann
O. Grøtterud	Er det forsvarlig å bruke Henriksens F-faktor i tålegrensearbeid?
D. Hessen	Prosjektet "Nitrogen fra fjell til fjord"
S. Kvindesland N. Christophersen P. Jørgensen D. Aamlid T. Frogner	Modellering av jordprosesser
H.C. Pedersen	The effects of exogenous cadmium on parental behaviour in free-living female willow ptarmigan ( <i>Lagopus lagopus</i> )
A.K.L. Schartau	Tungmetaller i akvatisk miljø - limnokoralleksperimenter
B.L. Skjelkvåle	Virkinger av fluorid fra langtransportert forurensning på kjemi i overflatevann
Gro Torsethaugen	Ozons effekt på fotosyntese og fotorespirasjon hos <i>Lemna Gibba</i>
V. Vange A.M. Odasz	Effect of nitrate deposition on nitrate reductase activity, tissue nitrogen and C/N ratio in <u><i>Racomitrium lanuginosum</i></u>
R. Vogt	Natural organic compounds governing aluminium mobilization in podzolic soil
S. Øiesvold A.M. Odasz	Photosynthesis, reduction capacity and nitrate assimilation in the bryophyte <u><i>Racomitrium lanuginosum</i></u>
D. Aamlid	Tungmetaller i multer og blåbær fra Sør-Varanger i 1992





**Norsk institutt for luftforskning (NILU)**  
**Norwegian Institute for Air Research**  
**Postboks 64, N-2001 Lillestrøm**

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 17/93	ISBN-82-425-0471-7	
DATO 9/6-93	ANSV. SIGN. P. Berg	ANT. SIDER 199	PRIS NOK 225,-
TITTEL Tilførsler og virkninger av lufttransporterte forurensninger (TVLF) og Naturens tålegrenser		PROSJEKTLEDER Inga Fløisand	
		NILU PROSJEKT NR. O-1657	
FORFATTER(E) Inga Fløisand og Else Løbersli		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF.	
OPPDRAGSGIVER Norges Forskningsråd avd. NAVF, Sandakerv. 99, 0483 OSLO. Direktoratet for naturforvaltning, Tungasletta 2, 7004 TRONDHEIM			
STIKKORD TVLF	Naturens tålegrenser		
REFERAT Programstyret for TVLF og arbeidsgruppen for Naturens tålegrenser gikk sammen om å arrangere et felles møte for presentasjon og diskusjon av resultater fra programmene 15.-17.2.1993. Denne rapporten inneholder innsendte sammendrag av foredrag og postere som ble presentert på de tre dagene møtet varte.			
TITLE			
ABSTRACT			

\* Kategorier: A Åpen - kan bestilles fra NILU  
B Begrenset distribusjon  
C Kan ikke utleveres